



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

**ESTUDO DA APLICABILIDADE DE COAGULANTES ORGÂNICOS E
INORGÂNICOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO
PÚBLICO**

**CAMPINA GRANDE
2016**

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

**ESTUDO DA APLICABILIDADE DE COAGULANTES ORGÂNICOS E
INORGÂNICOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO
PÚBLICO**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba–UEPB–Campus I–Campina Grande-PB.

Orientadora: Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira

CAMPINA GRANDE

2016

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

N441e Nepomuceno, Thiago Cabral

Estudo da aplicabilidade de coagulantes orgânicos e inorgânicos no tratamento de água para abastecimento público [manuscrito] / Thiago Cabral Nepomuceno. - 2016.

168 p. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.

"Orientação: Profa. Dr^a. Weruska Brasileiro Ferreira, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Coagulantes Orgânicos. 2. Coagulantes Inorgânicos. 3. Tratabilidade I. Título.

21. ed. CDD 628.4

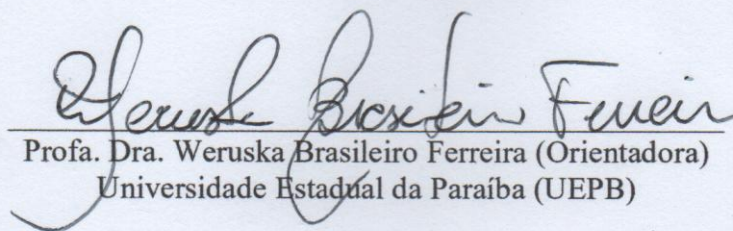
THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

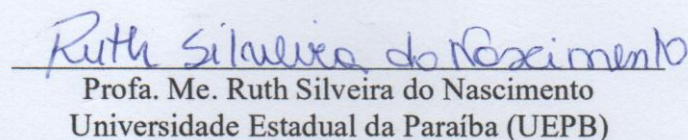
**ESTUDO DA APLICABILIDADE DE COAGULANTES ORGÂNICOS E
INORGÂNICOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO
PÚBLICO**

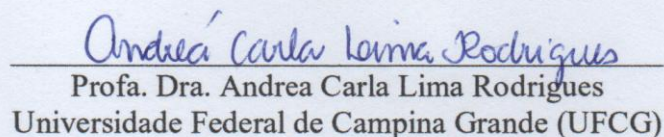
Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba-UEPB-Campus I-Campina Grande-PB.

Aprovado em: 26/02/2016.

BANCA EXAMINADORA


Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Profa. Me. Ruth Silveira do Nascimento
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Profa. Dra. Andrea Carla Lima Rodrigues
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Aos meus pais, por todo sacrifício realizado para que eu me tornasse o homem que sou hoje, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Sou grato primeiramente a Deus, autor da minha fé, de onde vem todos os dons e talentos, por ter me capacitado e me dado forças em todos os momentos da minha vida.

Agradeço aos meus pais, por me criarem nos caminhos corretos, me orientado e sempre orando por mim, tirando muitas vezes de si para que eu pudesse ter a melhor educação possível. Hoje entendo tudo o que fizeram por mim e por minha irmã, eu os amo incondicionalmente.

A minha linda irmã, pelo companheirismo de sempre, por ter me apoiado e acreditado em mim, és muito especial.

A todos os meus familiares, que sempre torceram para o meu sucesso, em especial, ao meu avô, Rev. Clélio, por ter me ensinado a sempre lutar pela vida e nunca se abater frente as adversidades que surgirem.

A minha querida orientadora e amiga, Profa. Dra. Weruska, grande fonte de inspiração, que me concedeu seu vasto conhecimento em tratamento de água para que eu pudesse seguir adiante durante essa pesquisa.

A minha namorada, Tarciana Ramos, sem a qual dificilmente eu poderia concluir esse trabalho, estando comigo em todos os procedimentos experimentais, além de todo amor e companheirismo compartilhado durante a nossa caminhada juntos.

Aos colegas de curso pelos momentos de amizade e apoio, em especial a Mariah, Yuri, Danyllo, Rennan e Rafael, que certamente terei como amigos para toda a vida.

A Profa. Dra. Lígia, que me deu a primeira oportunidade de trabalhar como aluno de iniciação científica, permanecendo durante dois proveitosos anos sob sua orientação.

A todos os Professores do DESA, pelos conhecimentos passados durante todos os cinco anos de graduação.

Aos meus demais amigos, que sempre estiveram ao meu lado, acrescentando em muito a minha vida.

“Não te mandei eu? Esforça-te e tem bom ânimo, não pases, nem te espantes, porque o SENHOR, teu Deus, é contigo, por onde quer que andares” (Josué, 1:9).

RESUMO

O maior rigor das legislações, que priorizam a questão ambiental e a saúde pública, tem colocado em questionamento a utilização de sais de ferro e alumínio como coagulantes, uma vez que ambos apresentam em sua constituição compostos com elevado grau de toxicidade. Desta forma, o presente trabalho propôs a realização da tratabilidade da água do açude de Bodocongó-PB, utilizando dois coagulantes de natureza inorgânica, sulfato de alumínio e cloreto férrico, e dois de origem orgânica, tanfloc SL e tanfloc SG, sendo esses últimos a base de tanino, extraído da árvore Acácia-negra. Os ensaios foram desenvolvidos em um aparelho jar-test, estudando sete dosagens de cada coagulante, 10 mg. L⁻¹ a 70 mg. L⁻¹, com intervalos de 10 mg. L⁻¹, e duas velocidades de sedimentação, 1,5 cm. min⁻¹ e 3 cm. min⁻¹. Para as amostras de água decantada foi analisada a atenuação dos valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, em relação aos níveis apresentados para a água bruta, bem como, para cada parâmetro citado anteriormente foi investigada a influência dos fatores dosagem de coagulante e velocidade de sedimentação a partir de testes estatísticos de comparação de médias. Para o lodo gerado com o tratamento, análises gravimétricas foram realizadas de maneira a quantificar as frações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), para todas as dosagens e velocidades de sedimentação que foram determinadas para esse estudo. Por meio dos resultados obtidos, foi possível verificar ampla superioridade dos coagulantes orgânicos na redução da turbidez, com percentuais mínimos de remoção de 90,40 % para o tanfloc SL e 90,73% para o tanfloc SG. Esse desempenho foi superior a praticamente todos os resultados obtidos para o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Para os parâmetros cor aparente e cor verdadeira, o tanfloc SL se mostrou o coagulante mais eficiente, com desempenho similar e muitas vezes superior a remoção proporcionada pelos sais de ferro e alumínio estudados. A partir da aplicação dos testes T pareado e de Tukey, foi possível verificar influência significativa da dosagem e da velocidade de sedimentação na qualidade da água decantada correspondente ao sulfato de alumínio e ao cloreto férrico, já os coagulantes orgânicos estudados apresentaram apenas a dosagem como fator determinante para a variação dos valores dos respectivos parâmetros, com independência da velocidade de sedimentação. Quando avaliado o lodo produzido durante a realização dos experimentos, destacou-se os elevados níveis de STV encontrados no lodo proveniente da adição dos coagulantes orgânicos, com aumento de até 257,24 % dessa fração em relação aos valores apresentados pela água bruta, para o tanfloc SL, e 319,49% como maior contribuição fornecida pelo tanfloc SG, o que torna favorável o tratamento desse resíduo por processos biológicos. Grande acréscimo na fração de STF foi observado a medida que maiores dosagens de coagulantes inorgânicos foram aplicadas. Desta forma, a aplicação do tanfloc como coagulante primário, principalmente o tanfloc SL, é uma alternativa sustentável para substituição dos sais de ferro e alumínio nas estações de tratamento de água para abastecimento público.

Palavras-Chave: Coagulantes Orgânicos, Coagulantes inorgânicos, Tratabilidade.

ABSTRACT

The increasing severity of the laws that prioritize environmental issues and public health has put into question the use of iron salts and aluminum as coagulants, since both have in its constitution compounds with high toxicity. Therefore, the present paper proposes the realization of the treatability of a water sample collected from the dam of Bodocongó-PB, using two coagulants of inorganic nature, aluminum sulfate and ferric chloride, and two of vegetable origin, Tanfloc SL and Tanfloc SG, these last being tannin base, extracted from Acácia-negra tree. The tests were developed in a jar-test apparatus, studying seven dosages of each coagulant, 10 mg. L⁻¹ to 70 mg. L⁻¹, at intervals of 10 mg. L⁻¹, and two sedimentation speeds 1.5 cm. min⁻¹ and 3 cm. min⁻¹. For the decanted water samples was analyzed attenuation of the turbidity values, the apparent color and true color, compared to the levels shown for the raw water, and, for each parameter mentioned above the influence of coagulant dosage factors and sedimentation rate was investigated from statistical tests of comparison of means. For the sludge produced from treatment, gravimetric analyzes were performed in order to quantify the total solids fractions (TS), fixed total solids (FTS) and total volatile solids (VTS) for all doses and sedimentation speeds were determined for this study. Through the obtained results, it was possible to found ample superiority of organic coagulants in reducing turbidity, with minimum percentages of removal of 90.40% for Tanfloc SL and 90.73% for Tanfloc SG. This performance was superior to virtually all the results obtained for aluminum sulfate and ferric chloride. For true color and apparent color parameters, SL Tanfloc proved the most effective coagulant, with performance similar and often higher removal provided by iron salts and aluminum studied. For these parameters, the performance of Tanfloc SG was the most unsatisfactory, contributing even to the true color of the addition of water when applied dosages from 50 mg. L⁻¹. Statistical methods mean comparisons were strongly influence the strength and the sedimentation rate in the turbidity values, apparent color and true color of the decanted water samples corresponding to aluminum sulfate and ferric chloride, since the organic coagulants studied only had the dosage as a determining factor for change in the values of its parameters, regardless of the sedimentation rate. When rated the sludge produced during the experiments, high levels of VTS found in sludge from the addition of organic coagulants stood out, with an increase of up to 257.24% of the fraction of the values presented by the raw water to the Tanfloc SL, representing the largest applied dosage and lower sedimentation rate, and 319.49% increase as higher contribution provided by Tanfloc SG. Large increase in FTS fraction was observed as higher dosages of inorganic coagulants were applied. Thus, the application of Tanfloc as a primary coagulant, especially Tanfloc SL is a sustainable alternative to replacement of iron and aluminum salts in water treatment stations for public water supply.

Keywords: Organic coagulants, inorganic coagulants, Treatability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -Dimensões das partículas e microrganismos presentes na água.....	24
Figura 2 - Produção de mudas de acácia- negra (A); Extração mecanizada (B)	34
Figura 3 - Evolução das Portarias de Potabilidade de do número de parâmetros	35
Figura 4 – Canaleta Parshall da ETA Gramame, João Pessoa-PB	38
Figura 5 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e potencil Zeta	40
Figura 6 - Tipos de sedimentação de acordo com as concentrações de sólidos	43
Figura 7 - Zonas de sedimentação do decantador ideal	44
Figura 8 - Sedimentação de partículas floculentas	46
Figura 9 - Decantador de fluxo horizontal retangular	48
Figura 10 - Decantador de alta taxa	50
Figura 11 – Aparelho jarteste utilizado nos ensaios de tratabilidade	59
Figura 12 – Açude de Bodocongó-PB	60
Figura 13 – Imagem de satélite do açude de Bodocongó e terraplanagem.	62
Figura 14 – Caixa d’água contendo a água de estudo.....	65
Figura 15 – Monitoramento da temperatura da água de estudo.	67
Figura 16 - Valores encontrados para o monitoramento dos parâmetros químicos	80
Figura 17 - Valores encontrados para o monitoramento dos parâmetros físicos	81
Figura 18 - Alcalinidade total das amostras coaguladas com sulfato de alumínio	83
Figura 19 - Alcalinidade total das amostras coaguladas com cloreto férrico	84
Figura 20 - pH de coagulação em função da dosagem de sulfato de alumínio	86
Figura 21 - pH de coagulação em função da dosagem cloreto férrico	86
Figura 22 - Alcalinidade total das amostras coaguladas com tanfloc SL	87
Figura 23 - Alcalinidade total das amostras coaguladas com tanfloc SG	88
Figura 24 - pH de coagulação em função da dosagem de tanfloc SL	89
Figura 25 - pH de coagulação em função da dosagem de tanfloc SG	89
Figura 26 - Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante	90
Figura 27 - Percentuais de remoção de turbidez para o sulfato de alumínio.	91
Figura 28 - Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante	93
Figura 29 - Percentuais de remoção de cor aparente para o sulfato de alumínio	93

Figura 30 – Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante.	95
Figura 31 - Percentuais de remoção de cor verdadeira para o sulfato de alumínio	95
Figura 32 - Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante.	97
Figura 33 - Percentuais de remoção de turbidez para o cloreto férrico	97
Figura 34 – Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante	98
Figura 35 - Percentuais de remoção de cor aparente para o cloreto férrico	99
Figura 36 - Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante	100
Figura 37 - Percentuais de remoção de cor verdadeira para o cloreto férrico	100
Figura 38 - Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante	101
Figura 39 - Percentuais de remoção de turbidez para o tanfloc SL	102
Figura 40 – Flocos formados pela adição do cloreto férrico (A); Flocos Pela adição do tanfloc SL (B).....	103
Figura 41 - Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante	104
Figura 42 - Percentuais de remoção de cor aparente para o tanfloc SL	104
Figura 43 - Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante	106
Figura 44 - Percentual de remoção de cor verdadeira para o tanfloc SL	106
Figura 45 - Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante.	107
Figura 46 - Percentual de remoção de turbidez para o tanfloc SG	108
Figura 47 - Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante	109
Figura 48 - Percentual de remoção de cor aparente para o tanfloc SG	109
Figura 49 - Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante	110
Figura 50 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o sulfato de alumínio ($V_s = 3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$)	124

Figura 51 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o sulfato de alumínio ($V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	126
Figura 52 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o sulfato de alumínio ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	128
Figura 53 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o sulfato de alumínio ($V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	129
Figura 54 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor verdadeira encontrados para o sulfato de alumínio ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	130
Figura 55 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o cloreto férrico ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	132
Figura 56 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o cloreto férrico ($V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	133
Figura 57 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o cloreto férrico ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	134
Figura 58 -Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o cloreto férrico ($V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	136
Figura 59 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor verdadeira encontrados para o cloreto férrico ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	138
Figura 60 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o tanfloc SL ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	139
Figura 61- Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o tanfloc SL ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	141
Figura 62 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor verdadeira encontrados para o tanfloc SL ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	142
Figura 63 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de turbidez encontrados para o tanfloc SG ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	144
Figura 64 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor aparente encontrados para o tanfloc SG ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	145
Figura 65 - Resultado gráfico da aplicação do teste de Tukey para os valores de cor verdadeira encontrados para o tanfloc SG ($V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	146
Figura 66 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação como sulfato de alumínio.....	148
Figura 67 - Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o sulfato de alumínio	149

Figura 68 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o cloreto férrico.	152
Figura 69 - Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o cloreto férrico.	153
Figura 70 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o tanfloc SL	155
Figura 71- Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o tanfloc SL	156
Figura 72 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o tanfloc SG	158
Figura 73 - Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o tanfloc SG	158

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização inicial da água bruta coletada	79
Tabela 2 – Médias aritméticas e respectivos desvios padrão para cada variável monitorada .	82
Tabela 3 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o cloreto férrico	111
Tabela 4 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o sulfato de alumínio	112
Tabela 5 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o tanfloc SL.....	113
Tabela 6 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o tanfloc SG.....	113
Tabela 7 – Resultados do teste T para os coagulantes inorgânicos	115
Tabela 8 – Resultados do teste T para os coagulantes orgânicos	120
Tabela 9 – ANOVA unifatorial para a turbidez (sulfato de alumínio, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	124
Tabela 10 – ANOVA unifatorial para a turbidez (sulfato de alumínio, $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$).	126
Tabela 11 - ANOVA unifatorial para cor aparente (sulfato de alumínio, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$) .	127
Tabela 12 - ANOVA unifatorial para cor aparente (sulfato de alumínio, $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$) .	128
Tabela 13 – ANOVA unifatoria para cor verdadeira (sulfato de alumínio, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	130
Tabela 14 – ANOVA unifatorial para a turbidez (cloreto férrico, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	131
Tabela 15 – ANOVA unifatorial para a turbidez (cloreto férrico, $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	133
Tabela 16 – ANOVA unifatorial para cor aparente (cloreto férrico, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	134
Tabela 17 – ANOVA unifatorial para cor aparente (cloreto férrico, $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$).....	135
Tabela 18 – ANOVA unifatorial para cor verdadeira (cloreto férrico, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	137
Tabela 19 – ANOVA unifatorial para turbidez (tanfloc SL, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	139
Tabela 20 – ANOVA unifatorial para cor aparente (tanfloc SL, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	140
Tabela 21 - ANOVA unifatorial para cor verdadeira (tanfloc SL, $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$)	142
Tabela 22 – ANOVA unifatorial para turbidez (tanfloc SG, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)	143
Tabela 23 – ANOVA unifatorial para cor aparente (tanfloc SG, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	145
Tabela 24 – ANOVA unifatorial para cor verdadeira (tanfloc SG, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$).....	146
Tabela 25 – Fração de sólidos determinadas para a água bruta	147

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Comparação entre os VMP de parâmetros para cada Portaria brasileira.....	36
Quadro 2 – Características Morfométricas do açude de Bodocongó.....	62
Quadro 3 – Volume calculado correspondente a cada dosagem fixada	64
Quadro 4 – Condições operacionais fixadas para a operação do jarreste	67
Quadro 5 – Procedimentos utilizados para a realização da sedimentação e coleta das amostras de água decantada	69
Quadro 6 – Procedimento metodológico para a realização dos ensaios de tratabilidade	71
Quadro 7 – Metodologias analíticas adotadas para a determinação das variáveis	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- ANOVA – Análise de Variância.
- APHA – American Water Works Association
- AWWA – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- COT – Carbomo Orgânico Total.
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.
- DQO – Demanda Química de Oxigênio.
- E. *Coli* – Escherichia Coli.
- ETA – Estação de Tratamento de Água.
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto.
- EUA – Estados Unidos da América.
- HSD – *Honestly Significant Difference*
- LMRS – Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remato.
- MOD – Matéria Orgânica Dissolvida.
- NBR – Norma Brasileira.
- NSF/ANSI – International Standard / American National Standard
- pH – Potencial Hidrogeniônico.
- PVC – Policloreto de Vinila.
- SMARH – Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- ST – Sólidos Totais.
- STF – Sólidos Fixos.
- STV – Sólidos Totais Voláteis.
- SV – Sólidos Voláteis.
- TAS – Taxa de Aplicação Superficial.
- THM – Trihalometanos.
- UEPB – Universidade Estadual da Paraíba.
- UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais.
- V_c – Velocidade Crítica.
- V_L – Velocidade Longitudial.
- VMP – Valores Máximos Permissíveis.
- V_s – Velocidade de Sedimentação.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
1.1	Objetivo Geral	23
1.2	Objetivos Específicos	23
2	REVISÃO DE LITERATURA	24
2.1	Impurezas Presentes na Água	24
2.2	Principais Características Físicas das Água	25
2.2.1	<i>Turbidez</i>	25
2.2.2	<i>Cor</i>	26
2.2.3	<i>Temperatura</i>	27
2.3	Principais Características Químicas da Água	27
2.3.1	<i>pH</i>	28
2.3.2	<i>Alcalinidade</i>	29
2.4	Coagulantes Empregados no Tratamento de Água	30
2.4.1	<i>Coagulantes Inorgânicos</i>	30
2.4.1.1	<i>Sulfato de Alumínio</i>	30
2.4.1.2	<i>Cloreto Férrico</i>	31
2.4.2	<i>Coagulantes Orgânicos</i>	31
2.4.2.1	<i>Taninos</i>	32
2.5	Evolução dos Parâmetros e Padrões de Potabilidade	35
2.6	Tratamento Convencional de Água de Abastecimento	36
2.7	Etapas do Tratamento da Água	37
2.7.1	<i>Coagulação</i>	37
2.7.1.1	<i>Compressão da Dupla Camada</i>	38
2.7.1.2	<i>Adsorção-Desestabilização</i>	39
2.7.2.3	<i>Varredura</i>	39
2.7.2.4	<i>Formação de Pontes Químicas</i>	39
2.7.1.5	<i>Diagrama de Coagulação</i>	40
2.8	Floculação	41
2.9	Decantação e Teoria da Sedimentação	42
2.9.1	<i>Teoria da Sedimentação</i>	42
2.9.2	<i>Sedimentação de Partículas Discretas</i>	44

2.9.3	<i>Sedimentação de Partículas Floculentas</i>	46
2.9.4	<i>Tipos de Unidades de Decantação</i>	47
2.9.4.1	<i>Decantadores de Fluxo Horizontal</i>	47
2.9.4.2	<i>Decantadores de Alta Taxa</i>	49
2.9.4.3	<i>Decantadores de Manta de Lodo</i>	50
2.10	Lodo Gerado nas Unidades de Decantação	51
2.10.1	<i>Lodo Gerado por Sais de Alumínio e Ferro</i>	52
2.10.2	<i>Lodo Gerado por Coagulantes Orgânicos</i>	54
2.11	Estatística Inferencial	55
2.11.1	<i>Teste de Hipótese</i>	55
2.11.2	<i>Teste de Hipótese para Diferença entre Duas Médias – Teste T de Student</i>	56
2.11.2.1	<i>Teste T para Amostras Emparelhadas</i>	57
2.11.2.2	<i>Teste T para Amostras Independentes</i>	57
2.11.3	<i>Teste de Comparações Múltiplas – Teste de Tukey</i>	57
3	MATERIAIS E MÉTODOS	59
3.1	Equipamentos	59
3.2	Produtos Químicos	60
3.3	Área de Estudo	60
3.4	Preparações das Soluções dos Produtos Químicos	62
3.4.1	<i>Preparação da Solução de Ácido Sulfúrico</i>	62
3.4.2	<i>Preparação das Suspensões dos Coagulantes</i>	62
3.5	Cálculo dos Volumes dos Coagulantes a serem Vertidos nos Jarros	63
3.6	Coleta e Armazenamento da Água Bruta	64
3.7	Ajuste da Temperatura da Água de Estudo	66
3.8	Ensaio de Jar-Test	67
3.9	Coleta da Água Decantada	68
3.10	Estruturação Final dos Procedimentos para a Realização dos Ensaio de Tratabilidade	70
3.11	Análise da Produção e Caracterização do Lodo Gerado nos Ensaio de Tratabilidade	72
3.12	Metodologias para a Determinação das Variáveis Controladas	73
3.13	Verificação das Normalidades das Amostras	74
3.14	Influência da Velocidade de Sedimentação no Valor dos Parâmetros	

	Estudados.....	74
3.15	Influência da Dosagem dos Coagulantes no Valor dos Parâmetros Estudados.....	76
4	RESULTADOS E DISCURSÃO.....	79
4.1	Resultados da Caracterização e Monitoramento da Água Bruta a ser Estudada.....	79
4.2	Resultados dos Ensaios de Tratabilidade.....	82
4.2.1	<i>Alcalinidade das Amostras Coletadas e pH de Coagulação.....</i>	<i>82</i>
4.2.2	<i>Coagulantes Inorgânicos.....</i>	<i>83</i>
4.2.3	<i>Coagulantes Orgânicos.....</i>	<i>87</i>
4.2.4	<i>Resultados da Determinação dos Parâmetros Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira para as Amostras de Água Decantada Coletadas.....</i>	<i>90</i>
4.2.4.1	<i>Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira Correspondentes aos Ensaios com os Coagulantes Inorgânicos.....</i>	<i>90</i>
4.2.4.2	<i>Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira Correspondentes aos Ensaios com os Coagulantes de origem Orgânica.....</i>	<i>101</i>
4.3	Resultados da Aplicação do Teste Shapiro-Wilk.....	111
4.3.1	<i>Aplicação do Teste Shapiro-Wilk para as Amostras Pertencentes ao Tratamento com Sais de Alumínio e Ferro.....</i>	<i>111</i>
4.3.2	<i>Aplicação do Teste Shapiro-Wilk para as Amostras Pertencentes ao Tratamento com Tanfloc SL e Tanfloc SG.....</i>	<i>112</i>
4.4	Influência da Velocidade de Sedimentação nos Parâmetros Monitorados..	114
4.4.1	<i>Teste T para Coagulantes Inorgânicos.....</i>	<i>114</i>
4.4.2	<i>Teste T para Coagulantes Orgânicos.....</i>	<i>120</i>
4.5	Resultados da Aplicação do Teste Tukey para a Influência das Dosagens dos Coagulantes.....	123
4.5.1	<i>Influência da Dosagem para os Coagulantes Inorgânicos.....</i>	<i>123</i>
4.5.1.1	<i>Sulfato de Alumínio.....</i>	<i>123</i>
4.5.1.1.1	<i>Turbidez – Velocidade de 3 cm.min⁻¹.....</i>	<i>123</i>
4.5.1.1.2	<i>Turbidez – Velocidade de 1,5 cm.min⁻¹.....</i>	<i>125</i>
4.5.1.1.3	<i>Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min⁻¹.....</i>	<i>127</i>
4.5.1.1.4	<i>Cor Aparente– Velocidade de 1,5 cm.min⁻¹.....</i>	<i>128</i>
4.5.1.1.5	<i>Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min⁻¹.....</i>	<i>130</i>

4.5.1.2	<i>Cloreto Férnico</i>	131
4.5.1.2.1	Turbidez – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	131
4.5.1.2.2	Turbidez – Velocidade de 1,5 cm.min ⁻¹	132
4.5.1.2.3	Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	134
4.5.1.2.4	Cor Aparente– Velocidade de 1,5 cm.min ⁻¹	135
4.5.1.2.5	Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	137
4.5.2	<i>Influência da Dosagem para os Coagulantes Orgânicos</i>	138
4.5.2.1	<i>Tanfloc SL</i>	138
4.5.2.1.1	Turbidez – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	139
4.5.2.1.2	Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	140
4.5.2.1.3	Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	141
4.5.2.2	<i>Tanfloc SG</i>	143
4.5.2.2.1	Turbidez – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	143
4.5.2.2.2	Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	144
4.5.2.2.3	Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min ⁻¹	146
4.6	Resultados do Fracionamento do Lodo Gerado nos Ensaio de Tratabilidade	147
4.6.1	<i>Produção do Lodo Promovida pela Coagulação a partir do Cloreto Férnico e Sulfato de Alumínio</i>	147
4.6.2	<i>Produção do Lodo Promovida pela Coagulação a partir do Tanfloc SL e Tanfloc SG</i>	155
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	161
	REFERÊNCIAS	163

1 INTRODUÇÃO

Dentre os processos e operações pertencentes ao tratamento de água para abastecimento público, a prática da adição de produtos químicos que possam atuar frente a superfície das impurezas de modo a desestabilizá-las, facilitando sua posterior remoção, é amplamente difundida e utilizada em boa parte das estações de tratamento de água. A esses produtos químicos, dá-se o nome de coagulantes.

Nos sistemas de tratamento de água, os coagulantes mais aplicados são os sais de alumínio e ferro, em especial, o sulfato de alumínio e o cloreto férrico com destaque para o primeiro, que vem sendo empregado a mais de 100 anos em diversos conceitos de sistemas de tratamento. Segundo (SRINIVASAN et al., 1999), a eficiência desses coagulantes na remoção dos níveis de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas presentes na água, aliado aos seus baixos custos de aquisição, são os principais fatores que justificam o predomínio em sua escolha.

A evolução de resoluções que priorizam um maior esmero aos recursos naturais e a saúde pública, juntamente com resultados de pesquisas científicas, tem colocado em cheque a utilização de coagulantes a base de sais metálicos. A principal justificativa para a assertiva anterior está coligada ao fato de que coagulantes dessa natureza apresentam em sua constituição compostos que, mesmos em reduzidas concentrações, podem comprometer ecossistemas, promoverem riscos severos a saúde humana, além de dificultar a própria harmonia das etapas pertencentes ao tratamento de água.

Como discutido por SCALIZE (2003), o sulfato de alumínio, coagulante mais utilizado no Brasil, pode apresentar teores de ácido sulfúrico não reagido na faixa de 3 a 6%, bem como metais pesados oriundos de sua matéria prima, que é a bauxita. Este minério contém chumbo, cromo, cádmio, mercúrio e outros metais. Além disso, pesquisadores como McLACHLAN (1995), mencionam o alumínio como agente causador de doenças neurológicas, como Alzheimer e mal de Parkinson.

Por sua vez, o cloreto férrico também pode apresentar contaminantes como manganês, cobre, zinco, chumbo e cádmio. A norma NFS/ANSI 60 (NFS, 2002) indica que ocorra o monitoramento de concentrações de metais presentes tanto no cloreto férrico como no sulfato de alumínio, tais como antimônio, arsênio, bário berilo, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, selênio e tálio.

O potencial de contaminação atrelado ao sulfato de alumínio e ao cloreto férrico também é refletido nos resíduos produzidos a partir do tratamento da água com tais produtos químicos.

Segundo SOUZA E CORDEIRO (2002), nas estações de tratamento de água, em termos de concentração de sólidos, a maior produção de resíduos é decorrente do lodo acumulado nas unidades de decantação, logo, tais resíduos, se provenientes da coagulação com sais de alumínio ou ferro, podem apresentar elevadas concentrações dos compostos já mencionados anteriormente. Essas características tornam o tratamento e a destinação final desse tipo de lodo mais laborioso e oneroso.

Como alternativa para solucionar as dificuldades encontradas pela utilização dos coagulantes inorgânicos, estudos intensificam-se de maneira a obter produtos químicos que mostrem eficiência semelhante ou superior a estes já destacados, quanto a remoção de impurezas presentes na água, de maneira que não demonstrem carácter toxicológico que possa acarretar em riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Como resultados desses estudos científicos, a aplicação de coagulantes de origem orgânica tem proporcionado resultados bastantes sólidos e promissores.

Coagulantes orgânicos a base de tanino, este extraído da árvore Acácia-negra, tem sido objeto de diversos estudos, com resultados louváveis e otimistas. Como representante desses coagulantes naturais pode ser citado o tanfloc, produzido pela empresa TANAC, que possui sede no Rio Grande do Sul. O tanfloc é um polímero catiônico que atua em sistemas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre essas partículas, sendo este processo responsável pela formação dos flocos e consequente sedimentação. Estudando o potencial do tanfloc como coagulante, Coral, et al. (2009) observou que seu desempenho foi similar ao apresentado pelo sulfato de alumínio, em termos de remoção de turbidez e matéria orgânica presente na água bruta. Já TREVISAN (2014) realizou ensaios de tratabilidade com a água bruta da estação de tratamento (ETA) de Cafezal, localizada no município de Londrina, aonde comparou o desempenho do tanfloc SG com o apresentado pelo sulfato de alumínio e cloreto férrico, a partir dos resultados encontrados, pôde definir o tanfloc SG como forte substituto dos sais de ferro e alumínio, como coagulante primário na respectiva ETA.

Além de mostrar desempenho similar e até mesmo superior aos sais de ferro e alumínio, na atenuação de parâmetros relevantes para a potabilização da água, o tanfloc pode proporcionar a produção de lodo com elevada biodegradabilidade, sendo de mais fácil tratamento de destinação final do que o resíduo mineral gerado pelo sulfato de alumínio e o cloreto férrico, com potencial de servir de insumo para a agricultura, e até mesmo geração de biocombustíveis. Além disso, o tanfloc não apresenta carácter ácido quando adicionado a água, não consumindo a alcalinidade natural da mesma, e, conseqüentemente, não reduzindo os valores do pH do meio, característica essa oposta a apresentada pelos sais metálicos.

A partir do que foi exposto anteriormente, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação do desempenho de quatro coagulantes, sendo dois de natureza orgânica, tanfloc SL e tanfloc SG, e dois de caráter inorgânico, sulfato de alumínio e cloreto férrico, na atenuação dos níveis de turbidez, cor aparente e cor verdadeira de uma amostra de água coletada do açude de Bodocongó, localizado no município de Campina Grande – PB, também sendo estudado o lodo gerado na etapa de decantação da água, para cada dosagem de coagulante empregada e velocidade de sedimentação estudada.

1.1 Objetivo Geral

Estudar o desempenho de coagulantes orgânicos e inorgânicos na tratabilidade da água do açude de Bodocongó em termos de remoção de sólidos em suspensão e coloidais, associando com a geração qualitativa e quantitativa de lodo, visando promover melhores condições de potabilização de água, bem como a menor geração de resíduos.

1.2 Objetivos Específicos

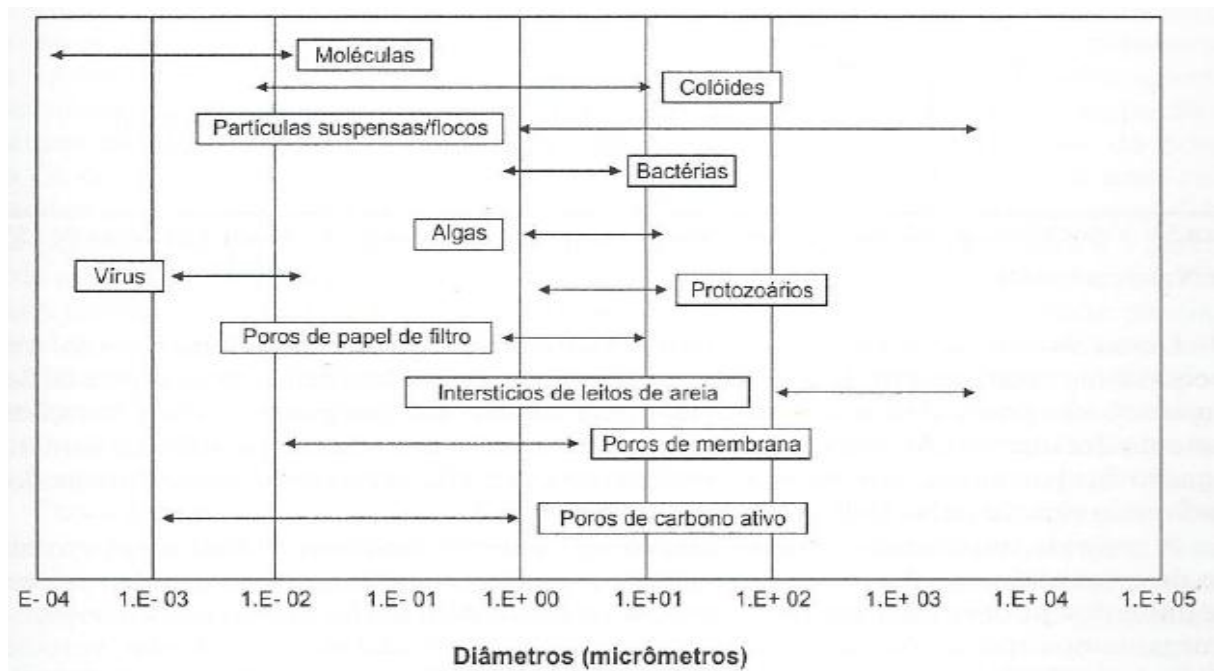
- ✓ Avaliar a influência dos coagulantes orgânicos e inorgânicos em relação aos parâmetros alcalinidade e pH da água bruta de estudo.
- ✓ Avaliar o desempenho de cada coagulante estudado na remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para cada dosagem e velocidade de sedimentação estudada.
- ✓ Verificar a influência qualitativa da velocidade de sedimentação nos resultados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira das amostras de água decantada por meio da aplicação do teste T de student.
- ✓ Verificar a influência qualitativa das dosagens dos coagulantes nos resultados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira das amostras de água decantada por meio da aplicação do teste de Tukey.
- ✓ Quantificar as frações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) do lodo gerado a partir da adição de cada dosagem de coagulante e velocidade de sedimentação empregada nos ensaios de tratabilidade.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Impurezas Presentes na Água

As impurezas que podem estar presentes na água são as seguintes: gases dissolvidos, compostos orgânicos dissolvidos, matéria em suspensão e colóides. Segundo Libânio (2010), para efeito da coagulação e do tratamento como um todo, considera-se a maioria das bactérias e protozoários como partículas e os vírus como colóides. De maneira geral, a distinção entre partículas em suspensão e no estado coloidal, é remetida a ordem de 1 μm . Na Figura 1 são apresentadas as dimensões das partículas e dos microrganismos presentes na água natural.

Figura 1 – Dimensões das partículas e dos microrganismos presentes na água natural



Fonte: Libânio (2011).

Quanto a carga superficial reinante nas impurezas, destaca-se o predomínio de cargas negativas. Um dos parâmetros de avaliação da magnitude da carga das partículas presentes nas águas naturais é a mobilidade eletroforética, conhecida a partir de ensaios que estudam o deslocamento das partículas por meio da aplicação axial de um campo elétrico. Desta forma, as distintas partículas presentes na água apresentam mobilidade eletroforética negativa, caracterizando o desenvolvimento de cargas negativas em sua superfície.

2.2 Principais Características Físicas das Águas

As características físicas das águas de abastecimento têm forte papel nas etapas que fazem parte desse sistema, variações fora das faixas satisfatórias podem dificultar a produção de uma água com padrões de qualidade que estão em dissonância com os valores estabelecidos pela legislação vigente, no caso a portaria n° 2914 de 2011.

As características físicas discutidas nos itens a seguir são as que apresentaram relevância para os processos desenvolvidos neste estudo.

2.2.1 Turbidez

A turbidez em uma amostra de água é definida como o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, sendo que essa redução de intensidade é proporcionada por meio de absorção e dispersão, uma vez que as impurezas causadoras da turbidez são maiores do que o comprimento de luz branca. Segundo Di Bernardo (2011), as partículas responsáveis pelos níveis de turbidez encontrados nas águas são, principalmente, silte, argila, partículas coloidais, microrganismos, plâncton e matéria orgânica particulada. Libânio (2010) menciona que a turbidez também pode ser causada, embora com menor frequência, pela precipitação de carbonato de cálcio, para águas duras, de óxidos de ferro e de compostos de alumínio em águas tratadas. A grande variedade da natureza e dimensão das impurezas que protagonizam os valores de turbidez na água, faz com que águas com a mesma intensidade de turbidez possam apresentar partículas suspensas com características divergentes, em termos de tamanho, composição e forma.

Inicialmente, esse parâmetro era tido como de natureza apenas liminológica, inferindo na profundidade de penetração dos feixes de luz solar, porém, posteriormente passou a ser colocado como parâmetro de potabilidade, uma vez que pesquisas apontaram a relevante influência da turbidez nas etapas de tratamento de água para abastecimento público.

A aplicação da turbidez como parâmetro de controle operacional nas ETAs pode ser exemplificada por sua influência na etapa de desinfecção por cloro, aonde, caso a água submetida a essa etapa apresente valores de turbidez fora dos padrões, os microrganismos podem abrigar-se nessas partículas de maiores dimensões, impedindo a ação do agente desinfetante e, comprometendo a qualidade microbiológica da água.

A portaria n° 2914 de 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de

potabilidade, estabelece um limite de 5 uT para a rede de distribuição de água, em 95% das amostras submetidas as análises. Para a saída das estações de tratamento, o valor máximo permitido para a turbidez é 0,5 uT.

Libânio (2010) afirma que a turbidez nas águas naturais pode variar na faixa de 3 a 500 uT, sendo geralmente inferior a 1 uT para águas subterrâneas. Os escoamentos superficiais, provenientes das precipitações pluviométricas, são grandes responsáveis pelo aumento dos níveis de turbidez nos corpos d'água, uma vez que carregam consigo detritos e partículas que acabam sendo encaminhados para o leito desses mananciais. Em períodos chuvosos, a água a montante das ETAs pode ter acréscimos significativos dos valores de turbidez em poucas horas. Os processos erosivos têm grande importância no crescimento dos níveis de turbidez nos corpos d'água.

2.2.2 Cor

A cor de uma amostra de água é definida como o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, sendo que, diferente da turbidez, essa redução de intensidade se deve por meio da absorção de parte da radiação eletromagnética, provocada, em maior escala, por material no estado coloidal, que estão finamente dispersos na água. Esses coloides possuem dimensões inferiores a 10 μm , sendo de origem predominantemente orgânica, podendo também ser resultado de compostos de ferro e manganês ou do lançamento de diversos tipos de efluentes industriais.

Quando se discute sobre a presença de cor nas águas, deve-se diferenciar a cor verdadeira da aparente. Di Bernardo (2010) define como cor verdadeira aquela que não sofre interferência de partículas suspensas na água, devendo ser necessária a centrifugação ou filtração da amostra. Desta forma, para a determinação da cor verdadeira, é necessária a remoção da turbidez existente na água.

Das partículas orgânicas que conferem cor as águas naturais, a maior magnitude advém da decomposição de matéria orgânica de origem predominantemente vegetal e do metabolismo de microrganismos presentes no solo (Libânio 2010). Segundo estudos realizados por Croué et al. (1999), os ácidos hidrofóbicos (nomeados de substâncias húmicas da água) podem representar de 50 a 90% da matéria orgânica dissolvida na água (MOD), sendo que o outro percentual é representado pela parcela hidrofílica, com percentuais entre 20 e 30%.

A partir da década de 1970, a cor passou a ter maior relevância nos estudos de tratabilidade da água, uma vez que ao reagir com o cloro residual livre adicionado, em etapas de oxidação e/ou desinfecção, as substâncias húmicas presentes atuam como precursores da formação de subprodutos com potencial carcinogênico (trihalometanos – THM).

A cor também se apresenta como um importante parâmetro de controle operacional nas ETAS, não só por tratar-se de padrão de potabilidade, como também por ser parâmetro operacional de controle da qualidade da água bruta, da água decantada e da água filtrada, servindo como base para a determinação das dosagens de produtos químicos a serem adicionados, dos graus de mistura, dos tempos de contato e de sedimentação das partículas floculadas. Segundo a portaria nº 2914 de 2011, o limite máximo para a cor, na rede de distribuição, é de 15 uH.

As águas naturais apresentam, geralmente, cor verdadeira variando de 0 a 200 uH, e valores inferiores a 10 uH são praticamente imperceptíveis.

2.2.3 Temperatura

A temperatura dos fluidos faz menção a representatividade do movimento aleatório das moléculas, sintetizando o fenômeno de transferência de calor à massa líquida. Em estudos que abordam o monitoramento da qualidade de águas, a temperatura torna-se uma importante condição ambiental.

Na esfera do tratamento de água, deve-se ter o monitoramento das variações dos valores de temperaturas, uma vez que esse parâmetro tem forte influência na solubilidade dos coagulantes adicionados, interferindo na formação das espécies hidrolisadas do coagulante adicionado, assim como nas etapas de floculação e desinfecção.

2.3 Principais Características Químicas das Águas

Segundo Di Bernardo *et al.*, 2002, as características químicas da água têm papel primordial no saneamento. O conhecimento das propriedades químicas da água pode proporcionar a caracterização adequada da mesma, sendo possível a obtenção de informações relacionadas ao seu conteúdo mineral, determinação do grau de contaminação e verificação da origem dos poluentes, além de caracterizar picos de concentração de compostos tóxicos e as possíveis fontes de emissão. A presença de certos elementos químicos pode tornar inviável a utilização de determinadas tecnologias de tratamento, sendo necessário aplicar procedimentos

específicos. Parâmetros como acidez e dureza estão associados a problemas de corrosões, para o primeiro, e incrustações, para o segundo, respectivamente. Além disso, valores de pH e alcalinidade entre faixas favoráveis são essenciais no funcionamento satisfatório das unidades de tratamento de água e dos mais variados efluentes.

2.3.1 pH

O pH representa a atividade do íon hidrogênio na água, de forma logaritimizada, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes como efluentes industriais (ácido sulfúrico, clorídrico, nítrico, etc), dissociação de ácidos orgânicos como o ácido acético, que resulta da “fase ácida” da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, bem como outras substâncias que venham a apresentar reação ácida com o solvente (água).

Por possuir influência em vários equilíbrios químicos que se processam de maneira natural ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro de extrema importância no âmbito do saneamento ambiental, influenciando desde a aplicação dos coagulantes até a etapa de desinfecção.

Nas estações de tratamento de água, várias unidades tem o pH como parâmetro de controle operacional. A etapa de mistura rápida, aonde ocorre a coagulação da água bruta, depende de faixas específicas de pH para a sua ocorrência de maneira eficiente, existindo uma combinação “dosagem de coagulante x pH de coagulação” que corresponde à situação mais apropriada em que o coagulante aplicado promove a desestabilização das impurezas de forma mais efetiva, ou seja, as partículas passam a apresentar carga eletrostática superficial mais próxima de zero, facilitando a etapa de floculação (isso considerando outros fatores como a não necessidade de adição de alcalinizantes e/ou acidificantes, custos com produtos químicos, turbidez remanescente, etc.).

A desinfecção pelo cloro é um outro processo dependente do pH. Em meio ácido, a dissociação do ácido hipocloroso (HOCl) formando íon hipoclorito é menor, sendo o processo mais eficiente, já que o primeiro é o agente desinfetante mais eficiente na inativação dos microrganismos. A própria distribuição da água final é afetada pelo pH. As águas ácidas são corrosivas, ao passo que as alcalinas são incrustantes. Por isso o pH da água final deve ser controlado, para que os carbonatos presentes sejam equilibrados e não ocorra nenhum dos dois efeitos indesejados mencionados anteriormente. A água levemente alcalina resulta numa

tênu película de carbonato na parede interna da tubulação, que se impõe como barreira a processos corrosivos, sem formar incrustações expressivas.

O pH é padrão de potabilidade, recomendando-se que as águas para abastecimento público apresentem valores entre 6,0 e 9,5, de acordo com a Portaria 2814/2011 do Ministério da Saúde. Outros processos físico-químicos de tratamento, como o abrandamento pela cal, são dependentes do pH.

2.3.2 Alcalinidade

Ritcher (2009) define a alcalinidade como a capacidade da água em neutralizar ácidos (os íons H^+), reagindo com os mesmos até um determinado valor de pH. Desta forma a alcalinidade da água funciona como um agente tamponante, podendo evitar variações significativas no valor do pH.

Os principais íons constituintes da alcalinidade são: bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e hidróxido (OH^-). Essas três formas de alcalinidade manifestam-se em função do valor do pH. Águas com pH na faixa de 4,4 a 8,3 a alcalinidade se dá em virtude de bicarbonatos, para o pH entre 8,3 e 9,4 predomina a alcalinidade na forma de carbonatos e bicarbonatos e, entre os valores de pH superiores a 9,4, ocorre por hidróxidos e carbonatos. Assim uma água não pode apresentar alcalinidade devido a bicarbonatos e hidróxidos. Segundo Libânio (2010), a alcalinidade das águas naturais superficiais se dá, principalmente, apenas por bicarbonatos, em especial, cálcio e magnésio.

A presença de bicarbonatos e, de maneira mais discreta, está associada com a reação do gás carbônico presente na água com os minerais presentes no solo. A presença do gás carbônico é resultante da incorporação da atmosfera e/ou da oxidação da matéria orgânica. A equação 1 justifica a assertiva anterior.



A principal fonte de alcalinidade de hidróxidos em águas naturais decorre da descarga de efluentes de indústrias, onde se empregam bases fortes como soda cáustica e cal hidratada. Em águas tratadas, pode-se registrar a presença de alcalinidade de hidróxidos em águas abrandadas pela cal.

No campo da potabilização da água para consumo humano, a alcalinidade surge com uma função primordial para a ocorrência satisfatória da coagulação, a queda acentuada do pH, principalmente quando os coagulantes aplicados são sais de ferro e alumínio, que possuem caráter ácido quando adicionados a água. Quando a alcalinidade natural da água a ser submetida às etapas de tratabilidade não é suficiente para impedir a depreciação do pH, é necessária a adição de um alcalinizante, como cal virgem ou hidratada. Coagulantes de origem orgânica não reagem significativamente com a alcalinidade.

2.4 Coagulantes Empregados no Tratamento de Água

Para que se tenha maior coerência e fidelidade com o estudo realizado, foi dissertado apenas sobre as características dos coagulantes empregados nos ensaios referentes a esse trabalho, salientando que uma grande variedade de coagulantes químicos existe e podem ser empregados nas ETAs.

2.4.1 Coagulantes Inorgânicos

De acordo com Santos (2001), o coagulante químico tem como objetivo estabilizar as partículas coloidais para que estas possam se encontrar, aglutinar e formar flocos que posteriormente venham a sedimentar e assim serem eliminados da água.

Os sais de alumínio são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água ou ao lodo. Como principal dificuldade do processo destaca-se o lodo inorgânico gerado, de difícil manuseio por parte das empresas em função de seu volume e do elevado teor de umidade (CRUZ, 2005).

Os sais de ferro são, também, muito utilizados como agentes coagulantes para tratamento de água. Reagem de forma a neutralizar cargas negativas dos colóides e proporcionam a formação de hidróxidos insolúveis de ferro. Devido à baixa solubilidade dos hidróxidos férricos formados, eles podem agir sobre ampla faixa de pH (PAVANELLI, G., 2001).

Sais de alumínio e ferro são ambientalmente indesejáveis, pois os lodos produzidos podem disponibilizar íons solúveis que comprometem a saúde humana. É necessário, portanto, buscar coagulantes ambientalmente mais compatíveis (VAZ, et al., 2010).

2.4.1.1 Sulfato de Alumínio

A espécie química do sulfato de alumínio – PA, comercializada em pó ou em granulado, apresenta como fórmula química $Al_2(SO_4)_3 \times nH_2O$, aonde o termo representado por “n” faz referência a quantidade de moléculas de água de cristalização, que é, geralmente, entre 14,3 e 18.

O sulfato de alumínio em solução apresenta características ácidas, sendo corrosivo, necessitando assim que seu armazenamento seja efetuado em reservatórios apropriados (tanques de chumbo, com revestimento de borracha, plástico ou aço inoxidável). O produto seco apresenta um teor de óxido de alumínio (Al_2O_3) entre 14% e 18%, já a forma líquida tem teores de Al_2O_3 padronizados em 8%, equivalente a 49% do produto seco ou uma concentração de $660 \text{ Kg. (m}^3\text{)}^{-1}$ com uma densidade de 1,33. (RICHTER, 2009).

Quando adicionado a água, na etapa de mistura rápida, o sulfato de alumínio proporciona a formação de uma grande quantidade de espécies polinucleadas.

2.4.1.2 Cloreto Férrico

Quando ocorre a reação do minério de ferro (hematita – $FeCl_3$) com o ácido clorídrico concentrado, com posterior resfriamento e filtração, tem-se a produção do cloreto férrico ($FeCl_3$). O cloreto férrico pode ser fornecido no estado sólido ou líquido, sendo usualmente fornecido em solução a 42% em peso, densidade 1,46 e uma concentração de $560 \text{ kg. (m}^3\text{)}^{-1}$.

De maneira geral, todos os coagulantes férricos possuem significativa eficiência em uma larga faixa de pH, que vai de 4 a 11, sendo úteis na remoção da cor a baixos valores de pH e na remoção de ferro e manganês a altos valores de pH, bem como no processo de abrandamento para acelerar a formação dos flocos. (RICHTER, 2009).

Quando o cloreto férrico se dispersa na água, ocorre a hidratação do íon Fe^{+3} , coordenando até seis moléculas de água e formando o íon $Fe (H_2O)_6^{+3}$.

2.4.2 Coagulantes Orgânicos

Para minimizar problemas nas ETA's e ETE's, e nos grandes projetos de despoluição de rios e lagoas nas áreas urbanas, está sendo proposto, substituindo polímeros inorgânicos ou

orgânicos sintéticos, ou sais de alumínio ou ferro, o uso de polímeros catiônicos orgânicos preparados a partir de produtos naturais (MANGRICH *et al.*, 2013).

Os produtos orgânicos se sobressaem por serem biodegradáveis fazendo com que o material sedimentado a ser descartado seja degradado pelos organismos decompositores no meio aquático.

De acordo com Cruz *et al.* (2005) os sais de alumínio e os produtos convencionalmente, empregados para a correção do pH, são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água, ou ao lodo gerado no processo.

Este lodo inorgânico que se dá no processo é um dos principais problemas quando a água e/ou efluente é tratada. O seu manuseio é altamente complicado, pois por ser inorgânico ele tem uma difícil degradabilidade, assim como seu elevado teor de umidade.

Quando comparado aos coagulantes químicos, atualmente usados nas ETA's, os coagulantes naturais se apresentam bastante vantajosos. Por terem origem orgânica, eles não apresentam alterações na alcalinidade da água, bem como o lodo que é gerado, tem volume menor contendo uma quantidade menor de metais pesados (provenientes dos sais metálicos) (VAZ *et al.*, 2010).

Devido às desvantagens apresentadas pelos coagulantes químicos, nos últimos anos tem-se intensificado os estudos acerca de coagulantes que apresentem um baixo custo, gerem menos resíduos e se mostrem eficientes no processo de coagulação. Assim, os olhos dos pesquisadores estão voltados para os coagulantes orgânicos, esses últimos estão apresentando um grande potencial quando se deseja cumprir as necessidades citadas acima. Esses biopolímeros podem ser originários de plantas locais de fácil processamento, dando um caráter potencial de baixos custos operacionais, quando comparados com reagentes químicos muitas vezes importados (SILVA *et al.*, 2004).

2.4.2.1 Taninos

De acordo com Cruz (2004), taninos são compostos polifenólicos encontrados em uma grande variedade de plantas superiores, com características adstringentes e tradicionalmente utilizadas na indústria do couro como agentes de curtimento, um dos mais antigos processos de transformação utilizados pelo homem. O tanino foi e ainda é conceituado como uma substância orgânica de extrato vegetal capazes de precipitar proteínas. A cada dia é descoberta mais uma utilidade, como é o caso dos floculantes, para tratamento de água e esgoto (PELLINI, 1995 e MARTINEZ, 1996 apud SILVA, 1999, p. 17).

Os taninos são classificados como: taninos condensados e taninos hidrolisáveis. Embora apresentem estruturas poliméricas, elas se diferem bastante.

Os taninos hidrolisáveis são taninos que possuem uma estrutura poliéster que se hidrolisam com facilidade. Os taninos condensados são grupos de constituição flavonoídica, diferindo em vários graus de condensação. Os condensados que possuem as ligações C-C, são mais difíceis de serem rompidos. Pela diferente natureza das unidades constituídas e dos tipos de ligações formadas entre monômeros, onde o proantocianidina contém grupos floroglucínolicos e resorcinólicos (MARTINEZ, 1996 e DUTRA, 1997).

No Brasil, o uso do tanino como forma de substituição aos sais metálicos no tratamento de água, iniciou em 1982, quando se procurava uma utilização alternativa aquelas tradicionais da indústria de couro. Dessa forma, apresentou-se como alternativa, um coagulante/floculante bem diferente dos inorgânicos utilizados, sendo de fonte renovável e com a geração de um lodo biodegradável, devido aos açúcares presentes na composição dos taninos.

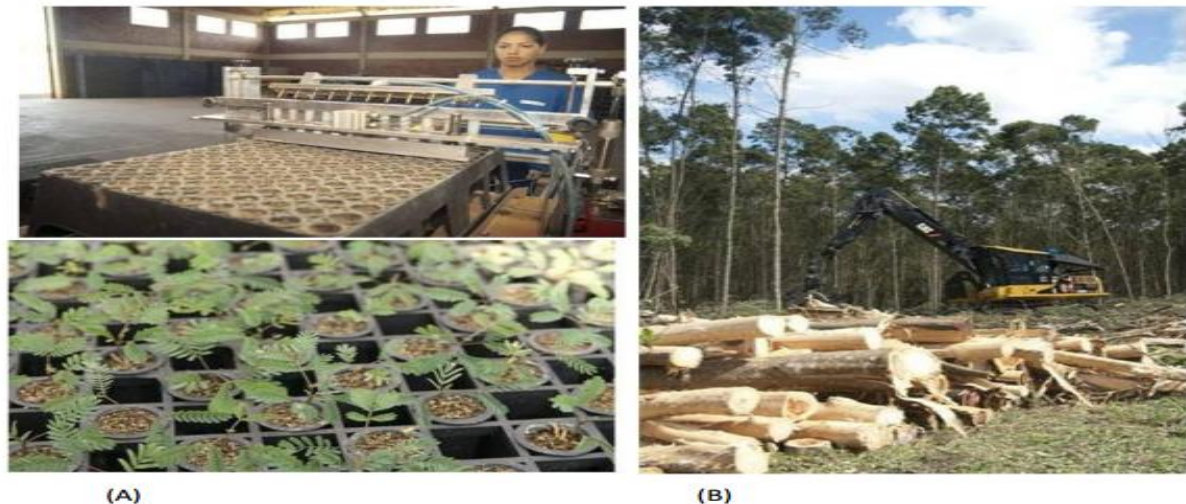
A grande vantagem dos taninos vegetais é possuir a propriedade de adsorver metais dissolvidos em água, aglutinando-os por precipitação no meio, além disso, podem eliminar ou diminuir a toxidez existente na água, oriundos de fontes como cianofíceas ou bactérias clorofiladas, por exemplo (SILVA, 1999).

O tanino é um produto extraído da Acácia Negra. Conforme a EMBRAPA Florestas (2003), são plantadas no mundo três tipos de Acácias: Acácia Mearnsii (Acácia negra), Acácia Saligna e Acácia Mangium, tendo o Brasil e a África do Sul os países mais tanantes. A Acácia Negra pertence à família das leguminosas, sendo originada de países da Oceania, como a Austrália. Podendo chegar até o porte de 15 metros de altura, seu cultivo se espalhou por vários países do mundo, o estado brasileiro que cultiva a Acácia é o Rio Grande do Sul/RS. A madeira da Acácia é muito utilizada para a fabricação de celulose e papel e também como lenha, enquanto que

A empresa Tanac S. A. responsável pela industrialização de coagulantes naturais a base de tanino, possui plantações em área própria de mais de 30 mil hectares. As plantas são desenvolvidas e cultivadas com a utilização de tecnologia de ponta e com um alto grau de inovação (Figura 2A). A colheita das árvores é toda mecanizada (Figura 2B). Além disso, pequenos sítios e fazendas têm produção própria vendida para empresas como a Tanac. A extração do tanino (20 a 30% da casca) para a produção do coagulante natural é feita com água em grandes autoclaves. A casca esgotada é em parte destinada à compostagem para a produção de fertilizante orgânico. O restante é usado na própria fábrica para queima,

produção de vapor e geração de energia elétrica, às vezes suficiente para atender a todo o funcionamento da indústria (MANGRICH, 2013).

Figura 2 – Produção de mudas para cultivo de acácia- negra (A), e colheita das árvores de forma mecanizada (B) na empresa Tanac S/A, RS



Fonte: Mangrich, 2013.

Após o tanino ser submetido a todos os processos de beneficiamento, modificação do extrato aquoso vegetal da casca da acácia negra, tem-se como produto final o tanfloc.

De acordo com a TANAC, o tanfloc SG® e tanfloc SL®, são considerados polímeros orgânicos catiônicos de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal e que atuam como coagulantes/floculantes e auxiliares de coagulação, no tratamento de águas em geral. Atuam em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre essas partículas, sendo este processo responsável pela formação de flocos, consequentemente, sedimentação.

Segundo Mangrich (2013), o lodo resultante do tratamento de águas que utilizam como coagulante/floculante os polímeros catiônicos orgânicos naturais pode ser matéria-prima para produção de fertilizantes orgânicos de liberação lenta e controlada de nitrogênio, desde que o efluente seja orgânico. Ainda tendo vantagem no que diz respeito ao alto teor de nitrogênio nos lodos gerados nas ETE's e ETA's, podendo ser utilizados na nutrição das plantas, com aproveitamento do nitrogênio disponível, pois os fertilizantes de nitrogênio como, por exemplo, a ureia, é fonte de aumento do efeito estufa, com a liberação do NOX. O coagulante derivado a Acácia negra é considerado útil na remoção de surfactantes aniônicos de soluções aquosas e é bastante efetivo na remoção de metais pesados.

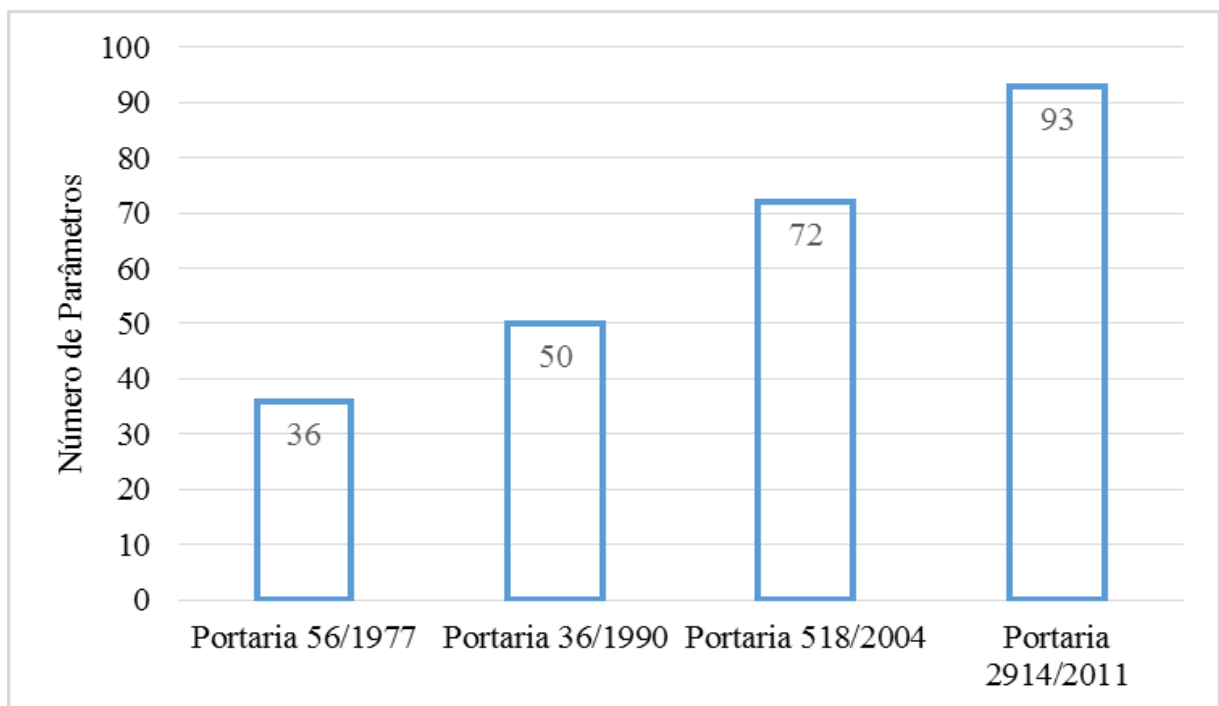
A principal desvantagem relacionada com a não utilização do tanfloc como coagulante natural nas ETA's e/ou ETE's é o custo. Segundo representantes do próprio fabricante, se tratando apenas dos custos de aquisição, o custo do tanfloc é mais elevado do que o do sulfato de alumínio. Por conta partida, a não necessidade de utilização de agentes alcalinizantes, já que não é necessário efetuar a correção dos valores de pH, reduziria o custo total de operação.

2.5 Evolução dos Parâmetros e Padrões de Potabilidade

Desde o estabelecimento do Ministério da Saúde como responsável por estipular as normas de potabilidade da água, pela Portaria nº56 de 1977, novos documentos foram sendo aprovados com o intuito de atualizar os anteriores, incorporando também padrões físico-químicos e bacteriológicos, de maneira a tornar mais rigorosa a potabilização da água para abastecimento público.

A partir da Portaria nº56/1977, mais duas normas foram instituídas até o estabelecimento da norma mais atual, a Portaria nº 2914 de 2011. Como forma de apresentar todas as Portarias brasileiras referentes a potabilidade da água para consumo humano, bem como o aumento do número de parâmetros a partir de cada atualização, tem-se a Figura 3.

Figura 3 – Evolução das portarias de Potabilidade da água e do número de parâmetros



Fonte: Própria (2016).

Por meio da Figura 3, é possível verificar o relevante aumento no número de parâmetros a partir da implantação de cada nova Portaria.

Quanto a evolução dos valores máximos permissíveis (VMP) dos parâmetros, o Quadro 1 apresenta uma comparação entre os VMP de alguns parâmetros para cada Portaria brasileira.

Quadro 1 – Comparação entre os VMP de parâmetros para cada Portaria brasileira

Parâmetro	Portaria 56/1977	Portaria 36/1990	Portaria 518/2004	Portaria 2914/2004
Cor Aparente (uH)	20	5	15	15
Turidez (uH)	5	1	1	0,5
Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	x	500	500	500
Ferro Total (mg/L)	1	0,3	0,3	0,3
Manganês (mg/L)	0,5	0,1	0,1	0,1
pH	x	6 a 8,5	6 a 9,5	6 a 9,5
Arsênio (mg/L)	0,1	0,05	0,01	0,01
Alumínio (mg/L)	0,1	0,2	0,2	0,2

Fonte: Adaptado de Libânio (2011).

No Quadro 1 destaca-se a redução dos VMP para os parâmetros listados, com exceção aos teores de alumínio – cuja suspeita recai a possibilidade de transmissão do Mal de Alzheimer (LIBÂNIO, 2011). Alguns parâmetros como Arsênio e pH sofreram maior amplitude em seus valores. O valor da cor aparente apresentado nas duas últimas portarias, de 15 uH, refere-se ao VMP nos pontos da rede de distribuição.

Ainda sobre o Quadro 1, em termos de turbidez, o valor de 0,5 uT para a Portaria 2914/2011 está associado ao VMP para o efluente do tratamento convencional, devendo ser atendido em, no mínimo, 95% das amostras. Esse último dado deve ser cumprido após o fim do quarto ano de vigência da respectiva Portaria. Para a filtração direta, o VMP deve ser menor ou igual a 1 uT, para as mesmas condições impostas para o tratamento convencional.

Segundo Libânio (2011), as acentuadas restrições nos valores de turbidez vão além de questões estéticas, estando muita mais relacionadas na proteção da qualidade microbiológica da água, uma vez que partículas suspensas protegem microrganismos da ação de desinfetantes.

2.6 Tratamento Convencional de Água de Abastecimento

Segundo Azevedo Netto (1998), um sistema público de abastecimento de água deverá fornecer à comunidade água potável, isto é, água com qualidade física, química, biológica e

bacteriológica que seja compatível com os usos a que for destinada, como, por exemplo, a alimentação humana. Dessa forma, a partir das características apresentadas pelas águas dos mananciais, procede-se o tratamento das mesmas nas unidades componentes da estação de tratamento de água (ETA).

O Processo convencional de tratamento da água é composto pelas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração, correção dos valores de pH (caso necessário), desinfecção e fluoretação (BOTERO, 2009).

Para fins de consonância com o respectivo trabalho, das etapas que compõem o tratamento da água por meio do ciclo completo, serão detalhados os procedimentos de coagulação, floculação, decantação e teoria da sedimentação.

2.7 Etapas do Tratamento da Água

2.7.1 Coagulação

A coagulação pode ser considerada como a etapa mais importante na produção de água que apresente padrões em consonância com a portaria nº 2914 de 2011. Se tratando do tratamento convencional, dificuldades iniciadas no processo de coagulação podem comprometer todas as etapas a jusante do tratamento, como, por exemplo, a formação de flocos com baixa velocidade de sedimentação, que podem ser encaminhados para as unidades de filtração, aumentando a perda de carga nas mesmas e resultando em menores tempos de carreira dos filtros. Já a eficiência desse processo favorece a produção de um efluente com qualidade microbiológica satisfatória, aumenta a duração da carreira dos filtros, além de reduzir o custo do metro cúbico de água tratada.

A coagulação é um processo que consiste na desestabilização de partículas coloidais ou na neutralização das moléculas de matéria orgânica dissolvida, através de dois fenômenos principais, um de natureza química, aonde ocorrem reação de hidrólise do metal, e outro físico, que consiste no transporte das espécies hidrolisadas ou dos precipitados formados para que haja contato com as impurezas presentes na água (Di Bernardo, 2010). A etapa de coagulação pode ser efetuada no próprio dispositivo de medição de vazão da estação de tratamento (por exemplo calha Parshall) ou em câmaras especiais denominadas de mistura rápida, como agitadores mecânicos (AZEVEDO NETO, 1998). A Figura 4 apresenta a canaleta Parshall da Estação de Tratamento de Água Gramame, localizada na cidade de João Pessoa-PB.

Figura 4 – Canaleta Parshall da ETA de Gramame, João Pessoa-PB



Fonte: Própria (2015).

De maneira geral, quatro mecanismos são relevantes para o processo de coagulação. Os mecanismos de coagulação são: Compressão da dupla camada, adsorção-desestabilização, varredura e formação de pontes químicas.

2.7.1.1 Compressão da Dupla Camada

O mecanismo denominado de compressão da dupla camada caracteriza-se pelo aumento da concentração de íons, aonde, a dupla camada tem o seu volume reduzido para que se mantenha eletricamente neutra, reduzindo o seu potencial elétrico (Potencial Zeta). Dessa forma predominam forças de van der Waals. O modelo proposto por Schulze-Hardy (1900), afirma que a ocorrência desse propósito com maior facilidade decorre da dispersão de íons carregados positivamente.

De acordo com Libânio (2010), dois aspectos tornam incoerentes a teoria da compressão da dupla camada:

- ✓ A quantidade de eletrólitos para conseguir a coagulação é, praticamente, independente da concentração de colóides na água;
- ✓ Para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos é impossível reestabilizar as partículas coloidais, ou seja, a reversão de carga das mesmas, que passa a ser positiva.

2.7.1.2 Adsorção-Desestabilização

Após a formação das espécies hidrolisadas de cargas positivas, as mesmas podem ser adsorvidas na superfície das partículas, desestabilizando-as. Muitas das vezes são essas espécies que proporcionam a desestabilização das partículas, e não os íons dos metais ferro e alumínio, o que torna as espécies hidrolisadas principais agentes da coagulação.

O mecanismo de adsorção-desestabilização deve ser predominante em estações de filtração direta, escoamento ascendente e descendente, uma vez que os microflocos formados possuem baixa velocidade de sedimentação e alta resistência ao cisalhamento devido as forças hidrodinâmicas do escoamento, sendo facilmente retidas nos interstícios do meio filtrante (Libânio 2010).

2.7.1.3 Varredura

Quando aplicadas dosagens elevadas do coagulante, o produto de solubilidade dos hidróxidos pode ser sobreposto, acarretando na formação excessiva de precipitados de hidróxido de ferro (FeOH_3), alumínio (AlOH_3) ou outros, dependendo do tipo de coagulante empregado. Esses precipitados formados envolvem as impurezas presentes, formando flocos com maior peso e velocidade de sedimentação do que os apresentados no mecanismo de adsorção-desestabilização. Quando a coagulação se procede sobre as características mencionadas anteriormente, tem-se o mecanismo de varredura (DI BERNARDO, 1993).

2.7.1.4 Formação de Pontes Químicas

O mecanismo de formação de pontes químicas é típico de sistemas que utilizam polímeros orgânicos naturais ou sintéticos. Conforme mencionado em Libânio (2010), essas substâncias podem ser definidas como compostos orgânicos de longa cadeia constituindo-se de série repetitiva de unidades químicas unidas por meio de ligações covalentes, formando moléculas denominadas de monômeros, sendo que o peso do polímero é consequência da soma dos pesos dos monômeros.

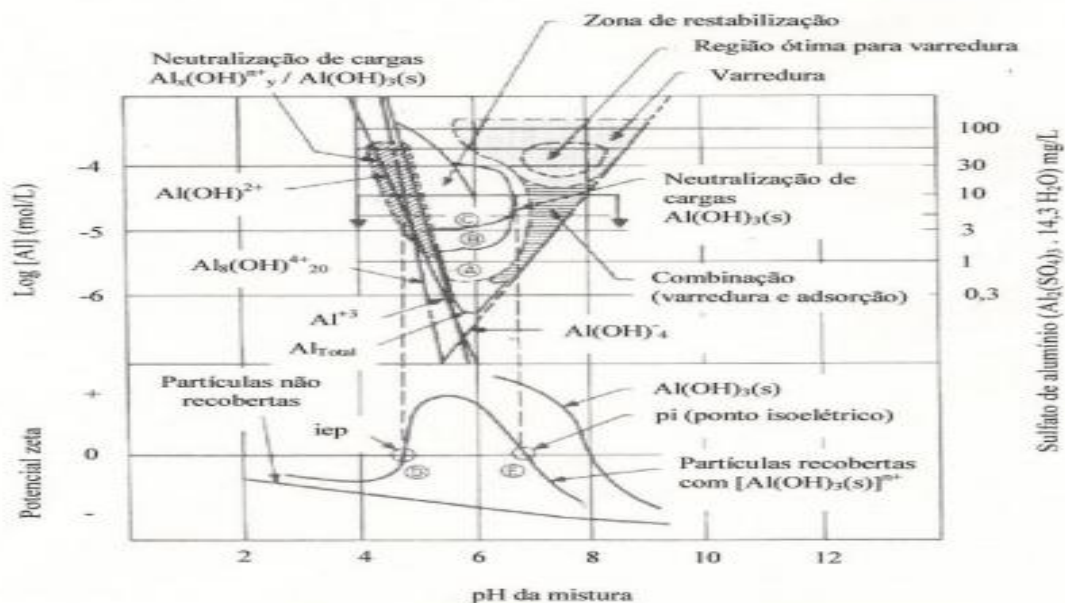
Na utilização dos polímeros, a etapa de coagulação pode ocorrer por meio da formação de pontes químicas, quando partículas coloidais são adsorvidas na superfície das inúmeras cadeias dos polímeros. Para a ocorrência da situação anterior, o polímero deve apresentar longa cadeia, de forma que possa reduzir os efeitos de repulsão da dupla camada

quando ocorrer a aproximação de mais de uma partícula, permitindo que ocorra a adsorção em sua superfície (LETTERMAN; AMIRTHARAJAH; O'MELI, 1999).

2.7.1.5 Diagrama de Coagulação

O desenvolvimento e a aplicação prática dos diagramas de solubilidade, foram essenciais para a evolução dos conceitos e incrementos que culminaram na concretização do que se conhece como “Diagrama de Coagulação”. Partindo do diagrama de solubilidade do sulfato de alumínio, AMIRTHARAJAH *et al.* (1982) elaborou o diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio, a partir de ensaios de tratabilidade de distintas águas naturais e sintéticas, com valores de turbidez relativamente altos se comparada à cor verdadeira. A Figura 5 apresenta o respectivo diagrama de coagulação.

Figura 5 – Diagrama de Coagulação do sulfato de alumínio e potencial Zeta



Fonte: Amirtharajah (1982).

Por meio da Figura 5, é possível identificar a ocorrência de quatro regiões distintas, caracterizadas pelos pares de valores dosagem de coagulante x pH da mistura, que distinguem os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (DI BERNARDO, 2011). A partir de dosagens acima de 30 mg.L^{-1} , e valores de pH entre 6 e 8, ocorre a formação significativa de precipitados de alumínio, predominando o mecanismo de varredura. Para menores dosagens, como 10 mg.L^{-1} , predomina o mecanismo de adsorção-

neutralização, podendo existir combinação de mecanismos, além da restabilização dos colóides.

2.8 Floculação

Às partículas desestabilizadas pela adição do coagulante, são fornecidas condições em termos de gradientes de velocidades e tempos de detenção, para que as mesmas possam agregar-se, formando flocos que serão removidos em unidades de sedimentação/flotação ou nos próprios filtros (LIBÂNIO, 2010).

Nas ETAs, a floculação é compreendida como a segunda fase da etapa de potabilização da água, sendo realizada em câmaras de agitação lenta ou floculadores. Essas unidades podem ser hidráulicas (chicanas com movimento horizontal ou vertical da água) ou mecanizadas (de eixo vertical ou horizontal) (AZEVEDO NETO, 1998).

A floculação em ETAs de ciclo completo tem por finalidade a formação de flocos com maior densidade, que apresentem significativas velocidades de sedimentação. Já em ETAs aonde a etapa de filtração sucede a coagulação (filtração direta), a floculação objetiva proporcionar a formação de flocos que possam apresentar resistência as forças de cisalhamento hidrodinâmica e que evitem o transpasse nos filtros.

O bom desempenho da etapa de coagulação é o primeiro passo para o funcionamento satisfatório da floculação. Se tratando de ETAs convencionais, essas duas etapas operando harmonicamente evita que o afluente dos filtros apresente uma elevada concentração de flocos (coletados junto a água clarificada dos decantadores), além de contribuir para uma água filtrada de melhor qualidade e maiores intervalos de tempo entre as lavagens dos filtros. Arelado a assertiva anterior, uma maneira de verificar a eficiência da floculação, ou até mesmo da coagulação, é observar se o tempo de carreira dos filtros é inferior ao que é destinado para essa unidade. Outra possibilidade é verificar o perfil de sedimentabilidade dos flocos nos decantadores de fluxo horizontal, que pode ser observado durante a lavagem das mesmas. Quando flocos de melhor sedimentabilidade são formados, durante a sedimentação, boa parte dos mesmos já se acomodam no fundo do primeiro terço dos decantadores,

A medida que os flocos vão crescendo e aumentando sua densidade, passam a se tornar mais propensos a ação das tensões de cisalhamento hidrodinâmico, geradas pela intensidade dos gradientes de velocidade. Os flocos crescem até um limite máximo em que as forças de cisalhamento prevalecem sobre sua área superficial, quebrando-os em unidades menores (RITCHER, 2009).

Libânio (2010) afirma que os flocos rompidos dificilmente podem voltar a se formar para as mesmas condições de floculação, mesmo quando se verifica o emprego de polímeros orgânicos como coagulantes primários. Para essa situação, as cadeias de monômeros dos polímeros envolvem completamente a mesma partícula, restabilizando-as e impedindo a reagrupação.

2.9 Decantação e Teoria da Sedimentação

Os processos de decantação e sedimentação são operações dinâmicas de separação de partículas sólidas suspensas na água. Essas partículas, sendo mais pesadas que a água, tenderão a cair para o fundo da unidade, verificando então a sedimentação. A água, livre dessas impurezas, é removida por vertedouros superficiais, o que constitui a decantação, caracterizando, então, duas operações simultâneas na mesma unidade (AZEVEDO NETO, 1998).

Por ser umas das técnicas mais antigas e simples de clarificação da água, as comunidades de pequeno porte sempre empregaram a sedimentação plena para obtenção de uma água com menor concentração de impurezas. Nesse processo, a não utilização de produtos químicos, como coagulantes, proporciona apenas um simples tratamento da água afluente dos filtros, removendo partículas sedimentáveis finas. A sedimentação plena, mesmo promovendo menores gastos operacionais, uma vez que não requer a aplicação de coagulantes nem instalação de unidades de floculação, torna-se quase que impraticável, já que não promove a formação de flocos com maiores velocidades de sedimentação, requerendo grandes áreas para implantação de suas unidades, além de longos períodos de detenção para sua ocorrência satisfatória. Desta forma, a prática da coagulação e floculação é universalmente aceita e incorporada nas ETAs.

2.9.1 Teoria da Sedimentação

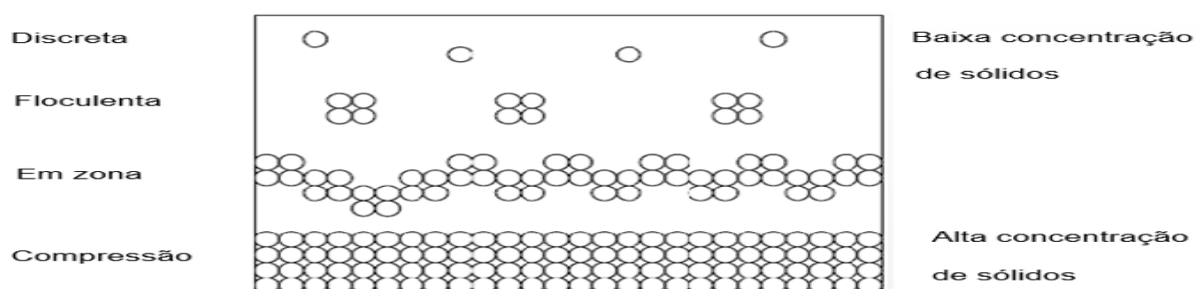
Segundo Libânio (2010), a modelação matemática para a sedimentação realiza-se de maneira simplista considerando as partículas presentes como *partículas discretas*, ou seja, mantêm sua individualidade na trajetória descendente mesmo se porventura se chocarem entre si, o que se aproxima da realidade para águas com baixa concentração de partículas. Desta forma, mesmo os principais modelos de sedimentação fazendo referência a sedimentação de partículas discretas, são base para a compreensão de todo o processo da sedimentação.

Segundo Ritcher (2009), em função da concentração de sólidos e na tendência e interação das partículas, pode-se diferenciar quatro tipos de sedimentação, são eles:

- ✓ **SEDIMENTAÇÃO DE PARTÍCULAS DISCRETAS:** Durante a sedimentação não alteram sua forma, tamanho ou peso específico. Sedimentação característica de caixas de areia.
- ✓ **SEDIMENTAÇÃO DE PARTÍCULAS FLOCULENTAS:** Ocorre a mudança de forma, tamanho e densidade, por meio dos choques que ocorrem entre as partículas floculentas durante a sedimentação. Ocorre nas unidades de decantação primária.
- ✓ **SEDIMENTAÇÃO POR ZONA:** Em suspensões razoavelmente concentradas, verifica-se a interação das partículas, que se sedimentam como uma massa única de partículas. Sua aplicação é existente em decantadores secundários, durante a sedimentação de lodos ativados.
- ✓ **SEDIMENTAÇÃO POR COMPRESSÃO:** Esse tipo de sedimentação ocorre quando partículas se depositam sobre outras já sedimentadas, viabilizando a transmissão de forças mecânicas. Desta forma, as camadas inferiores passam a ser compactadas pelas camadas superiores. A sedimentação por compressão se aplica ao material ou lodo já depositado nos adensadores por gravidade, bem como no fundo de decantadores secundários.

A Figura 6 apresenta os quatro tipos de sedimentação mencionados anteriormente. É possível a ocorrência de mais de um tipo de sedimentação ao mesmo tempo

Figura 6 – Tipos de sedimentação de acordo com as concentrações de sólidos



Fonte: Pavanelli (2001).

2.9.2 Sedimentação de Partículas Discretas

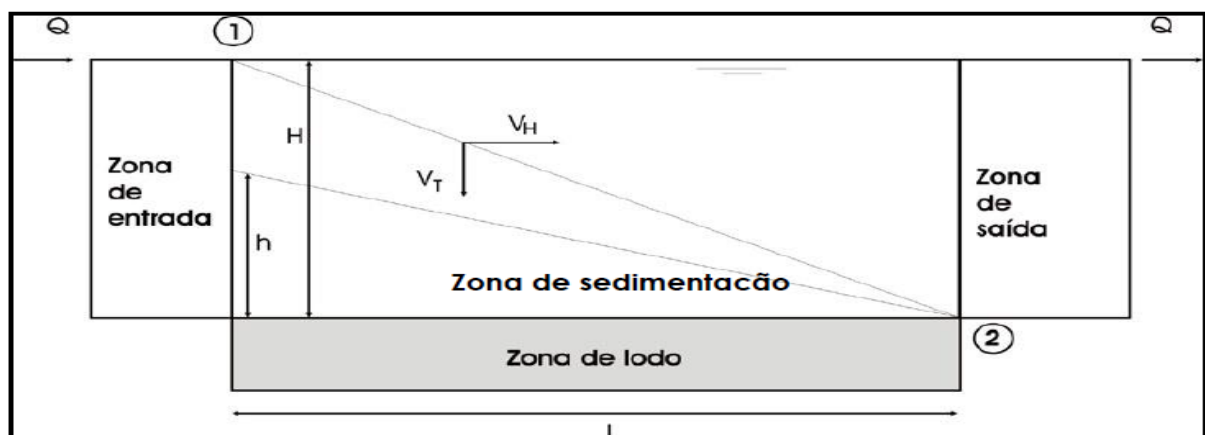
O fato de considerar a sedimentação dos flocos de acordo com as peculiaridades da sedimentação discreta, proporciona o fundamento para a determinação do parâmetro mais relevante no dimensionamento e operação das unidades de decantação, a velocidade de sedimentação ou taxa de aplicação superficial (LIBÂNIO, 2010). A redução da taxa de aplicação superficial proporciona melhoria na qualidade da água decantada, porém, requerem maiores unidades de decantação, elevando seus custos de implantação e operação.

Além dos conceitos relacionados a sedimentação discreta, a velocidade de sedimentação é baseada nas características apresentadas por um decantador ideal, aonde partículas com velocidades de sedimentação iguais ou superiores a fixada, serão, teoricamente removidas. Porém efeitos limitantes à ocorrência de uma decantação eficiente devem ser destacados, tais como: densidade de corrente, ação convectiva dos ventos, resuspensão do lodo.

A Figura 7 apresenta o esquema do decantador ideal, proposto por Hazen (1904) e Camp (1946). O decantador apresenta as seguintes hipóteses:

- ✓ No interior das unidades de decantação de horizontal é possível discernir 4 zonas distintas: de entrada, de decantação, de depósito do lodo sedimentado e de saída;
- ✓ O regime do fluxo é laminar na zona de sedimentação;
- ✓ A direção do fluxo é horizontal;
- ✓ Concentração uniforme de partículas;
- ✓ Não existe suspensão de partículas sedimentadas na zona de sedimentação.

Figura 7 – Zonas de sedimentação do decantador ideal



Fonte: TEIXEIRA (1999) *apud* CUNHA (2004).

Para a ampliação do modelo de sedimentação discreta, considera-se a condição de decantação mais desfavorável, ou seja, na qual a partícula adentra na unidade de decantação na superfície da lâmina d'água, representada pelo ponto 1 da Figura 7.

Duas velocidades de interesse destacam-se: a velocidade média longitudinal de escoamento (VL) e a velocidade de sedimentação da partícula (Vs). Para a vazão afluente e a unidade de seção transversão retangular, tem-se:

$$VL = \frac{Q}{bxH} \quad (2)$$

Onde:

VL: Velocidade de escoamento (m.s⁻¹);

Q: Vazão Afluente (m³.s⁻¹);

B: Largura (m);

H: Profundidade média: (m).

Sendo assim, a partícula deverá percorrer toda a extensão (L) do decantador em um determinado período (T1) igual a:

$$T1 = \frac{L}{VL} \quad (3)$$

Analogamente a expressão anterior, porém para a velocidade de sedimentação, tem-se o tempo (T2) que a partícula atingirá o fundo da unidade igual a:

$$T2 = \frac{H}{Vs} \quad (4)$$

Igualando as expressões, tem-se:

$$T1 = T2 \quad (5)$$

$$Vs = \frac{Q}{bxL} + \frac{Q}{As} \quad (6)$$

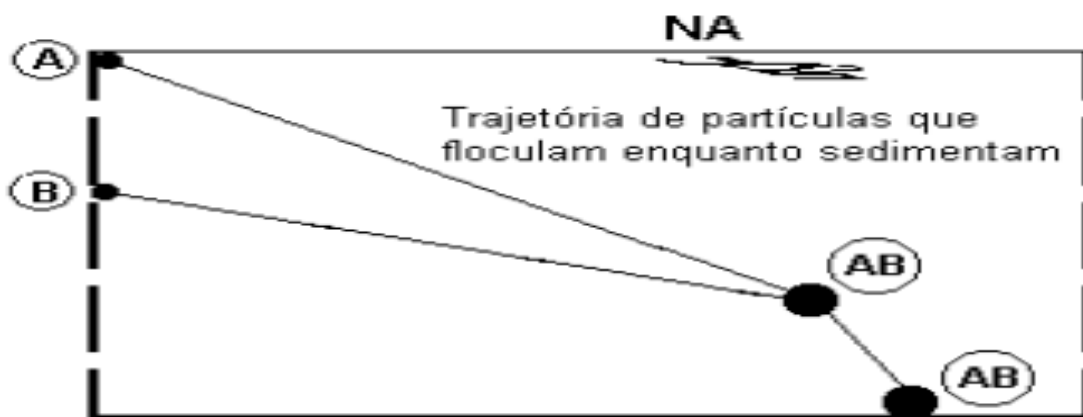
Assim, a velocidade de sedimentação que proporcionará a remoção da partícula na condição mais desfavorável denomina-se de velocidade crítica (Vc). Logo, partículas com velocidade maior ou igual a Vc poderão ser removidas. Além disso, vale ressaltar que partículas com velocidades de sedimentação inferiores que a correspondente à taxa de aplicação superficial, podem ser removidas, dependendo da posição que entrarem do decantador, e da intensidade da floculação adicional que ocorre nessa unidade. Segundo LIBÂNIO (2010), para que o que foi mencionado na assertiva anterior se concretize, as

partículas com velocidade de sedimentação menor do que V_c deverão adentrar na unidade de decantação a uma razão entre H e h .

2.9.3 Sedimentação de Partículas Floculentas

Na clarificação da água, a maior parte das suspensões existentes são de natureza floculenta, devido a ação de coagulantes químicos. Com o que foi exposto, a aplicação da lei de Stokes para representar esse tipo de sedimentação se torna inadequada, uma vez que ocorre a variação de densidade e volume das partículas. A Figura 8 apresenta uma ilustração da sedimentação de partículas floculentas.

Figura 8 – Sedimentação de partículas floculentas



Fonte: Pádua (2010).

Pela figura 8, identifica-se que as partículas A e B se chocam durante o processo de sedimentação, resultando em um floculo de maior dimensão (AB), e maior velocidade de sedimentação.

Segundo Libânio (2010), a impossibilidade de se prever a ocorrência e efetividade dos choques entre os floculos na unidade de decantação, torna difícil sintetizar a sedimentação de partículas floculentas em termos de modelagem matemática. Dois procedimentos são os mais aplicados para estudar o comportamento desse tipo de partículas, são eles: ensaios em colunas de sedimentação ou em reatores estáticos.

A primeira alternativa consiste na utilização de colunas de PVC ou de acrílico, com altura idêntica à do decantador existente. Mesmo havendo distintas sugestões sobre a aplicação de colunas de sedimentação, principalmente no que diz respeito aos pontos de

coleta das amostras, é possível adquirir preciosas informações apenas com um ponto de coleta, sendo esse de mesma ordem de profundidade à da apresentada na real unidade de decantação. Podem ser fixados diferentes pontos de coletas de amostras, em distintas alturas, cada uma associada a uma velocidade de sedimentação, traçando-se posteriormente curvas de uma variável remanescente em função desses dois parâmetros remanescentes. A aplicação desse procedimento deve evitar colunas de diâmetros muito reduzidos, para minimizar efeitos de atrito da parede e de redução significativa no nível da água da coluna. Recomenda-se um tubo de no mínimo 150 mm.

A segunda alternativa é a utilização de reatores estáticos, por meio de aparelhos jar test. A aplicação desses equipamentos é bastante pertinente, sendo possível a obtenção de resultados bastante fidedignos. Por meio de jarros com capacidade de 2 litros, ensaios de tratabilidade podem ser realizados, com informações precisas referentes a taxa de aplicação superficial.

2.9.4 Tipos de Unidades de Decantação

Basicamente, a decantação pode ocorrer em três tipos de unidades distintas: decantadores de escoamento horizontal, decantadores de alta taxa e decantadores de manta de lodo. O último modelo citado é praticamente inexistente no Brasil, sendo empregado com mais frequências nas ETAS dos EUA e Canadá. Nos decantadores de manta de lodo, os processos de floculação e sedimentação se procedem na mesma unidade.

2.9.4.1 Decantadores de Fluxo Horizontal

Os decantadores de fluxo horizontal são os mais difundidos e utilizados nas ETAs brasileiras, aonde a água floculada entra por meio de uma extremidade, escoando no sentido longitudinal, sendo coletada posteriormente na outra extremidade.

Essas unidades apresentam duas formas distintas, os modelos retangulares, mais adaptáveis as estações, com possibilidade de aproveitamento das paredes para construção dos filtros e floculadores. Outra forma usual é a circular, que demonstra uma aplicação mais restrita, embora mostre mais facilidade quanto a raspagem do lodo produzido. A figura 9 apresenta a imagem de um decantador de fluxo horizontal.

Figura 9 – Decantador retangular de fluxo horizontal



Fonte: Pádua (2005).

A forma das unidades de decantação sofre grande influência das características dimensionais das zonas de entrada e saída de água. Conforme apresentado por Libânio (2010), as unidades de seções quadradas e circulares, requerem uma parcela significativa do comprimento da unidade para as zonas de entrada e saída. Diferentemente é observado nos casos em que a seção é retangular, principalmente as que apresentam elevada relação comprimento (L) e largura (b), aonde as zonas de entrada e saída apresentam cerca de 10% do comprimento do decantador.

Decantadores dessa natureza apresentam valores de taxa de aplicação relativamente baixos, variando, geralmente, de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{M}^{-2} \cdot (\text{dia})^{-1}$ (para estações de pequeno porte) a $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (para estações de grande porte, que potabilizem mais de $10.000 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$). Esses valores são recomendados pela ABNT-NBR 1226-1994, quando não é possível a realização de ensaios que determinem valores mais precisos da velocidade de sedimentação, que é numericamente igual a taxa de aplicação superficial.

Em termos de área de ocupação, essas unidades podem representar de 60 a 70% da área total das unidades que integram as estações de tratamento. A seleção da ocupação a ser destinada para os decantadores emerge da definição do número de unidades a serem implantadas. Usualmente a estação de tratamento é construída em módulos nos quais se associam as unidades de floculação e decantação, com a conjunção do efluente dos módulos sendo encaminhada aos filtros.

2.9.4.2 Decantadores de Alta Taxa

O desenvolvimento de unidades de decantação de alta taxa surgiu a partir a teoria estabelecida por Hazen em 1904, afirmando que a eficiência dos decantadores não depende de sua profundidade e sim de sua área. Desta forma, se em um decantador de x metros fossem instaladas placas paralelas, de espessura desprezível em relação a profundidade, em 1/3 e 2/3 de seu comprimento, de forma que a velocidade longitudinal não fosse alterada de forma significativa, a distância necessária para a partícula alcançar o fundo da unidade seria reduzido em 1/3, gerando também um elevado aumento da vazão afluyente.

Como a área em planta da unidade de decantação permaneceria a mesma, a elevação da vazão afluyente, além de reduzir o tempo de detenção para algo em torno de 10 minutos, elevaria sua taxa de aplicação superficial, justificando o nome intitulado de *unidades de decantação de alta taxa* (LIBÂNIO, 2010).

Mesmo demonstrando vantagens louváveis, a utilização de decantadores de fundos múltiplos também está atrelada a dificuldades, tais como: problemas na remoção do lodo, instabilidade no fluxo, ocasionando distribuição desigual da água floculada e problemas de operação mecânica da unidade (AZEVEDO NETO, 1977).

Em face do exposto, a alternativa mais favorável foi a construção de decantadores com fundos intermediários, com espaçamentos entre 1,5 e 3 metros. Pesquisadores apontaram que partindo da teoria estabelecida por Hazen, com as devidas correções das falhas, esses tipos de decantadores poderiam operar com elevada eficiência.

A partir dos modelos citados anteriormente, foram desenvolvidas outras unidades de decantação, de forma a operar com eficiência satisfatória e, com reduzidos problemas operacionais.

Uma solução plausível foi a elaboração de módulos composto por elementos tubulares (com diâmetro em torno de 5 cm). Estudos com essas unidades tubulares foram desenvolvidos afim de, variando a inclinação dos elementos tubulares, poder alcançar eficiência em termos de autolimpeza. CUT et al. (1968), avaliando diversas angulações, chegou a resultados que apresentavam que inclinações entre 50° e 60° se mostraram mais eficientes, promovendo a autolimpeza, com bons índices de arraste dos sólidos para o fundo do tanque de decantação.

Unidades de decantação de alta taxa geralmente tem valores de taxa de aplicação superficial entre $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $150 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Devido ao fato de requererem uma menor área para implantação, em quase todas as estações pré-fabricadas brasileiras as estações de alta taxa se fazem presentes (LIBÂNIO, 2010). Um fato que torna significativa a

utilização dessas unidades, é o fato de que, para estações que necessitem ampliar suas unidades de decantação, a falta de recursos para a instalação de um novo decantador convencional, por exemplo, acarreta na aceitação de adaptar os já existentes para operarem com maiores taxas de aplicação superficial.

Em termos de custos, Mierzwa et al (2008), chegou a resultados que apontaram que para uma estação de tratamento projetada para 100 L.s^{-1} , a unidade de decantação a alta taxa corresponde a 9% do custo total. A Figura 10 traz o exemplo de um decantador de alta taxa.

Figura 10 – Decantador de alta taxa



Fonte: Pádua (2005).

2.9.4.3 Decantadores de Manta de Lodo

Em termos de reduções de custos com a implantação das unidades de decantação, por meio de menores áreas requeridas, a utilização de decantadores de manta de lodo, ou flocodecantadores, se mostra vantajosa. Segundo Libânio (2010), em uma ETA convencional, a área ocupada pelos floculadores e decantadores é em torno de 75% do total de todas as instalações. Com a utilização da tecnologia associada a manta de lodo, as etapas de floculação e decantação ocorrem em uma mesma unidade.

Após a etapa de coagulação, a água afluente em movimento ascendente, na zona de lodo, de maneira a proporcionar maior contato entre as partículas desestabilizadas e formação significativa de flocos. Sendo assim, a cinética dos choques entre as partículas desestabilizadas no interior do manto aproxima-se da floculação ortocinética (Letterman, Amirtharajah e O'Melia, 1999).

2.10 Lodo Gerado nas Unidades de Decantação

No Brasil, grande parte das unidades de tratamento de água para abastecimento são do tipo convencionais, ou seja, possuem etapas decantação antecedendo as unidades de filtração. Neste sistema obtêm-se como produto final água potável, além de resíduos gerados nas unidades de tratamento existentes.

Dos resíduos gerados na ETA, a maior produção dos mesmos ocorre nas unidades de decantação e no processo de lavagem dos filtros. Segundo Souza e Cordeiro (2002), em termos de volume, a maior contribuição de resíduos é proveniente da lavagem dos filtros e, em termos de massa de sólidos, as maiores quantidades são geradas nos decantadores.

As características físicas, químicas e microbiológicas do lodo gerado nas ETAs dependem de fatores como a qualidade da água bruta a ser tratada, do tipo e da quantidade de produtos químicos adicionados e da eficiência do tratamento. De modo geral, os lodos de decantadores são líquidos cuja fração de sólidos é constituída por hidróxidos de ferro ou alumínio (dependendo do tipo de coagulante utilizado), partículas inorgânicas (como areia, silte e argila) e resíduos orgânicos, tais como algas, bactérias e protozoários. Esses resíduos são responsáveis por 70% dos sólidos gerados numa ETA (CORNWELL,1999).

Pode-se afirmar que a etapa de coagulação (escolha do coagulante, dosagem e intensidade da mistura) tem influência direta nas características e no volume do lodo formado nos decantadores. Pode-se exemplificar a afirmação acima por meio dos mecanismos atuantes no processo de coagulação. Nas ETAs de ciclo completo o mecanismo de varredura é o mais utilizado, possibilitando a formação de flocos maiores, que apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas se comparados aos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção – neutralização de cargas (DI BERNARDO, 1993). Para a obtenção desses flocos de maiores dimensões, no mecanismo de varredura, necessita-se de maiores dosagens de coagulante, gerando, conseqüentemente, mais lodo. O mecanismo de coagulação pode, portanto, influenciar nas características do lodo gerado.

Apesar do lodo gerado nos decantadores possuir um teor de sólidos entre 0,1% e 4%, dependendo do tipo do decantador e da frequência da limpeza, de acordo com a NBR -10.004 (2004), os lodos são enquadrados como resíduos sólidos – Classe II A – não inertes e, portanto, devem ser tratados e dispostos dentro dos critérios estabelecidos por esta norma.

É de grande relevância o conhecimento das características dos resíduos gerados na ETA, para definir os métodos de tratamento de disposição final (PEREIRA, 2011). Vários parâmetros físicos, químicos e biológicos podem ser utilizados para caracterização dos

resíduos, dentre eles: teor de sólidos, turbidez, pH, alcalinidade, indicadores do teor de matéria orgânica (demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, carbono orgânico total – COT, concentração de sólidos voláteis – SV), indicadores bacteriológicos (coliformes totais, coliformes termotolerantes, *E. coli*, cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium*), concentração metais pesados (manganês, chumbo, alumínio, ferro e etc) (Wolff, 2005).

Segundo Wolff (2005), conhecendo os possíveis constituintes do lodo, seu descarte de forma direta no meio ambiente se torna totalmente equivocado, podendo comprometer o equilíbrio de todo o meio afetado, além de ser considerado um crime ambiental. Assim, com a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9 433, de 8 de janeiro de 1997, e a Lei de Crimes Ambientais, Lei 9 605, de 12 de fevereiro de 1998, maior atenção tem sido dada a esses resíduos e nova postura é exigida dos gerentes dos sistemas de tratamento de águas quanto à sua disposição no meio ambiente.

Segundo Reali (1999) para a disposição final do lodo de ETA's pode-se mencionar: disposição em aterros exclusivos; disposição em aterros sanitários; aplicação controlada em certos tipos de solo; disposição em cursos d'água; gerenciamento conjunto com lodo de tratamento de esgoto e co-disposição com biossólido; aplicações industriais diversas (incorporação em materiais da construção civil e na indústria cerâmica), dentre outras.

2.10.1 Lodo Gerado por Sais de Alumínio e Ferro

Para a realização da coagulação da água bruta, uma grande diversidade de coagulantes pode ser indicada. A norma norte americana NSF/ANSI 60 – 2002 (NSF, 2002) lista 28 coagulantes e floculantes. A escolha do coagulante a ser empregado na ETA deve ser feita de forma criteriosa, em estudos laboratoriais (por meio de jar – testes, por exemplo), levando em consideração fatores como a qualidade da água a ser tratada bem como a qualidade da água que se deseja obter após o tratamento, o custo do coagulante e eficiência do mesmo, quantidade e qualidade dos resíduos gerados, entre outros.

Os sais de alumínio e ferro tem sua popularidade firmada na sua eficiência e no seu baixo custo de aquisição, porém com a maior evidência da questão ambiental, a utilização desses coagulantes vem sendo criticada, pois os lodos produzidos podem disponibilizar de íons solúveis que comprometem de modo significativo à saúde humana e o meio ambiente (VAZ, et al., 2010).

O que torna preocupante a utilização desses coagulantes inorgânicos é que alguns podem apresentar em sua composição metais pesados, que são os principais contaminantes encontrados nos coagulantes. Esses contaminantes são derivados dos insumos utilizados na sua fabricação.

O sulfato de alumínio é o coagulante mais utilizado no Brasil, ele contém de 3 a 6% de ácido sulfúrico não reagido, bem como metais pesados oriundos de sua matéria prima, que é a bauxita. Este minério contém chumbo, cromo, cádmio, mercúrio e outros metais (SCALIZE, 2003).

Quando o sulfato de alumínio é utilizado como coagulante, os resíduos dos decantadores possuem na sua composição grandes quantidades de alumínio. O alumínio é considerado um elemento inerte para o corpo humano. No entanto, a inalação prolongada de particulados de alumínio pode causar irritações pulmonares e fibroses (CLAYTON, *et al.*, 1989). Náusea, vômito, diarreia, dor epigástrica, ânsia, gastroenterite hemorrágica e colapso circulatório, também são correlacionados. Suspeita-se ainda da ligação do sulfato de alumínio com o desenvolvimento da doença de Alzheimer (McLACHLAN, 1995).

Os sais de ferro também são amplamente utilizados no tratamento de água, especialmente o cloreto férrico, que produz uma água decantada de melhor qualidade do que o sulfato de alumínio, com uma formação de flocos mais rápida devido ao seu alto peso molecular. Contudo os sais de ferro podem apresentar um caráter ácido, corrosivo e um elevado índice de formação de lodo, causando consideráveis prejuízos ao meio ambiente por sua utilização (PAVANELLI, 2001; VAZ *et al.*, 2010).

O cloreto férrico também pode apresentar contaminantes como manganês, cobre, zinco, chumbo e cádmio. A norma NFS/ANSI 60 (NFS, 2002) indica que ocorra o monitoramento de concentrações de metais presentes tanto no cloreto férrico como no sulfato de alumínio, tais como antimônio, arsênio, bário, berilo, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, selênio e tálio.

Quando lodo proveniente desses coagulantes inorgânicos contém metais pesados e são lançados diretamente no meio ambiente, podem desenvolver efeitos tóxicos sobre a biota aquática, além de serem tóxicos ao organismo humano e ao meio ambiente. Quando encontrados no solo, em concentrações elevadas, causam perigo aos organismos vivos. Sendo absorvidos pelas plantas interferem no funcionamento dos estômatos, dificultam a fotossíntese, a respiração e a atividade do mitocôndrio, acarretando na má formação dos vegetais (EWER e SCHLIPKKOTER, 1991; SHOEPLERR, 1991 *apud* QUEIROZ *et al.*,

2000). Os metais pesados ainda podem afetar a autodepuração dos corpos d'água, por serem inibidores dos microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica presente.

A aplicação de coagulantes químicos que produzem lodo com essas características deve ser cuidadosa, sendo de responsabilidade da empresa que opera a ETA destinar de forma correta os resíduos gerados por ela, em consonância com as condições estabelecidas pelas normas vigentes que dispõem sobre o tema.

2.10.2 Lodo Gerado por Coagulantes Orgânicos

A justificativa pela utilização dos coagulantes orgânicos nas ETAs é a questão ambiental. Tendo em vista que os quando os lodos gerados nos decantadores são provenientes de coagulantes de origem vegetal, a ausência de metais nos resíduos torna mais fácil a sua destinação, comparado a coagulantes químicos, como o sulfato de alumínio, que devido ao excesso de metal no lodo remanescente, impossibilita o descarte em rios, por exemplo, assim as ETAs que fazem a utilização deste coagulante metálico precisam de uma solução imediata para o problema. É de fundamental importância para a escolha do tipo de coagulante a ser utilizado, se considerar a quantidade e as características do lodo gerado no tratamento, pois estas dependem das características da água a ser tratada e do coagulante utilizado (LIBÂNIO, 2010).

Segundo Heller e Pádua (2010), a utilização de polímeros no tratamento da água bruta, dependendo da qualidade desta, pode possibilitar certas vantagens como: aumentar a duração da carreira de filtração, reduzir gastos com produtos químicos, diminuir o volume de lodo gerado, aumentar a eficiência na remoção de cor e turbidez, entre outros. Mesmo com o uso de um coagulante natural, o lodo pode possuir metais pesados em sua composição, pois estes possivelmente são oriundos da água bruta utilizada no tratamento (SILVA, et al., 2012).

A diferença entre os coagulantes metálicos e os polímeros catiônicos, segundo Kawamura (2000), é a reação de hidrólise com a água. Os metálicos submetem-se ao processo da hidrólise quando são adicionados a água, enquanto que com os polímeros isso não ocorre. A hidrólise dos sais metálicos produzem hidróxidos como $Al(OH)_2$ e $Fe(OH)_2$ e são formados em um pequeno período de tempo, geralmente em menos de um segundo.

Em relação a algumas vantagens dos coagulantes naturais, como é o caso do Tanfloc SG, de acordo com Kawamura (1991) apud Bongiovani, et al (2010), eles apresentam várias vantagens em relação aos coagulantes químicos por serem biodegradáveis e não-tóxicos, e ainda produzirem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais.

O lodo formado pelo polímero orgânico é mais denso, sendo mais fácil de ser desidratado, o que faz com que se tenha uma maior facilidade no seu manuseio e disposição final (FILHO E RITA, 2002). Além disso, outros motivos para uma maior facilidade no tratamento se devem ao fato de que a utilização de uma matéria prima renovável, tal como os taninos vegetais, gera menos massa de lodo, uma menor contribuição de ânions sulfatos ao lodo final e por isso se obtém um lodo orgânico com maior facilidade de eliminação (CRUZ et al., 2005).

O lodo gerado pelos coagulantes orgânicos não possui sais de alumínio e ferro incorporado, portanto, é biodegradável o que possibilita sua compostagem e disposição final. Outras vantagens dos biopolímeros são a redução da quantidade de lodo e a sua maior amenidade à desidratação. Ao contrário do lodo gelatinoso e volumoso oriundo do uso do sulfato de alumínio. Além disso, os flocos resultantes da coagulação com sulfato de alumínio são essencialmente de natureza inorgânica, portanto, o lodo não entra em decomposição biológica (FILHO e RITA, 2002).

De acordo com Skoronski (2014), o lodo produzido pelo tratamento com tanino apresenta potencial para valorização deste resíduo, quer seja como fertilizante através de compostagem ou mesmo seu uso para a produção de energia por biodigestão ou processos térmicos. Estudos referentes à recuperação deste coagulante devem ainda ser considerados de forma a ampliar a gama de aplicações deste resíduo. Enquanto que a utilização da *Moringa Oleifera* como coagulante natural tem como vantagens as características de biodegradabilidade do lodo e formação de reduzido volume de lodo se comparado ao alumínio, e após a estabilização, pode ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solos (BHUPTAWAT et al., 2006).

2.11 Estatística Inferencial

2.11.1 Teste de Hipótese

Os testes de hipótese são bastante úteis nas pesquisas na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, uma vez que sempre é necessário testar hipóteses referentes a parâmetros de determinada população. Como principal item na aplicação de testes dessa natureza, tem-se o estabelecimento da hipótese nula (H_0) e da hipótese alternativa (H_a). A hipótese alternativa, ou hipótese de pesquisa, usualmente está relacionada com a teoria a qual deseja-se dar

suporte, sendo assim, a hipótese nula compreende a teoria contraditória que se apoia (VON SPERLING, 2014).

Como exemplo da aplicação de testes de hipótese na área pertencente a Engenharia Sanitária e Ambiental, pode-se citar a necessidade de comparar a eficiência de remoção de turbidez de duas estações de tratamento de água distintas, nesse caso a hipótese nula seria que a média de turbidez remanescentes de cada estação seriam iguais, como hipótese alternativa, fixa-se a diferença entre tais médias.

Para o emprego desses testes, é necessário estimar a precisão estatística do resultado, que é definida por meio do nível de significância do teste. Este por sua vez é o complemento do nível de confiança. Para um nível de significância de 5%, tem-se um nível de confiança de 95%. Entre os níveis de significância mais comumente utilizados, tem-se 5% e 1%.

Os testes de hipótese realizados em pacotes estatísticos geralmente fornecem um valor calculado do nível de significância (muitas vezes representado pelo *p-valor*), que deve ser comparado com o adotado para o teste. Como descrito em Von Sperling (2014), quando o *p-valor* fornecido pelo teste for igual ou inferior ao nível desejado, a hipótese nula pode ser rejeitada, o oposto ocorrendo caso o nível de significância obtido seja superior.

Quanto a distribuição das amostras, os testes de hipótese podem ser paramétricos e não paramétricos, os primeiros dependem da premissa de que a distribuição dos dados seja normal, já os segundo é aplicado quando os testes de normalidade apontam uma distribuição diferente da normal ou em situação que não se deseja fazer inferências sobre a distribuição. Para verificar a normalidade de um conjunto de dados, testes como Kolmogorov-Smirnov, D'Agosti-no-Pearson e o de Shapiro-Wilk são amplamente difundidos. Leotti et al. (2005) após a avaliação dos testes Kolmogorov-Smirnov, Cramer-vonMises, Anderson-Darling e Shapiro-Wilk, concluíram que esse último se mostrou o melhor teste para verificação da aderência de amostras a normalidade. Este fato também é confirmado pelos autores Cirillo e Ferreira (2003) e Öztuna et al. (2006). Shapiro e Wilk (1965) desenvolveram o teste de Shapiro-Wilk mostrando que esse teste é eficiente para diferentes distribuições e tamanhos de amostras quando comparado aos resultados de outros testes, como o de Kolmogorov-Smirnov, por exemplo.

2.11.2 Teste de Hipótese para Diferença entre Duas Médias – Teste T de Student

A estatística T foi desenvolvida em 1908 pelo químico William Sealy, da cervejaria irlandesa Guinness. O teste T de student é o método mais aplicado para se analisar as

diferenças entre as médias de dois grupos, sendo usado para pequenas amostras (em geral $n < 30$). Desta forma, compara-se o valor do t calculado com o t tabelado fornecido por meio da tabela que contém a distribuição T de Student, essa última está em função do grau de liberdade e do nível de significância desejado. Em termos de comparações entre duas médias, pode-se distinguir, de acordo com a natureza das mesmas, dois tipos de aplicação do teste T , são eles: teste t para amostras emparelhadas (ou pareadas) e teste t para amostras independentes.

2.11.2.1 Teste T para Amostra Emparelhadas

Segundo Fontelles (2012), o teste T pareado compara as diferenças entre duas situações distintas de uma mesma amostra (ou população). Essa comparação geralmente é feita para que se possa verificar se ocorreu, em decorrência de um procedimento experimental, uma mudança significativa nos valores da variável estudada. Desta forma, cada observação de uma amostra é pareada com uma observação da outra amostra. Para o teste T pareado, é efetuada a média das diferenças de cada par de dados.

2.11.2.2 Teste T para Amostras Independentes

O teste T para amostras independentes compara amostras que não são emparelhadas, ou seja, indivíduos fornecem dados para uma amostra enquanto a outra amostra é composta por informações disponibilizadas por outro grupo de indivíduos. Diferente da comparação do teste T para amostras pareadas, a independência das amostras resulta na realização da diferença das médias de cada população ou amostra.

2.11.3 Teste de Comparações Múltiplas – Teste de Tukey

Muitas das vezes se deseja verificar o efeito de diversos tipos de tratamento sobre uma determinada variável resposta, comparando-se as médias de todos os tratamentos entre si. Dessa maneira, para cada possível par de amostras a ser submetida a comparação levante-se a hipótese nula, de igualdade entre as médias, e a hipótese alternativa, de diferença entre as respectivas médias.

Apenas a aplicação de uma análise de variância (ANOVA) entre as mais de duas amostras, fornece apenas se houve diferença ou não entre os diversos tratamentos, desta maneira, quando a hipótese nula de igualdade é rejeitada, é relevante a verificação de qual, ou

quais, comparações entre médias foram responsáveis por tal resultado. Sendo assim, testes de comparações múltiplas permitem identificar essas diferenças entre pares de médias específicos ou em combinações lineares das médias.

O Teste proposto por Tukey (1953) é um teste exato em que, para a família de todas as comparações duas a duas, a taxa de erro da família dos testes é exatamente α (e o intervalo de confiança é exatamente $1-\alpha$). Métodos de comparações múltiplas exatos são raros. O teste de Tukey tem sido mostrado analiticamente ótimo, no sentido que, entre todos os procedimentos que resultam em intervalos de confiança com mesmo tamanho para todas as diferenças duas a duas com coeficiente de confiança da família de pelo menos $1 - \alpha$, o teste de Tukey resulta em intervalos menores. Isso quer dizer que, se a família consiste em todas as comparações duas a duas e o teste de Tukey pode ser usado, ele resultará em intervalos menores que qualquer outro método de comparação múltipla de uma etapa.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

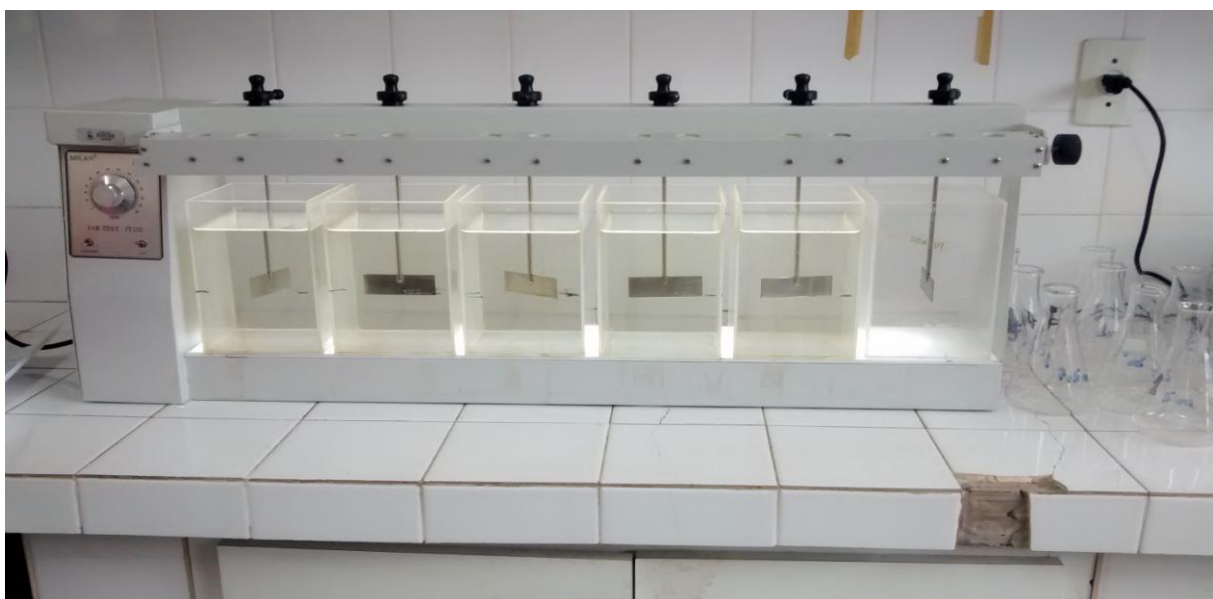
Para a realização de todo o procedimento experimental, as mesmas condições foram mantidas, afim de se obter uma reprodutibilidade dos ensaios. Os equipamentos e as vidrarias utilizadas para a leitura dos parâmetros foram os mesmos utilizados durante todo o período de execução dos experimentos. Além das precauções citadas anteriormente, procurou-se conduzir toda a equipe executora dos experimentos a realizar os mesmos procedimentos, para que erros experimentais fossem rigorosamente evitados e mitigados.

Todos os procedimentos experimentais contemplados nesse estudo foram realizados no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

3.1 Equipamentos

Para os experimentos, foram utilizados os seguintes equipamentos: jarteste modelo MILAN JAR TEST-JT 102 (Figura 11), contendo um suporte de dosagem simultânea, turbidímetro POLICONTROL, colorímetro POLICONTROL, balança analítica EDUTECH, estufa para esterilização e secagem ODONTOBRAS, banho maria modelo SI-150 SOLAB, mufla QUMIS, pHmetro portátil K39-0014P marca KASVI e termômetro digital INCOTERM, tipo espeto.

Figura 11 – Aparelho Jarteste utilizado nos ensaios de tratabilidade



Fonte: Própria (2015).

Além dos equipamentos citados anteriormente, foram utilizadas diversas vidrarias comumente encontradas em laboratórios.

3.2 Produtos Químicos

Os coagulantes estudados foram:

- ✓ Sulfato de Alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$;
- ✓ Cloreto Férrico $\text{FeCl}_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$;
- ✓ Tanfloc SL – TANAC;
- ✓ Tanfloc SG – TANAC.

Além dos coagulantes, foi utilizado ácido sulfúrico, $0,05 \text{ mol. L}^{-1}$, fenofaleína e metilorange, ambos a 1%.

3.3 Área de Estudo

A amostra de água para a realização de todos os ensaios de trabalibilidade foi coletada do açude de Bodocongó ($7^\circ 13' 11'' \text{ S}$, $35^\circ 52' 21'' \text{ W}$), localizado no município de Campina Grande-PB . A Figura 12 apresenta uma imagem do açude de Bodocongó.

Figura 12 – Açude de Bodocongó



Fonte: Própria (2016).

As obras de construção do açude de Bodocongó foram iniciadas em 1915 e concluídas em janeiro de 1917, sendo disponibilizado para a utilização pública em 11 de fevereiro de 2017. O açude foi construído com o intuito de complementar a oferta de água do bairro que o nomeia, e das regiões adjacentes, uma vez que os açudes novo e velho, que abasteciam inicialmente a cidade, eram localizados a cerca de 5 Km de distância e não supriam mais as demandas hídricas da população.

Se tratando de estudos liminológicos, o açude de Bodocongó destaca-se como o primeiro ecossistema aquático brasileiro a ser submetido a pesquisas liminológicas, sendo considerado o berço da liminologia no Brasil. O liminólogo americano Stillman Wright foi o responsável por estudar diversos aspectos da liminologia do reservatório de Bodocongó.

Um estudo realizado pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH) e o Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto (LMRS), quantificou as principais características morfométricas do açude de Bodocongó. O Quadro 2 apresenta os resultados das análises morfométricas que foram efetuadas.

Quadro 2 – Características morfométricas do açude de Bodocongó

Características morfométricas	2002
Área da bacia hidráulica	37,2 há
Capacidade máxima	1.020.000 m ³
Profundidade média	2,4 m
Profundidade máxima	5,6 m
Altitude	548 m

Fonte: SMARH/ LMRS (2005)

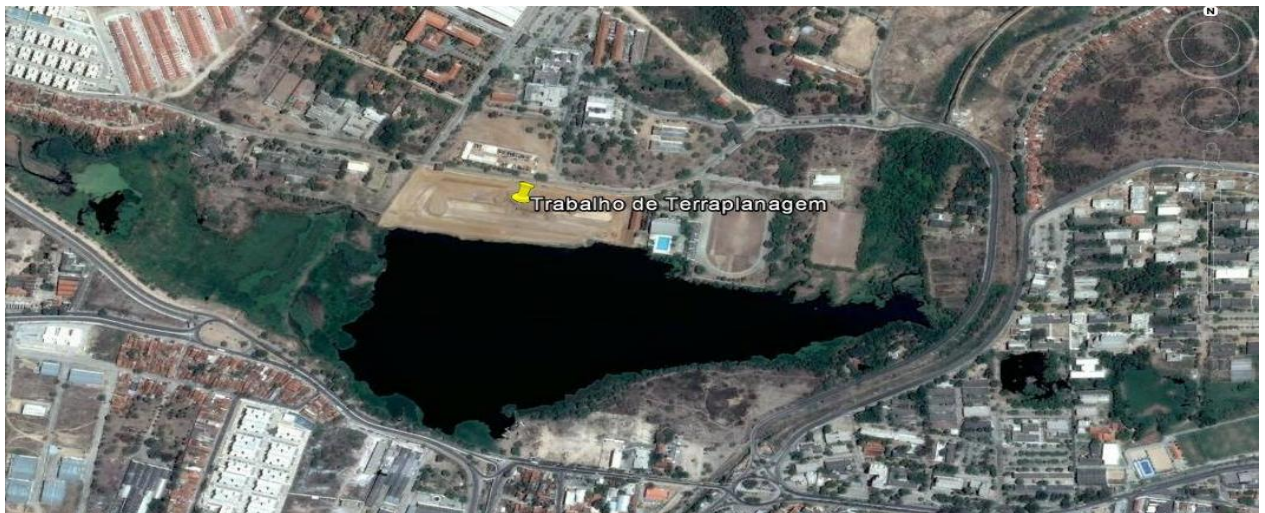
Mesmo sendo construído para fins de abastecimento público, os índices de salinidade apresentados pelo açude de Bodocongó inviabilizaram seu uso para estes fins. Esse fato contribuiu para a formação de um complexo industrial ao seu entorno, bem como para o desenvolvimento do bairro habitacional que nomeia o açude.

Nos últimos anos, esse importante corpo hídrico tem se tornado destinação final de efluentes das mais variadas naturezas, desde origem doméstica a lançamentos industriais. Grande parte dos efluentes são lançados sem um devido tratamento prévio. Esse cenário certamente foi o principal fator das mudanças ocorridas nos últimos anos no reservatório, sendo observado, por exemplo, reduções das concentrações de oxigênio dissolvido e o aumento do grau de assoreamento. Santiago (2013) observou a redução do espelho d'água do

açude de Bodocongó, que cedeu lugar ao surgimento de novas comunidades vegetais, devido ao acelerado assoreamento e avanço sucessional da vegetação. Moura et al (2012) avaliou o grau de trofia do açude de Bodocongó entre novembro de 2011 e agosto de 2012, classificando o respectivo corpo d'água em hipereutrófico.

Em 2014 foram iniciadas as obras de urbanização e revitalização do açude de Bodocongó, que além de novas áreas de lazer e entretenimento, será investido em obras de coleta e transporte do esgoto de todas as residências e prédios localizados no entorno do açude, sendo encaminhados para uma estação de tratamento. Caso seja finalizado esse projeto, certamente ocorrerá a recuperação social, ecológica e cultural desse manancial. O fim das obras está previsto para o ano de 2017. A Figura 13 apresenta uma imagem de satélite do açude de Bodocongó, também sendo possível a visualização, por meio do localizador, do processo de terraplanagem, que compõe uma das etapas iniciais do projeto de revitalização e urbanização do reservatório.

Figura 13 –Imagem de satélite do açude de Bodocongó e terraplanagem



Fonte: Google Earth (2016).

3.4 Preparação das Soluções dos Produtos Químicos

3.4.1 Preparação da Solução de Ácido Sulfúrico

A solução utilizada para este estudo foi preparada a uma concentração de $0,05 \text{ mol L}^{-1}$.

3.4.2 Preparação das Suspensões dos Coagulantes

Todos os coagulantes trabalhados neste estudo foram preparados a concentrações de 1%, ou 10 g L^{-1} , logo, a metodologia de preparo foi análoga para os quatro coagulantes estudados. Para a preparação dessas soluções, foram seguidas as diretrizes norteadoras encontradas em Di Bernardo (2011).

A forma comercial dos coagulantes adquiridos foi a sólida (em pó). Inicialmente foram pesados 10 gramas do produto químico, colocando-se essa quantidade pesada em um balão volumétrico com capacidade de 1 L. Em seguida o volume do balão foi preenchido com água destilada até o menisco que marca a capacidade de 1L, procurando tornar a solução mais homogênea possível. Logo, possuía-se uma solução com a concentração de 10 g. L^{-1} (ou 10 mgmL^{-1}). Cada solução preparada foi armazenada durante um período de, no máximo, uma semana, para evitar que ocorressem alterações na composição das mesmas. A cada semana concluída, novas soluções eram produzidas, seguindo os mesmos procedimentos e recomendações aludidos anteriormente.

O tanfloc SL e o tanfloc SG foram disponibilizados pela empresa TANAC, sediada no Rio Grande do Sul.

3.5 Cálculo dos Volumes de Coagulantes a serem Vertidos nos Jarros

Feito as soluções dos coagulantes, é necessário calcular os respectivos volumes das mesmas que irão ser adicionados nos jarros contendo a água de estudo. Cada volume de coagulante inserido no jarro corresponde a uma respectiva dosagem fixada. Para esse estudo foram definidas dosagens de 10 a 70 mg. L^{-1} , com intervalos de 10 mg. L^{-1} . O cálculo dos volumes a serem adicionados foram executados de acordo com a equação apresentada em Di Bernardo (2011). A equação é expressa abaixo:

$$V.ad. = \frac{Dos. \times V.jar.}{C.sol.} \quad (7)$$

Onde:

V.ad.: Volume da solução do produto químico adicionado (mL);

Dos: Dosagem do produto químico resultante no jarro (mgL^{-1}).

V. jar: Volume do jarro do equipamento Jarteste (L). No caso do Jarteste utilizado nos ensaios aqui apresentados, o volume de cada jarro era de 2 L; e

C. sol.: Concentração da solução preparada do produto químico (mg.mL^{-1}). Como mencionado anteriormente, todas as soluções dos coagulantes foram preparadas a concentrações de 1%, ou 10 mg.mL^{-1} .

O Quadro 3 apresenta os resultados dos volumes de coagulantes que foram aplicados nos jarros, durante os ensaios, para que as dosagens fixadas fossem atingidas.

Quadro 3 – volume calculado correspondente a cada dosagem fixada

Dosagem de coagulante preestabelecidas (mg L^{-1}).	Volume de coagulante adicionado nos jarros (mL).
10	2
20	4
30	6
40	8
50	10
60	12
70	14

Fonte: Própria (2015).

Segundo Di Bernardo (2011), é preferível que os volumes dosados nos jarros estejam entre 1 e 20 mL. Caso algum volume a ser dosado resultasse em um valor inferior a 1 mL, seria necessário que uma solução mais diluída fosse preparada, pois, se volume inferior a 1 mL do coagulante for aplicado em um volume de 2 L de água de estudo, pode ocorrer que não se tenha uma coagulação completa da amostra de água. Mas se o volume a ser dosado fosse superior a 20 mL, uma nova solução mais concentrada deveria ser preparada, para que o volume final de água no jarro não sofra alterações significativas.

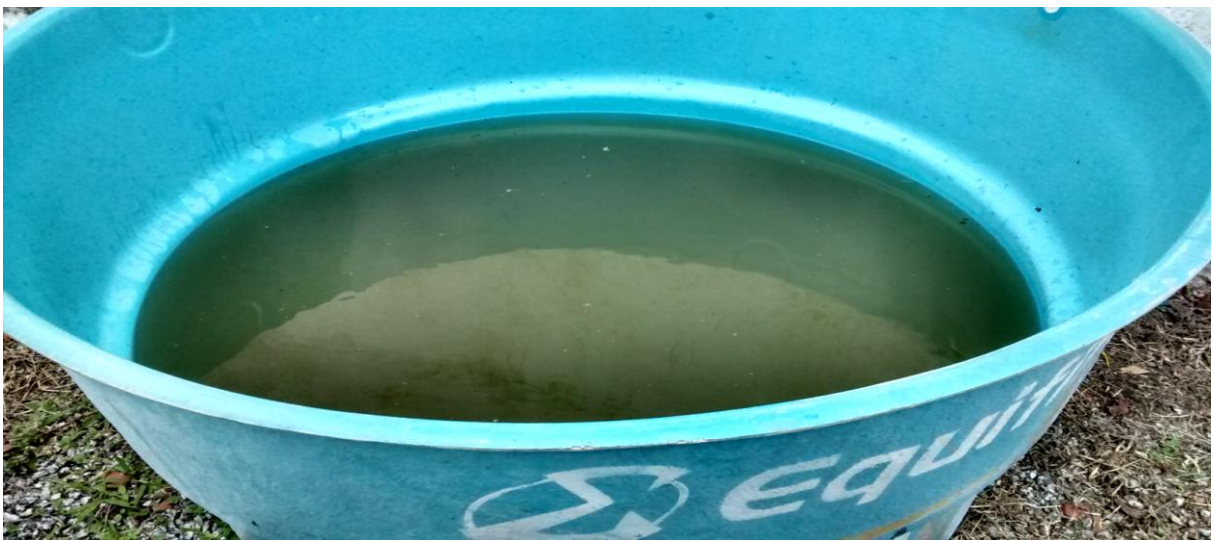
3.6 Coleta e Armazenamento da Água Bruta

O procedimento de coleta e armazenamento da água de estudo foi realizado de acordo com as recomendações sugeridas por Di Bernardo (2011).

A água de estudo foi coletada do açude de Bodocongó, localizado no município de Campina Grande – PB, semiárido nordestino; na mesorregião do Agreste Paraibano; zona oriental do Planalto da Borborema; na Bacia do Médio Paraíba.

Para uma maior fidelidade dos estudos, o volume de água necessário para a realização dos mesmos foi coletado uma única vez e armazenado em uma caixa de polietileno de 2000 litros, sendo mantido durante o período de execução dos ensaios. O volume coletado, de aproximadamente 1500 litros, foi suficiente para a realização de todos os ensaios previstos, sendo efetivamente maior do que o necessário, considerando as perdas inevitáveis devido a derramamentos e ensaios errôneos. A Figura 14 apresenta a caixa d'água contendo a água de estudo.

Figura 14 – Caixa d'água contendo a água de estudo



Fonte: Própria (2015).

Após a coleta da água bruta, a mesma foi devidamente caracterizada. Para a caracterização, foram selecionados os parâmetros físico-químicos relevantes para os estudos, tais como: pH, cor aparente, cor verdadeira, turbidez, temperatura e alcalinidade.

Além da caracterização inicial da água bruta, também foi efetuado o monitoramento da mesma. Uma vez que variações significativas na turbidez, pH, cor aparente, cor verdadeira, turbidez e alcalinidade da água podem indicar que houve uma mudança na qualidade da mesma, comprometendo a continuidade dos experimentos. Se tal modificação nas características da água fosse identificada, seria necessário coletar um novo volume de água e recomençar dos ensaios. Para o monitoramento da água bruta, foram selecionados os parâmetros mencionados anteriormente, já que os mesmos já possibilitam verificar se ocorreu uma variação significativa na qualidade da água em questão, além de poderem ser determinados de forma rápida e simples. Assim, não foi necessário realizar, como monitoramento, o fracionamento dos sólidos presentes na água bruta, já que esse

procedimento realizado diariamente se tornaria cansativo até mesmo desnecessário. A determinação das frações de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis foi efetuada apenas durante os ensaios de estudo do lodo produzido após o período de sedimentação. Essa metodologia aplicada foi detalhadamente explicada no item 3.11, que trata especificamente do estudo do lodo.

O monitoramento foi realizado diariamente, durante todo o período de realização dos ensaios, dez dias, e sempre que foi necessário coletar a água de estudo armazenada, a mesma foi agitada intensamente para que fosse devidamente homogeneizada, evitando que sólidos ficassem depositados no fundo da caixa de armazenamento.

3.7 Ajuste da Temperatura da Água de Estudo

Modificações significativas em parâmetros como turbidez, cor aparente, cor verdadeira, alcalinidade e pH da água de estudo redundam no comprometimento dos experimentos e, conseqüentemente, na veracidade dos resultados obtidos, já que não é possível recuperar a mesma composição e distribuição das partículas que faziam parte da amostra de água nos monitoramentos anteriores. Uma exceção ao que foi dissertado anteriormente ocorre com a temperatura da água de estudo.

A temperatura é um parâmetro em especial que mesmo apresentando, em algumas medições, valores considerados distantes da faixa de realização dos experimentos, permite o contorno de tal situação, para que não seja necessário a realização do descarte do volume de água armazenado e um novo, e árduo, trabalho de coleta de uma nova amostra de água de estudo.

O escólio anterior não torna menos importante o controle e o monitoramento da temperatura da água bruta. Segundo Hanson e Cleasby (1990), citado em Libânio (2010), e Di Bernardo (2011), pesquisas defendem que a temperatura possui influência significativa no processo de coagulação, preconizando que a velocidade de formação das espécies hidrolisadas e dos precipitados de alumínio e de ferro (esse último em menor magnitude), é inversamente proporcional à temperatura. Logo, foi fixado um valor de temperatura, correspondente ao apresentado inicialmente pela água de estudo coletada e armazenada, e uma faixa de variação máxima de $\pm 1^{\circ}\text{C}$, como recomendado em Di Bernardo (2011). Por meio da Figura 15 é possível visualizar o monitoramento da temperatura da água de estudo.

Figura 15 – Monitoramento da temperatura da água de estudo



Fonte: Própria (2015).

3.8 Ensaio de Jar-Test

Para a execução dos ensaios de tratabilidade, foi utilizado um aparelho jarteste modelo MILAN JAR TEST-JT 102, contendo um suporte de dosagem simultânea. As condições operacionais para a simulação das etapas do tratamento da água bruta de estudo foram definidas de acordo com o que é preconizado em Ritcher (2009). Tanto a referência citada anteriormente como outras obras apresentam diretrizes semelhantes quanto as melhores condições de trabalho dos jartestes, como tempos de mistura rápida, floculação e sedimentação, apresentando ainda, curvas, devidamente comprovadas por diversos pesquisadores, que relacionam a rotação da paleta do equipamento em função do gradiente de velocidade médio, de acordo com a temperatura da água de estudo e peculiaridades do instrumento (como a presença, ou ausência, de estatores e a capacidade dos jarros).

O Quadro 4 apresenta os valores das rotações e dos tempos adotados para cada etapa do tratamento simulada no jarteste.

Quadro 4 – Condições operacionais fixadas para a operação do jarteste

(continua)

Etapa do tratamento	Rotação (rpm)	Duração (min)
Mistura rápida	300	0,33
Floculação (1ª etapa)	60	5

Quadro 4 – Condições operacionais fixadas para a operação do jarteste

(conclusão)

Floculação (2ª etapa)	40	5
Floculação (3ª etapa)	30	5
Sedimentação	0	-

Fonte: Própria (2015).

Ainda sobre o Quadro 4, é possível visualizar que o tempo de sedimentação dos flocos formados na etapa de floculação não foi proposto neste item, pois o mesmo depende das velocidades de sedimentação a serem estudadas. As velocidades de sedimentação fixadas para os ensaios, bem como a metodologia a elas associada, é descrita no item 3.9.

3.9 Coleta de Água Decantada

Na realização de ensaios que envolvam a sedimentação, as amostras de água decantada devem ser coletadas de acordo com às respectivas velocidades de sedimentação associadas. Segundo Di Bernardo (2011), seleciona-se as velocidades de sedimentação que se deseja estudar e, em seguida, é possível calcular o tempo médio da coleta, que é contado a partir do final da floculação até metade do tempo de duração da coleta.

O tempo de duração da coleta da água decantada pode variar de acordo com o volume que se necessita para a medição dos parâmetros desejados. Geralmente, no caso de coletas de amostras de água para leitura dos parâmetros cor aparente, turbidez absorvância e COT, são necessários volumes da ordem de 50 mL, correspondente a tempos de coleta da ordem de 10 segundos (Di Bernardo, 2011).

Antes da consumação de cada coleta, é importante que seja realizado o descarte da água que permaneceu no interior do sistema de coleta, para que interferências nas amostras sejam evitadas. O descarte, normalmente, é realizado, com tempo de 3 a 5 segundos (Di Bernardo, 2011).

Para essa pesquisa foram estudados os valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para amostras de água decantada correspondente a duas velocidades de sedimentação estabelecidas. As velocidades de sedimentação estabelecidas foram: 1,5 e 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$.

Designadas as respectivas velocidades de sedimentação que serão estudadas, foi possível calcular os tempos médios de coletas, já que os aparelhos jar-test possuem uma altura de sedimentação de 7 cm, ou seja, a saída para a coleta de amostras encontra-se a uma distância de 7 cm abaixo do nível de água do jarro cheio (cada jarro tem uma capacidade de armazenar 2 L de água). O tempo médio da coleta, em função da velocidade de sedimentação pode ser calculado de acordo com a equação 7:

$$T_s = \frac{h_s}{V_s} \quad (7)$$

Onde:

Ts: Tempo médio de coleta (min), contado a partir do final da floculação até a metade do intervalo de tempo de coleta;

Vs: Velocidade de sedimentação (cm.min⁻¹);

hs: altura de sedimentação (cm), correspondente a 7 cm.

Para as velocidades de sedimentação de 1,5 e 3 cm.min⁻¹, temos os seguintes tempos de médios de coleta: 4,67 min (4`40``) e 2,33 min (2`20``). Para o tempo de descarte da água do sistema de coleta e do tempo de duração da coleta da água decantada, foram adotados os seguintes valores: 3s para o descarte e 10 s para a coleta.

É importante ressaltar que caso fossem estudadas um número maior de velocidades de sedimentação, superior a 3, seria necessário efetuar várias de coletas de amostras ao longo do ensaio, logo, a altura de sedimentação, correspondente a 7 cm, sofrerá uma redução significativa. Para evitar tal deslize nos resultados, é necessário que nessas situações particulares sejam determinadas as novas alturas de sedimentação. Assim, os resultados permanecerão fidedignos

Definidas as condições de sedimentação e coleta da água decantada, tem-se no Quadro 5 a síntese dos procedimentos metodológicos aplicados para essas etapas dos ensaios.

Quadro 5 – Procedimentos utilizados para a realização da sedimentação e coleta das amostras de água decantada

(continua)

0`00`` - Início da sedimentação (Equipamento desligado).
2`12`` - Fim da sedimentação e início do descarte.

Quadro 5 – Procedimentos utilizados para a realização da sedimentação e coleta das amostras de água decantada (conclusão)

2`15`` - Fim do descarte e início da coleta da água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de 3 cm.min ⁻¹ .
2`25`` - Fim da coleta de água decantada com velocidade de sedimentação de 3cm.min ⁻¹ .
4`32`` - Início do descarte
4`35`` - Fim do descarte e início da coleta de água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 cm.min ⁻¹ .
4`45`` - Fim da coleta de água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 cm.min ⁻¹ .

Fonte: Própria (2015).

3.10 Estruturação Final dos Procedimentos para Realização dos Ensaios de Tratabilidade

Afim de se ter um epítome de todo o procedimento adotado para a realização dos ensaios de tratabilidade da amostra da água bruta coletada e armazenada, foi elaborado o Quadro 6, sendo possível verificar todas as condições operacionais adotadas para a realização dos ensaios, partindo das condições de adição do coagulante e mistura rápida, passando pelas três etapas de floculação (com tempos de floculação Tf1, Tf2 e Tf3) e, por fim, pela sedimentação dos flocos formados e coleta das amostras de água decantada de acordo com as duas velocidades de sedimentação estudadas.

Quadro 6 – Procedimento metodológico para a realização dos ensaios de tratabilidade

Programação para funcionamento do jarrest	Tempos cronometrados para cada etapa
Rotação = 300 rpm	0`00`` - Disparar cronômetro e adicionar o coagulante nos jarros.
Tmr = 20 s	0`20`` - Fim da mistura rápida
Rotação = 60 rpm	0`20`` - Início da primeira etapa da floculação
Tf1 = 5 min	5`20`` - Fim da primeira etapa da floculação
Rotação = 40 rpm	5`20`` - Início da segunda etapa da floculação
Tf2 = 5 min	10`20`` - Fim da segunda etapa da floculação
Rotação = 30 rpm	10`20`` - Início da terceira etapa da floculação.
Tf3 = 5 min	15`20`` - Fim da terceira etapa da floculação
O aparelho Jar Test é desligado e o período de sedimentação é iniciado. Nos tempos... Rotação = 0 rpm	15`20`` - desligamento do equipamento e início da sedimentação
	17`32`` - início do descarte
	17`35`` a 17`45`` - Coleta da amostra de água decantada correspondente a $Vs1 = 3 \text{ cm.min}^{-1}$.
	19`52`` - Início do descarte
	19`55`` a 20`05`` - Coleta da amostra de água decantada correspondente a $Vs2 = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$.

Fonte: Própria (2015).

Para a obtenção de uma amostra que permitisse a aplicação de métodos estatísticos em consonância com a natureza dos dados obtidos, cada ensaio de tratabilidade foi realizado com 5 repetições.

3.11 Análise da Produção e Caracterização do Lodo Gerado nos Ensaios de Tratabilidade

Para o estudo do lodo formado no fundo dos jarros, após o período de sedimentação e coleta da água decantada, foram determinadas suas frações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV). Assim, foi possível quantificar o percentual de aumento da concentração dessas frações em função da dosagem de coagulante aplicada e das velocidades de sedimentação estudadas.

As frações de ST, STF, e STV foram estimadas para cada dosagem dos quatro coagulantes estudados, nas velocidades de sedimentação de 1,5 e 3 cm. min⁻¹. Desta forma, para um mesmo coagulante e uma mesma dosagem vertida nos jarros, foram determinadas essas frações de sólidos para as duas velocidades de sedimentação mencionadas anteriormente.

Diferentemente do caso da determinação dos parâmetros para a água decantada, os ensaios para quantificar o teor de ST, STF e STV não puderam ser efetuados de uma forma que se pudesse ter obtido, em um mesmo ensaio, com uma respectiva dosagem, duas amostras, sendo uma contendo o lodo correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, e a outra associada a 3 cm. min⁻¹, respectivamente. Para a realização dos ensaios que objetivaram o estudo do resíduo originado no fundo dos jarros (lodo), a estrutura metodológica dos experimentos teve que ser suavemente modificada.

Após o fim do período de sedimentação e coleta da amostra de água decantada correspondente a velocidade de sedimentação e 3 cm. min⁻¹, as impurezas removidas a partir da sedimentação contribuíram para a formação do lodo. Caso o ensaio continuasse e, no mesmo jarro, após o novo período de sedimentação, fosse coletada uma nova amostra de água decantada, agora correspondente a 1,5 cm. min⁻¹, o lodo formado no fim da operação já não corresponderia a velocidade de sedimentação de 3 cm. min⁻¹. Sendo assim, foi necessário realizar os ensaios de tratabilidade separadamente, aonde para cada dosagem foram efetuados dois ensaios, um correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹ e outro relacionado a 3 cm. min⁻¹.

Após o término de cada série de ensaios, que foram concluídas com o fim da coleta de água decantada, os reatores estáticos contendo o sobrenadante remanescente e o lodo foram

submetidos aos novos procedimentos para que se pudesse obter uma amostra final, correspondente a 100 mL, que representasse ao máximo o lodo produzido no tratamento.

Após coletadas as amostras de água decantada, foi permitido um maior tempo de repouso para o lodo e o sobrenadante remanescente, afim de permitir que flocos e impurezas com menores velocidades de sedimentação atingissem o fundo dos jarros e promovesse uma maior concentração do lodo (como a amostra de água decantada já foi coletada, as impurezas e flocos remanescentes no seio do líquido, mesmo que não atinjam o fundo dos jarros, irão contribuir para o lodo gerado, por isso foi permitido esse período de repouso). O período de repouso fixado foi de aproximadamente duas horas. Após esse tempo, o sobrenadante foi removido de forma a permitir que permanecesse no jarro um menor volume do mesmo. Em seguida, o sobrenadante remanescente e o resíduo foram transferidos para uma proveta graduada, aonde ocorreu um adensamento final do lodo, durante um período em que foi observado que a frente de clarificação permanecesse aproximadamente constante. Por fim, removeu-se o excesso de sobrenadante até se obter uma amostra de 100 mL, contendo uma maior concentração de resíduos. Esse volume é o necessário para a realização do fracionamento, proposto neste estudo, do lodo gerado.

As frações de ST, STF e STV também foram determinadas para a água bruta, para que se possa comparar o percentual de aumento na mesma proporcionado pela adição das respectivas dosagens dos coagulantes. Os ensaios para cada coagulante foram realizados em dias distintos, sendo que para cada dia foram determinadas as frações de ST, STF e STV da água bruta. Caso as características da água de estudo não sofram variações significativas, de acordo com os padrões monitorados, certamente os valores das frações da água bruta determinados para cada dia de ensaios também não sofreram mudanças relevantes.

Para essa etapa do estudo, torna-se meritório destacar que as metodologias descritas nesse item não objetivaram, por exemplo, dimensionar unidades de descargas de lodo ou de acondicionamento e tratamento do mesmo, bem como uma caracterização mais fracionada de sua composição. Essa etapa promoveu quantificar, mitigando os erros passíveis de se ocorrer, as frações de sólidos mencionadas, para que se possa ter uma ideia da possível biodegradabilidade existente nos lodos orgânicos e as respectivas vantagens associadas a esse fato, bem como observar o a ocorrência de uma provável maior concentração de sólidos associados aos coagulantes inorgânicos e o seu maior teor inorgânico.

3.12 Metodologias para a Determinação das Variáveis Controladas

As metodologias analíticas para medição de variáveis de controle dos processos de tratamento e caracterização de água bruta foram realizadas seguindo a recomendações apresentadas no Quadro 7.

Quadro 7 – Metodologias analíticas adotadas para a determinação das variáveis

VARIÁVIES	METODOLOGIA	REFERÊNCIAS
Turbidez	Nefelometria	APHA,AWWA, WEF (1999)
pH	Potenciometria	APHA,AWWA, WEF (1999)
Cor	Colorimetria	APHA,AWWA, WEF (1999)
Alcalinidade	Titulometria	APHA,AWWA, WEF (1999)
Sólidos Totais (ST)	Gravimetria	APHA,AWWA, WEF (1999)
Sólidos Totais Fixos (STF)	Gravimetria	APHA,AWWA, WEF (1999)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	Gravimetria	APHA,AWWA, WEF (1999)

Fonte: Própria (2015).

3.13 Verificação da Normalidade das Amostras

Antes da aplicação de testes paramétricos, é necessário verificar se as amostras aderem a distribuição normal, uma vez que a normalidade dos dados é uma premissa para a aplicação de testes dessa natureza. Para checar se as amostras pertencem a uma população com distribuição normal, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk, que também possui solidez quando aplicado a pequenas amostras. Para a realização do teste de normalidade, foi utilizado o software livre de análise estatística action 2.9, adotando-se um nível de significância de 5%. Caso as amostras não apresentem distribuição normal, testes não paramétricos devem ser aplicados.

3.14 Influência da Velocidade de Sedimentação nos Valores dos Parâmetros Estudados

Para estudar, qualitativamente, a influência das velocidades de sedimentação fixadas, foi proposto aplicar um simples, porém claro, método estatístico, afim de observar se houve uma diferença significativa nos valores de turbidez, cor aparente, cor verdadeira e na fração

de sólidos encontrados para as duas velocidades de sedimentação escolhidas, 3 e 1,5 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, respectivamente.

Para se comparar os valores de cada parâmetro, encontrados para as duas velocidades de sedimentação estudadas, foi selecionado o teste T de student para dados pareados. Segundo Fontelles (2012), o teste T pareado compara as diferenças entre duas situações distintas de uma mesma amostra (ou população). Essa comparação geralmente é feita para que se possa verificar se ocorreu, em decorrência de um procedimento experimental, uma mudança significativa nos valores da variável estudada.

A possibilidade de aplicar tal teste aos resultados obtidos para as duas velocidades de sedimentação (para cada coagulante), se deu a partir da proposta de que se está trabalhando com uma mesma amostra de água que apesar de ser submetida a um respectivo coagulante, e uma mesma dosagem, teve valores coletados para duas velocidades de sedimentação distintas, ou seja, para uma mesma amostra de água coagulada com o mesmo produto químico, e com uma mesma dosagem, foram obtidos valores correspondentes a duas situações distintas.

Um cuidado em especial foi tomado durante a aplicação de tal método estatístico aos dados de cada parâmetro obtido, afim de evitar que um erro específico interferisse, de forma negativa, nos resultados obtidos. A princípio, tinha-se posse de pares de amostras que representavam cada parâmetro determinado, em cada velocidade de sedimentação fixada, e para cada coagulante estudado, respectivamente. Para cada parâmetro tinha-se sete pares de observações determinadas (isso se considerar apenas um coagulante, pois como se trabalhou com quatro desses produtos químicos, cada parâmetro possuiu quatro pares de amostras) já que foram estudadas sete dosagens diferentes de cada coagulante. Caso o teste T para dados pareados fosse aplicado a cada par de amostras, da forma apresentada anteriormente, os resultados dessa análise negligenciariam a análise individual dos valores de turbidez, cor aparente e cor real, encontrados em cada dosagem, já que cada dosagem não teria suas observações, a 1,5 e 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, submetidas ao teste T individualmente. Um exemplo de tal situação seria se para um determinado coagulante, o parâmetro turbidez não apresentasse diferença significativa nas velocidades de sedimentação de 1,5 e 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, logo tal resultado poderia estar mascarado, pois para uma determinada dosagem pode-se ter uma dependência significativa do fator velocidade e para outras dosagens tal dependência não exista, resultando em uma análise que não representa verdadeiramente cada par de observações. Assim, tinha-se um resultado superficial da comparação, de cada parâmetro, encontrados para as duas velocidades de sedimentação.

Para evitar que o erro citado anteriormente se fizesse presente neste estudo, foram realizadas mais repetições experimentais para cada dosagem, nas duas velocidades de sedimentação, afim de se possuir uma amostra de dados suficiente para aplicar o teste T, para dados pareados, nas observações encontradas para cada dosagem. Feito isso, é possível verificar se alguma dosagem do coagulante em questão pode proporcionar, para a água decantada coletada valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, estatisticamente diferentes ou iguais, para as velocidades de sedimentação de 1,5 e 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Para cada dosagem e velocidade de sedimentação estudadas foram feitas cinco repetições. Logo, o teste T para dados pareados foi aplicado nos pares de amostras dos parâmetros obtidos para cada dosagem do produto químico em questão, sendo uma amostra de dados correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ e a outra amostra associada a velocidade de sedimentação de 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$.

A aplicação do teste estatístico em questão foi realizada por meio da ferramenta de análise estatística Action 2.9, que é um software livre e pode ser integrada ao Excel. Assim, foi adotado um nível de confiança de 95 %, ou um *p*-valor de 0,05, e uma hipótese nula de que não existe diferença entre os valores obtidos para as duas velocidades de sedimentação fixadas. Caso a hipótese nula não seja rejeitada, de acordo com o nível de confiança de 95%, o *p*-valor encontrado deve apresentar um valor superior a 0,05, com isso a velocidade de sedimentação não apresenta interferência, estatisticamente, nos resultados da respectiva variável em questão. Caso o *p*-valor for inferior a 0,05, a hipótese nula passa a ser, estatisticamente, rejeitada, aonde existirá uma influência significativa da velocidade de sedimentação nos valores das variáveis estudadas, para um nível de confiança de 95%.

3.15 Influência da Dosagem dos Coagulantes nos Valores dos Parâmetros Estudados

O item 3.14 anterior trata da metodologia empregada para a realização da comparação dos resultados observados dos parâmetros nas duas velocidades de sedimentação estudadas, afim de verificar se existe uma influência significativa desse fator nos resultados observados, para que, caso comprovada a não influência de tal fator, seja possível trabalhar com uma maior velocidade de sedimentação, ou taxa de aplicação superficial, sem que ocorra um comprometimento da qualidade da água decantada produzida, entre outros benefícios que serão melhores discutidos nos itens seguintes.

Mesmo tratando da influência da velocidade de sedimentação para cada dosagem individualmente, esse último fator não foi submetido a um teste estatístico, para que se possa

ter alguma conclusão sobre sua influência nos valores encontrados para os parâmetros. Além da velocidade de sedimentação, existiu o controle das dosagens dos respectivos coagulantes que foram aplicadas aos jarros contendo a água de estudo, e que pode ter tido uma influência expressiva nos valores dos parâmetros determinados para as amostras de água decantada que foram coletadas. Além disso, para cada par de valores encontrados para as variáveis, sendo um correspondente a velocidade de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ e o outro a $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, existe a influência de uma dosagem de coagulante que foi aplicada na etapa de mistura rápida.

Sendo assim, tornou-se imprescindível a verificação da influência do fator dosagem nos valores dos parâmetros determinados, sendo necessária a escolha de um método que possa, a partir de um nível de confiança estipulado, avaliar se existe diferença, estatisticamente, nos resultados de cor aparente, cor verdadeira e turbidez remanescentes nas amostras de água decantada coletadas a partir da aplicação de cada dosagem de coagulante vertidas nos jarros. Além disso, o método estatístico deve ser compatível com a natureza dos dados em questão, para que resultados mais sólidos possam ser produzidos.

Para a verificação da influência da dosagem foi selecionado do teste de comparações múltiplas de Tukey, visto que, apenas a aplicação da ANOVA fator único proporcionaria apenas a verificação se os valores de cada parâmetro, determinados para cada dosagem, diferem entre si. Assim, caso a hipótese nula seja rejeitada, somente a ANOVA não proporciona identificar aonde estão as possíveis diferenças que promoveram a rejeição dessa hipótese, já que, essas circunstâncias evidenciam que ao menos dois pares de amostras divergem entre si. Assim, o teste de Tukey permite identificar as diferenças entre pares de médias específicos ou em combinações lineares das médias. O teste de Tukey foi realizado pela mesma ferramenta de análise estatística utilizada na aplicação do teste T pareado, action 2.9, considerando um nível de confiança de 95 % (ou *p-valor* de 0,05) e a hipótese nula de igualdade entre os valores dos parâmetros encontrados para as dosagens de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, com intervalos de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Para possibilitar a aplicação do teste de Tukey, a natureza dos dados a serem submetidos a essa análise deve ser distinta da apresentada para a verificação da influência da velocidade de sedimentação, que possuem paridade entre si. A verificação da influência da dosagem se deu selecionando-se as sete amostras de dados (para cada coagulante) correspondente a uma das velocidades fixadas, $1,5$ ou $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, e aplicando o respectivo teste de comparação múltipla, aonde cada amostra de dados corresponde a uma das sete dosagens utilizadas (10 a $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Vale ressaltar que a aplicação de cada dosagem era realizada em ensaios diferentes, assim, mesmo se tratando de volumes de uma amostra de

água de mesmas características, fisicamente eram volumes distintos que eram coletados e submetidos aos ensaios, diferentemente da aplicação do teste T para dados pareados, aonde para uma mesma dosagem, os dados relacionados as duas velocidades de sedimentação foram concebidos a partir de amostras de água decantada coletadas em um mesmo ensaio, apenas em tempos de coleta distintos. Desta forma, a natureza das amostras submetidas ao teste Tukey é independente, ou seja, dados não pareados.

A aplicação do Teste de Tukey, para verificação da influência da dosagem, foi efetuada após a posse dos resultados da análise da influência da velocidade de sedimentação. Caso a velocidade de sedimentação não apresente influência significativa nos resultados dos parâmetros submetidos os test t pareado, a aplicação do teste de Tukey só se faz necessária para as amostras de dados correspondente a umas das duas velocidades estudadas, 1,5 ou 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, já que, estatisticamente, diferenças não serão existentes. Se a situação anterior for encontrada, as amostras submetidas ao teste de Tukey serão as correspondentes a velocidade de 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, uma vez que um dos objetivos específicos desse estudo é a verificação da possibilidade de se trabalhar com uma maior velocidade de sedimentação.

Uma vez verificada a influência do fator velocidade de sedimentação em uma ou mais dosagem de coagulante, será necessária a aplicação do teste de Tukey para as amostras dos resultados encontrados tanto para a velocidade de 1,5 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ como para 3 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$, uma vez que não existirá igualdade estatística entre todas as amostras, para que se possa trabalhar apenas com uma das duas velocidades de sedimentação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultados da Caracterização e Monitoramento da Água Bruta a ser Estudada

Como mencionado no item 3.6, após a coleta do volume de água necessário para a realização dos ensaios, a água bruta armazenada foi caracterizada de acordo com os parâmetros físico-químicos pertinentes. A Tabela 1 apresenta os resultados dos valores determinados para os respectivos parâmetros.

Tabela 1 – Caracterização inicial da água bruta coletada

Parâmetros	Valores Determinados
pH	8,13
Turbidez	24,9 uT
Cor Aparente	127 uH
Cor Verdadeira	53 uH
Alcalinidade	340 mg CaCO ₃ L ⁻¹
Temperatura	28 °C

Fonte: Própria (2015).

Com essa caracterização inicial é possível se ter informações relevantes sobre a qualidade da água em questão. O valor moderadamente baixo encontrado para a turbidez da água de estudo provavelmente está associado ao período de estiagem que a mesma foi coletada. Quanto a alcalinidade, dificilmente águas superficiais excedem 500 mg. CaCO₃.L⁻¹. Mesmo possuindo um valor dentro da normalidade para águas superficiais, 340 mg CaCO₃. L⁻¹ ainda pode ser considerado um valor elevado. Esse valor pode estar associado a significativa taxa respiratória de microrganismos que decompõem a matéria orgânica presente no meio, promovendo a liberação e dissolução de CO₂ na água, que é fundamental para a solubilização do CaCO₃ e, conseqüentemente, a formação do bicarbonato de cálcio. Esses fatores podem ser somados ao período de estiagem que a água foi coletada, aonde pode ter ocorrido uma acumulação de sais do ácido carbônico, devido a evaporação, e incidência de efluentes urbanos mais concentrados. O açude de Bodocongó vem sofrendo severamente com a urbanização da região em que se encontra, recebendo, por meio de emissários, lançamentos de efluentes urbanos brutos.

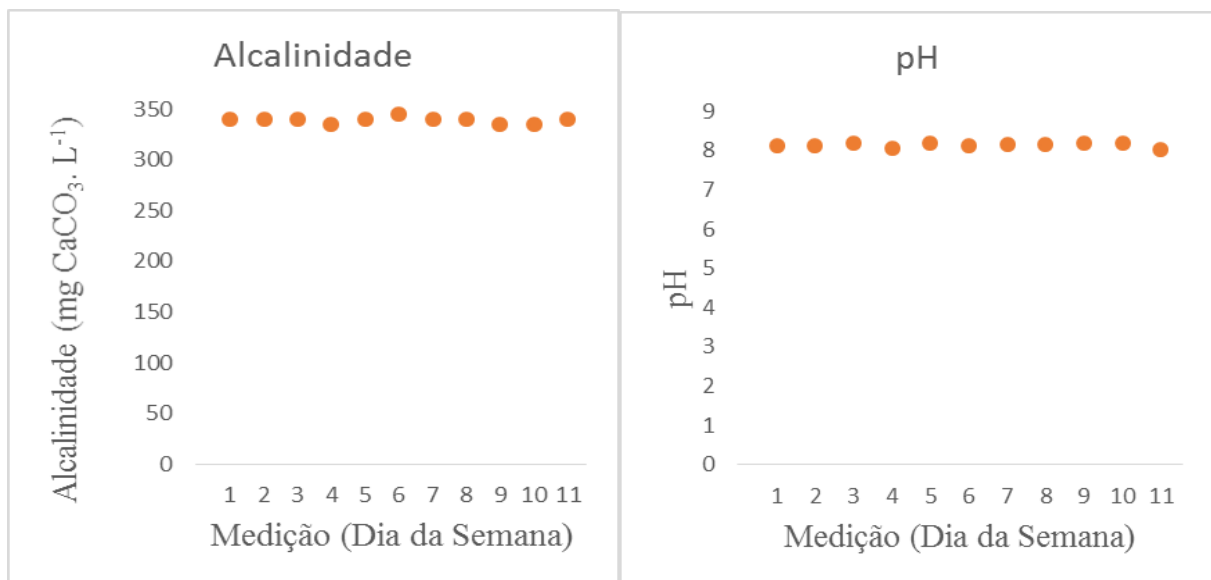
A liberação de CO₂ geralmente promove uma acidificação do meio, reduzindo os valores de pH, porém, o resultado da análise do potencial hidrogeniônico da água de estudo

não apresentou um caráter ácido da mesma. Tal resultado pode ser devido a ação da biomassa existente no corpo hídrico, proveniente da presença de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que em sua atividade fotossintetizante promovem a retirada do gás carbônico existente no meio, elevando o pH. A explicação anterior reforça a incidência de efluentes que são lançados no açude de bodocongó.

Nos dias que sucederam a coleta e caracterização inicial da água bruta, correspondentes ao período de realização dos ensaios, foi realizado o monitoramento da mesma, com o intuito de observar se ocorreu alguma alteração significativa em sua qualidade. Esse monitoramento é essencial para a fidelidade dos experimentos, já que é necessário se trabalhar com uma água bruta de mesmas características em todos os experimentos, para que seja possível estudar e comparar o desempenho de cada coagulante analisado.

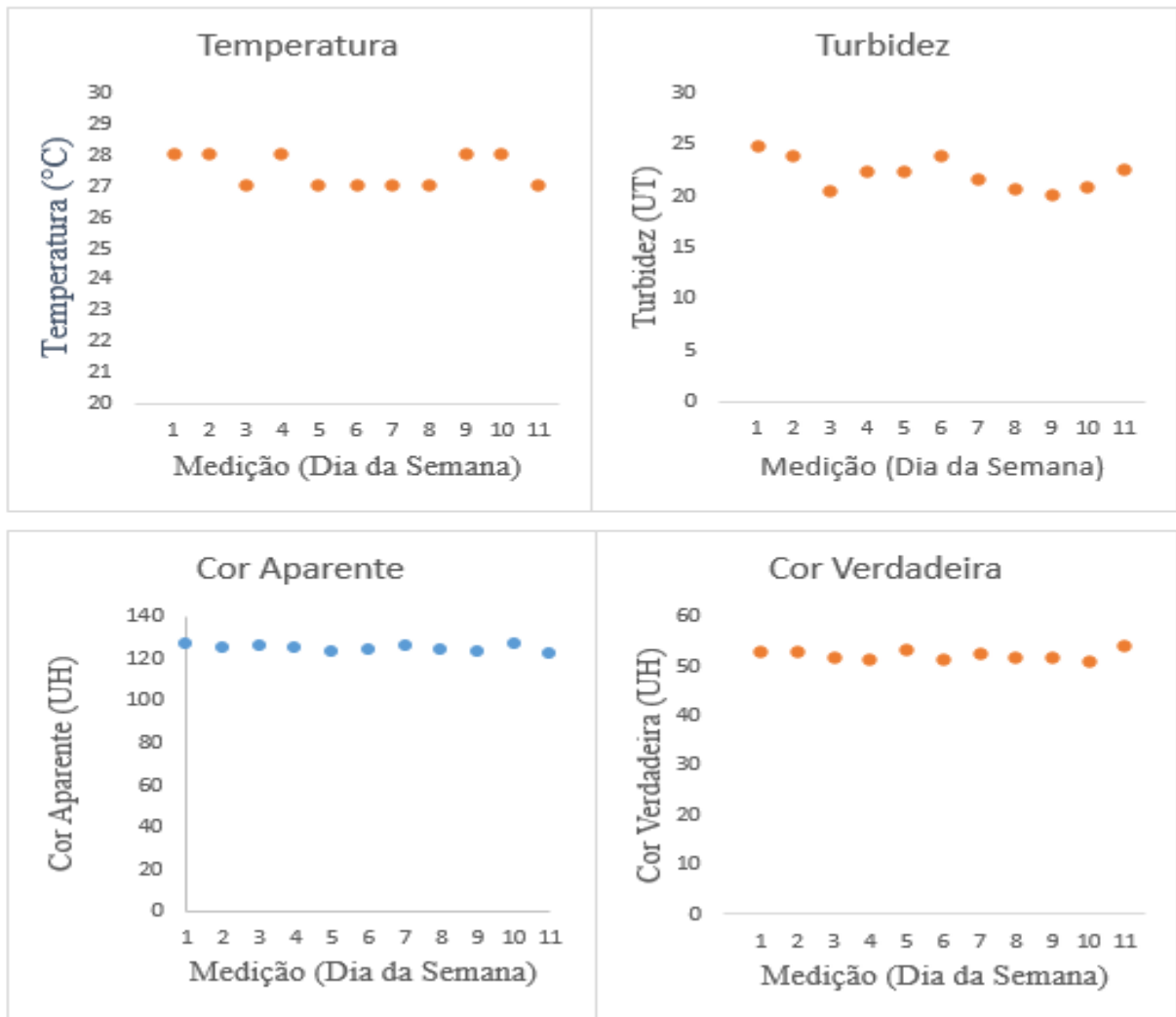
As Figuras de 16 e 17 apresentam a dispersão dos valores encontrados para cada parâmetro físico-químico monitorado. Os valores apresentados nas Figuras 16 e 17 são de todos os monitoramentos efetuados, desde a caracterização inicial da água de estudo até os dias em que foram realizados os últimos ensaios de tratabilidade.

Figura 16 – Valores encontrados para o monitoramento dos parâmetros químicos determinados



Fonte Própria (2015).

Figura 17 – Valores encontrados para o monitoramento dos parâmetros físicos determinados



Fonte Própria (2015).

De acordo com os valores dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir o monitoramento da água bruta durante o período de realização dos ensaios, é possível observar que não ocorreram variações significativas, do ponto de vista físico-químico, na qualidade da amostra de água armazenada. Os valores de todos os parâmetros foram próximos, não havendo necessidade de coletar um novo volume de água para reiniciar os ensaios.

Exemplificando a argumentação da baixa alteração da variação dos valores encontrados para os respectivos parâmetros monitorados, pode-se citar a alcalinidade, com resultados variando entre 335 e 345 mg CaCO₃L⁻¹. Para trabalhar com esses valores de alcalinidade da água bruta, não se comete erros significativos em represar a mesma por um desses extremos, muito menos por algum contido entre eles, pela proximidade existente entre esses valores. Tal contiguidade é facilmente visualizada em todos os demais parâmetros.

A proximidade dos valores obtidos durante o monitoramento da água de estudo, ainda pode ser justificada por meio de medidas de dispersão em relação à média aritmética, como a variância e o desvio padrão. A partir do cálculo desses simples, porém importantes, parâmetros da estatística diferencial, pode-se permitir tanto a visualização da uniformidade dos dados como também verificar a distância desses valores em relação à média aritmética.

A Tabela 2 apresenta os valores calculados da média aritmética, com o respectivo desvio padrão, para todos os valores dos conjuntos de dados de cada parâmetro físico-químico monitorado. Como medida de dispersão foi selecionado apenas o desvio padrão já que o mesmo tem vantagem em relação a variância por apresentar uma interpretação direta da variação do conjunto de dados, sendo expresso na mesma unidade da variável analisada.

Tabela 2 – Médias aritméticas e respectivos desvios padrão para cada variável monitorada

Parâmetros Monitorados da Água Bruta Coletada	
Temperatura	27,45 ± 0,52 °C
Turbidez	22,1 ± 1,58 uT
Cor Aparente	124,8 ± 1,68 uH
Cor Verdadeira	52,2 ± 1,07 uH
Alcalinidade	339,09 ± 3,06 mg CaCO ₃ L ⁻¹
pH	8,14 ± 0,057

Fonte: Própria (2015).

A partir dos resultados expressos na Tabela 2, é possível observar a uniformidade dos conjuntos de dados pertencentes as amostras de cada variável monitorada, pois foram encontrados valores de desvios padrão consideravelmente pequenos para os parâmetros monitorados. Logo, os dados encontrados para cada parâmetro apresentam proximidade entre si e, conseqüentemente, entre as respectivas médias. Devido a isso, os valores de Turbidez, cor aparente, cor verdadeira, alcalinidade, pH e temperatura da água bruta podem ser representados, sem gerar transtornos, pelas respectivas médias aritméticas calculadas.

4.2 Resultados dos Ensaio de Tratabilidade

4.2.1 Alcalinidade das Amostras Coletadas e pH de Coagulação

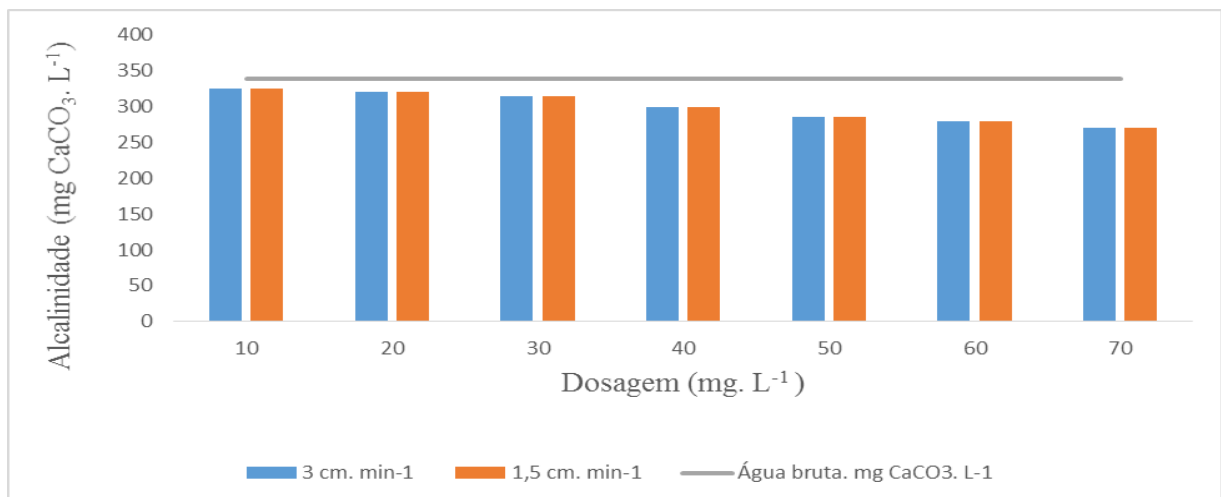
Durante a realização dos experimentos, foram determinados os valores correspondentes ao pH de coagulação, bem como a alcalinidade total das amostras coletadas de água decantada, para todos os ensaios realizados com a água de estudo. Diferenças significativas ocorreram entre os coagulantes de origem inorgânicas e os de natureza orgânica estudados, principalmente quanto aos valores de alcalinidade total encontrados, o que já era de se esperar. Os resultados e as discussões dessas análises se encontram nos 4.2.2 e 4.2.3 abaixo.

4.2.2 Coagulantes Inorgânicos

Segundo Pavanelli (2001), quando adicionados a água, na etapa de mistura rápida, os sais de alumínio e ferro atuam como ácidos, consumindo a alcalinidade natural da água e, caso a mesma não possua alcalinidade suficiente, reduzindo o pH do meio. Além disso a dispersão de coagulantes dessa natureza na água também promove a liberação de CO_2 , contribuindo para a acidificação do meio.

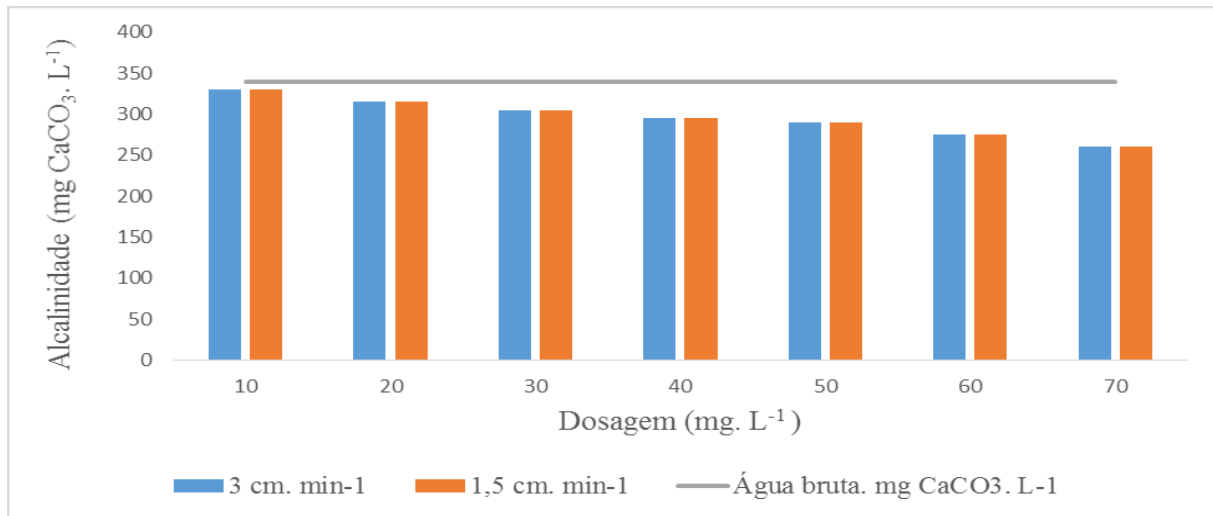
As Figuras 18 e 19 expressam os resultados dos valores médios de alcalinidade encontradas para a água coagulada com sulfato de alumínio e cloreto férrico, sendo possível observar que tanto o sulfato de alumínio como o cloreto férrico promoveram uma redução na alcalinidade natural da água bruta de estudo. O valor médio da alcalinidade total encontrada para a água de estudo ($339,9 \text{ mg de CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) está representado pela linha horizontal de cor cinza.

Figura 18 – Alcalinidade total das amostras coaguladas com sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Figura 19 – Alcalinidade total das amostras coaguladas com cloreto férrico



Fonte: Pprópria (2015).

Ambos os coagulantes inorgânicos proporcionam um decréscimo significativo no valor da alcalinidade total da água de estudo, sendo possível verificar essa redução mesmo a partir da adição das dosagens mais baixas. Para, as dosagens 10 e 20 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio, ocorreu um consumo de cerca de 4,16 e 5,63% da alcalinidade total da água de estudo, enquanto que para o cloreto férrico, o consumo da alcalinidade natural da água, para as mesmas dosagens, foi de 2,68 e 7,10 %. Para as maiores dosagens estudadas, representadas por 60 e 70 mg. L⁻¹, as pertencentes ao sulfato de alumínio proporcionaram um consumo de 17,43 e 20,38 %, enquanto que as correspondentes ao cloreto férrico reduziram a alcalinidade natural da água em cerca de 18,9 e 23,32%.

Se tratando do valor da alcalinidade natural total da água de estudo e a redução da mesma devido a adição dos sais de alumínio e ferro, torna-se indispensável discorrer sobre a magnitude desse consumo. Para a maior dosagem de coagulante aplicada, por exemplo, os percentuais de decréscimo da alcalinidade poderiam ser considerados, de forma errônea, baixos, já que para uma dosagem elevada de coagulante foi consumido cerca de 20,38% da alcalinidade total, para o sulfato de alumínio e, 23,32% para o cloreto férrico. É importante enfatizar que a água de estudo possuía um valor elevado de alcalinidade natural, cerca de 339,09 mg de CaCO₃. L⁻¹, logo as reduções desse valor, exemplificadas pela dosagem de 70 mg. L⁻¹, podem apresentar um percentual pequeno de consumo de alcalinidade em relação a água bruta, mas, na realidade, promoveram um grande consumo de alcalinidade. Quantificando, em termos de mg de CaCO₃. L⁻¹, o decaimento da alcalinidade total da água de estudo, quando a mesma é submetida a maior dosagem dos coagulantes inorgânicos, tem-se

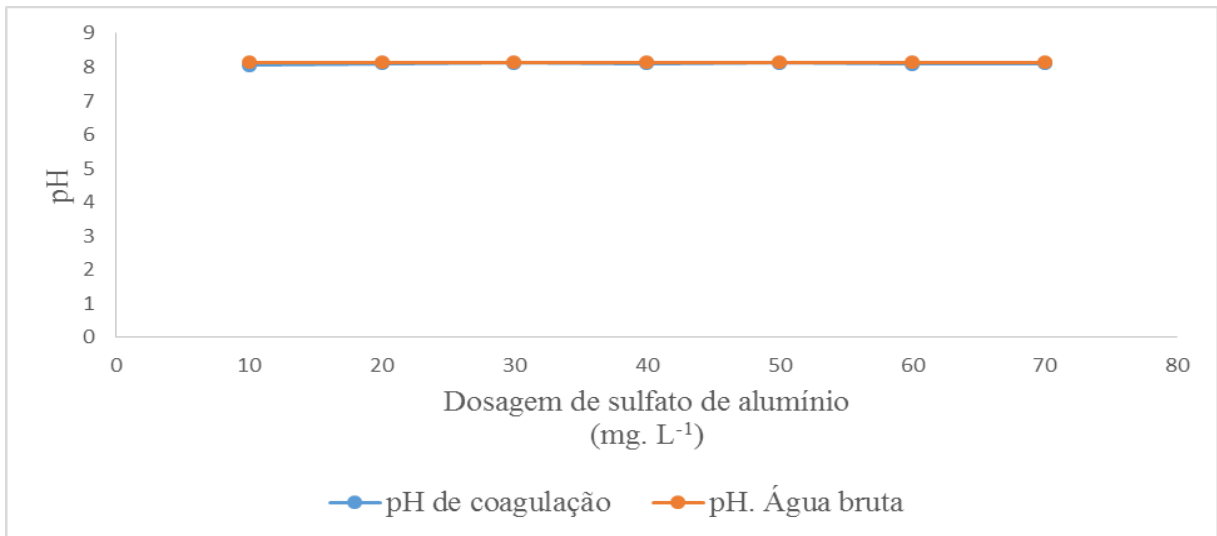
que 70 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio proporcionou um consumo de 69,09 mg de CaCO₃. L⁻¹ da água bruta, enquanto que essa mesma dosagem de cloreto férrico reduziu cerca de 79,09 mg de CaCO₃. L⁻¹ a alcalinidade total da água de estudo. Ambas as reduções são elevadas, já que muitas águas naturais submetidas as etapas de tratamento nas ETAs não possuem um valor de alcalinidade total elevado como a amostra colhida para esse estudo, principalmente se tratando de águas superficiais, logo, tais reduções teriam uma influência extremamente significativa nas respectivas etapas de tratamento, podendo necessitar do uso de alcalinizantes.

Teoricamente, o consumo de alcalinidade promovido pelo cloreto férrico é mais acentuado do que o decaimento a partir da adição do sulfato de alumínio. Por meio da análise estequiométrica das reações que ocorrem a partir da adição de sais de alumínio e ferro na água, Ritcher (2009) afirmou maior consumo da alcalinidade por meio da adição do cloreto férrico. O mesmo autor menciona que, hipoteticamente, 1 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio consome cerca de 0,5 mg. L⁻¹ de alcalinidade total, enquanto que a mesma dosagem de cloreto férrico reage com 0,56 mg. L⁻¹ de CaCO₃. Pelos resultados expressos nas Figuras 18 e 19, o sal de ferro foi responsável pelo maior consumo de alcalinidade, aonde, em média, 1 mg. L⁻¹ de cloreto férrico reagiu com aproximadamente 1,08 mg. L⁻¹ de CaCO₃, enquanto que 1 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio consumiu cerca de 0,98 mg. L⁻¹ da alcalinidade como CaCO₃.

Ainda relacionado às Figuras 18 e 19 não houve uma diferença nos valores de alcalinidade correspondente as amostras das duas velocidades de sedimentação analisadas, já que foram submetidas a uma mesma dosagem de coagulante. Além disso, as reações de consumo de alcalinidade ocorrem em um curto período de tempo, e as amostras coletadas a velocidades de sedimentação de 1,5 e 3 cm. min⁻¹ foram coletadas a um tempo de, no mínimo, 17'15'' (correspondente a velocidade de sedimentação de 3 cm. min⁻¹) após a adição do respectivo coagulante, tempo mais do que necessário para que todas as reações que envolvam a alcalinidade ocorram. Assim a alcalinidade não sofreu interferência com a modificação da velocidade de sedimentação.

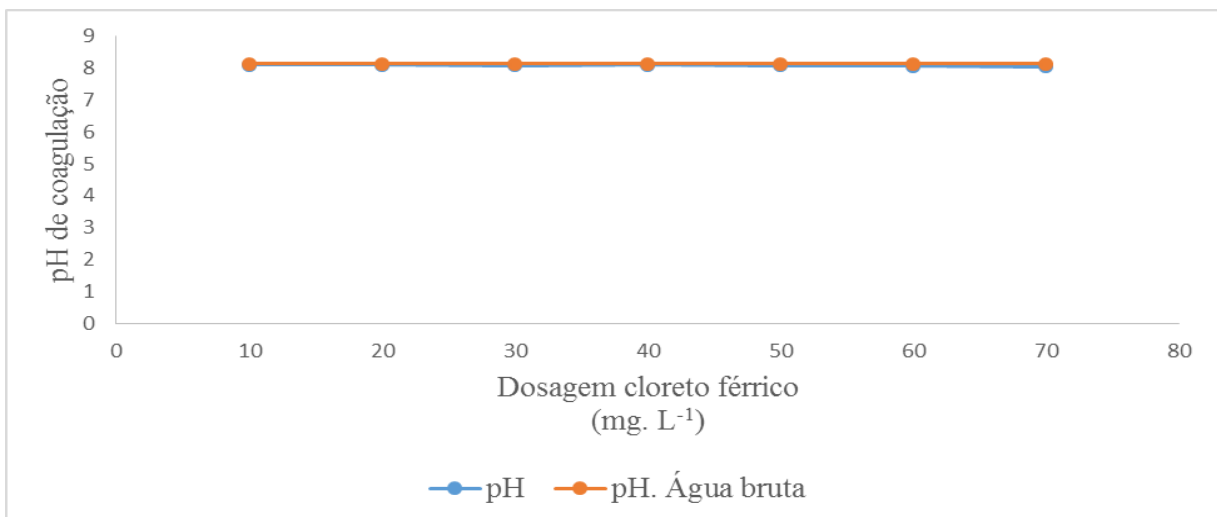
Como a água de estudo apresentou um valor elevado de alcalinidade total natural, cerca de 339,09 mg de CaCO₃. L⁻¹, as maiores dosagens de sulfato de alumínio e cloreto férrico não promoveram um decaimento do pH da água coagulada, já que ainda existia uma grande quantidade de hidróxidos/carbonatos/bicarbonatos disponíveis para reagir com os sais de alumínio e ferro. As Figuras 20 e 21 apresentam os valores do pH de coagulação determinados para a água de estudo, submetida ao sulfato de alumínio e cloreto férrico.

Figura 20 – pH de coagulação em função da dosagem de sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Figura 21 – pH de coagulação em função da dosagem de cloreto férrico



Fonte: Própria (2015).

As Figuras 20 e 21 expressam afirmação de Di Bernardo (2011), de que a alcalinidade da água bruta, natural ou artificial, funciona como tampão, minimizando a queda muito acentuada o pH de coagulação. A alta alcalinidade da água bruta, natural, proporcionou que o pH da água coagulada se mantivesse praticamente inalterado, mesmo com o aumento das dosagens do sulfato de alumínio e do cloreto férrico, onde ocorreu maior liberação de íons H^+ , por meio das reações de hidrólise.

Essa ação de tamponamento promovida pela alta alcalinidade da água de estudo, evitou que fosse necessário adicionar um agente alcalinizante para que o pH pudesse ser mantido, evitando-se uma queda significativa dos valores de pH. É importante reafirmar que

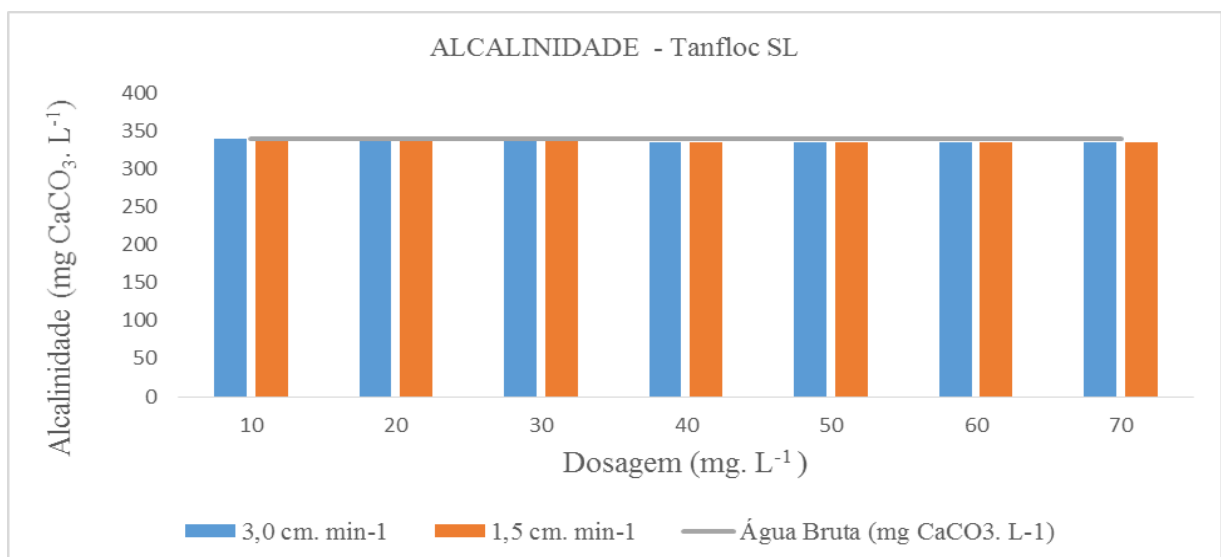
quando se trabalha com coagulantes com essas características, frequentemente é necessário conferir a água a ser coagulada uma alcalinidade adicional, aplicando-se, por exemplo, cal hidratada ou barrilha, devido a alcalinidade natural não ser suficiente para evitar a elevação da acidez da água, tornando assim o tratamento ainda mais oneroso e com maior formação de lodo.

4.2.3 Coagulantes Orgânicos

Dissemelhante dos resultados obtidos para o sulfato de alumínio e cloreto férrico foram encontrados para o tanfloc SL e o tanfloc SG, coagulantes de origem orgânica estudados. Segundo Barradas (2004), os coagulantes a base de tanino não promovem um consumo significativo da alcalinidade do meio, proporcionando, conseqüentemente, que o pH se mantenha praticamente inalterado, mesmo com o aumento da dosagem do respectivo produto químico. As Figuras 22 e 23 apresentam os resultados das análises titulométricas, efetuadas para se obter os valores de alcalinidade total das amostras de água decantada correspondente aos ensaios que tiveram a água bruta coagulada com tanfloc SL e tanfloc SG.

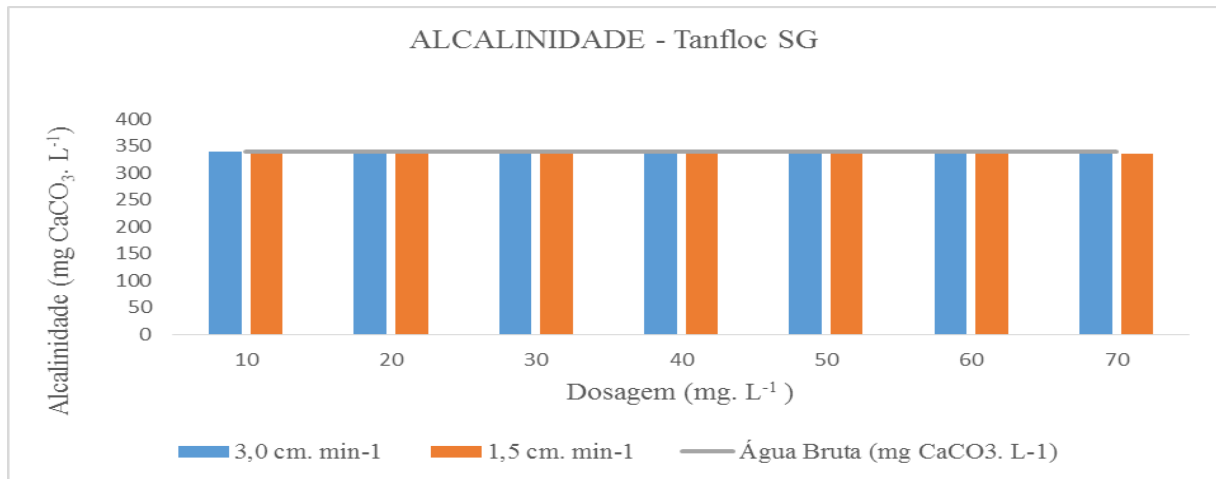
A linha horizontal de cor cinza, presente nas Figuras 22 e 23, corresponde ao valor médio de alcalinidade encontrado para a água bruta de estudo. É facilmente observado que o valor da alcalinidade da água coagulada com os produtos químicos de origem orgânica praticamente não sofre variações, resultando em uma linearidade dos valores de alcalinidade total para todas as dosagens aplicadas.

Figura 22 – Alcalinidade total das amostras coaguladas com tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Figura 23 – Alcalinidade total das amostras coaguladas com tanfloc SG

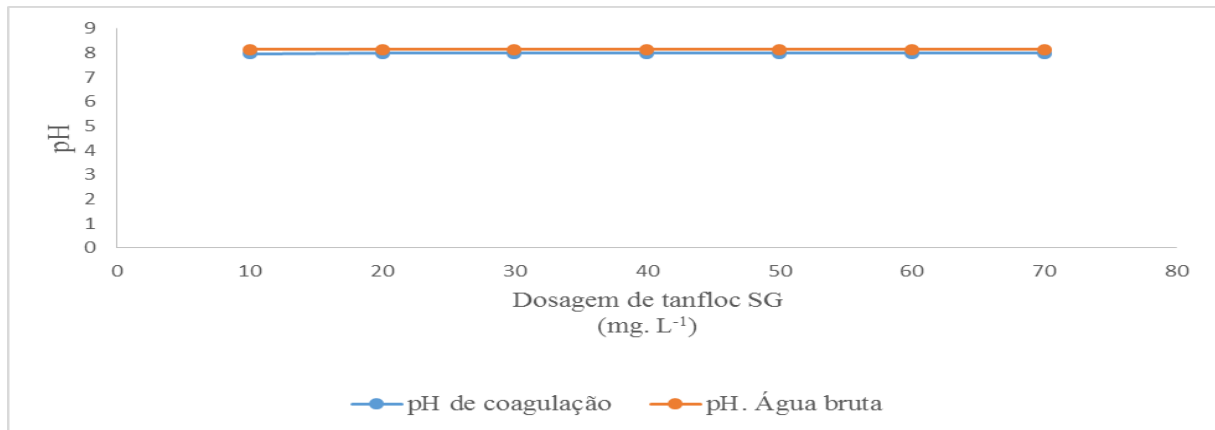


Fonte: Própria (2015).

A não ingerência da velocidade de sedimentação nos valores de alcalinidade determinados que foi observada para os sais de alumínio e ferro também apresentou o mesmo comportamento para os coagulantes o tanfloc SL e o tanfloc SG, seguindo as mesmas justificativas apresentadas no item 4.2.2.

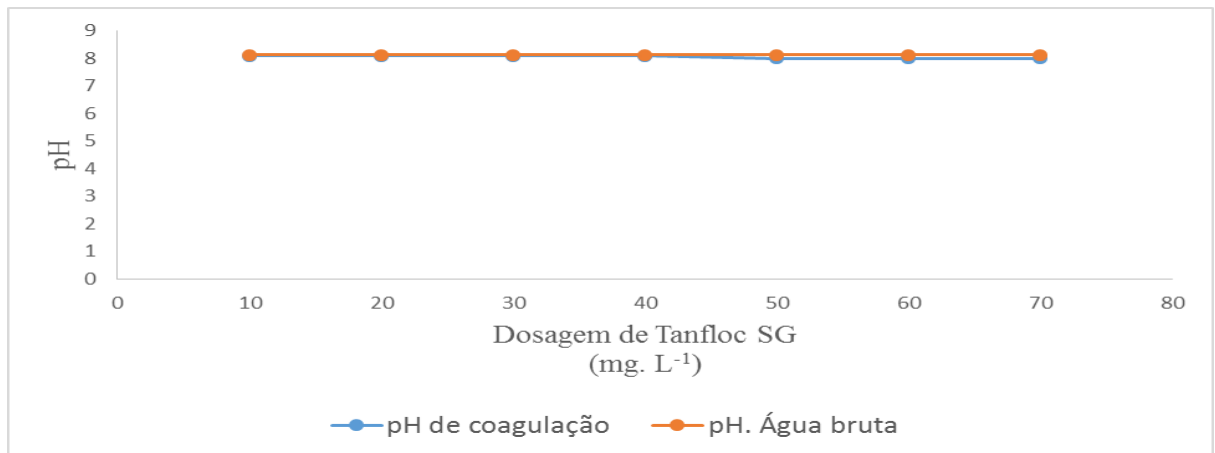
Os resultados expressos acima reforçam as afirmativas de Barradas (2004), de que os coagulantes a base de tanino, representados neste estudo pelo tanfloc SL e tanfloc SG, não reagem significativamente com a alcalinidade da água e não propiciam a liberação de CO₂ no meio. É possível afirmar que as variações encontradas para os valores de alcalinidade, expressas nas Figuras 22 e 23, foram mais provenientes de possíveis erros analíticos, do que pela influência das dosagens de tanfloc SL e tanfloc SG. Assim, o pH da água se mantém praticamente inalterado, mesmo com a adição de elevadas concentrações de coagulantes a base de tanino. As Figuras 24 e 25 expõem os valores encontrados para o pH de coagulação da água submetida ao tanfloc SL e ao tanfloc SG.

Figura 24 – pH de coagulação em função da dosagem de tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Figura 25 – pH de coagulação em função da dosagem de tanfloc SG



Fonte: Própria (2015).

Pode-se dizer que os valores encontrados para os respectivos pH de coagulação correspondentes aos coagulantes de origem orgânica foram semelhantes aos determinados para os de origem inorgânica, mantendo-se uma constância nos valores dos pHs. Para o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, a manutenção dos valores de pH mesmo com o aumento das dosagens desses coagulantes, foi devido ao elevado valor da alcalinidade natural da água bruta, sendo mais do que suficiente para reagir com os sais de ferro e de alumínio aplicados. Já no caso do tanfloc SL e do tanfloc SG, mesmo que a alcalinidade natural da água a ser tratada apresentasse valores baixos, o pH de coagulação para todas as dosagens, seria mantido em valores praticamente constantes, já que coagulantes dessa natureza não possuem características que proporcionam a sua reação com a alcalinidade presente na água, como mostrado nas Figuras 22 e 23.

4.2.4 Resultados da Determinação dos Parâmetros Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira para as Amostras de Água Decantada Coletadas

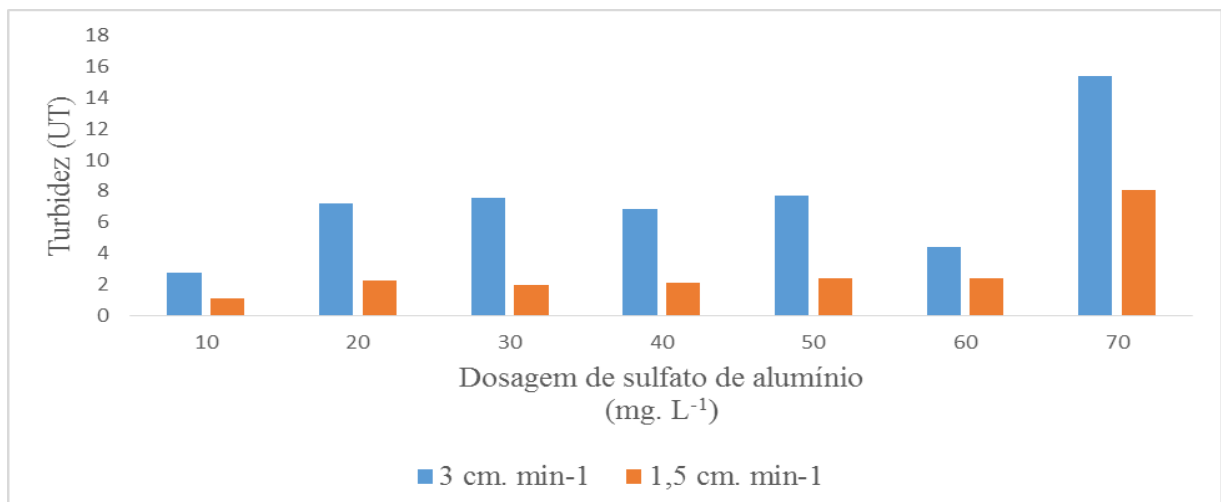
Neste item estão apresentados todos os resultados determinados para os parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira correspondentes as amostras de água decantada coletadas durante a realização das etapas de tratamento propostas para a água de estudo. Os resultados dos parâmetros aqui contemplados fazem referência a todos os coagulantes estudados, nas respectivas dosagens e velocidades de sedimentação fixadas para a realização dos ensaios.

4.2.4.1 Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira Correspondentes aos Ensaio com os Coagulantes Inorgânicos

Como mencionado durante a descrição dos procedimentos experimentais, os ensaios de tratabilidade foram realizados com cinco repetições cada, desta forma, as discussões referentes aos valores remanescentes de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, bem como os percentuais de remoção, foram baseadas nos valores médios calculados para cada amostra.

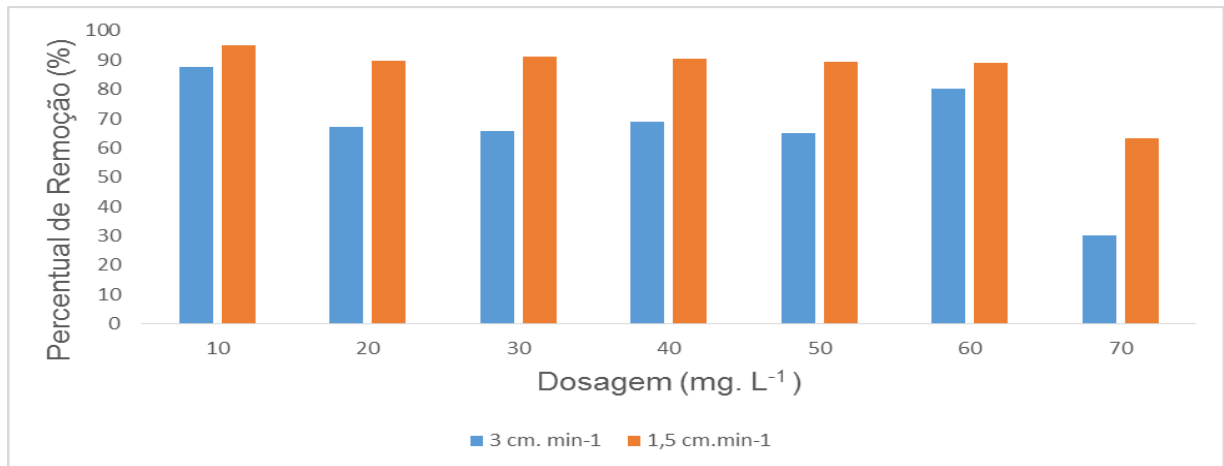
As Figuras numeradas de 26 a 31 correspondem a cada parâmetro determinado, de acordo com a dosagem e a velocidade de sedimentação fixada para a água coagulada com o sulfato de alumínio, sendo possível a verificação do desempenho do sal de alumínio no tratamento da água de estudo, em termos de remoção de partículas suspensas e coloidais.

Figura 26 – Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 27 – Percentuais de remoção de turbidez para o sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Pela Figura 26 verifica-se o menor valor de turbidez remanescente correspondente a 1,1 uT, obtido para a água decantada que foi submetida a dosagem de 10 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio, para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹. Essa atenuação do valor da turbidez, em relação a água bruta, corresponde a um percentual de remoção de 95 %, como apresentado na Figura 27. Para os dados associados a velocidade de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹, visualiza-se que a água decantada com o menor índice de turbidez também foi a associada a dosagem de 10 mg. L⁻¹, com um valor de 2,77 uT e um percentual de remoção desse parâmetro de 87,74 %.

Se tratando das menores eficiências de remoção de turbidez, as Figuras 26 e 27 expressam que a dosagem mais elevada de sulfato de alumínio se mostrou a mais ineficiente na remoção desse parâmetro. Quando aplicada 70 mg. L⁻¹ do respectivo coagulante, as amostras de água decantada coletadas nas velocidades de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹ e 1,5 cm. min⁻¹, foram encontrados valores de turbidez correspondentes a 15,34 uT e 8,01 uT. Em termos de percentuais de remoção desse parâmetro, os valores citados anteriormente são equivalentes a índices de 30,32 % e 63,44 % de remoção de turbidez.

Um fator com relevância significativa na etapa de mistura rápida é a natureza e a distribuição das partículas, no caso da turbidez, as partículas em suspensão é que se mostram em primeiro lugar na escala de representatividade. Pode-se afirmar que o valor médio de turbidez encontrado para a água bruta, 22,1 uT, é baixo, caso comparado ao resultado da cor verdadeira, por exemplo, logo, a maior dosagem do sal de alumínio aplicada proporcionou a formação de uma grande quantidade de precipitado de alumínio, apresentando uma alta relação precipitado/partículas suspensas. Esse fator pode ter comprometido a etapa de

floculação e, posteriormente, sedimentação, onde não se dispunha de uma elevada concentração de partículas para serem envolvidas e formarem uma significativa quantidade de flocos densos com velocidade de sedimentação superior a $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$.

Essa particularidade certamente ocasionou o comprometimento do mecanismo de varredura, característico de dosagens de coagulantes mais elevadas, e, conseqüentemente, impossibilitou uma água decantada de melhor qualidade quando foi aplicado $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio. Ainda assim, apesar da alta concentração de sulfato de alumínio aplicada, dificultando a floculação e comprometendo a sedimentação, pode-se dizer que não ocorreu a reversão das cargas das impurezas, o que impediria a coagulação e não proporcionaria a ocorrência, mesmo com menos eficiência, das etapas subsequentes.

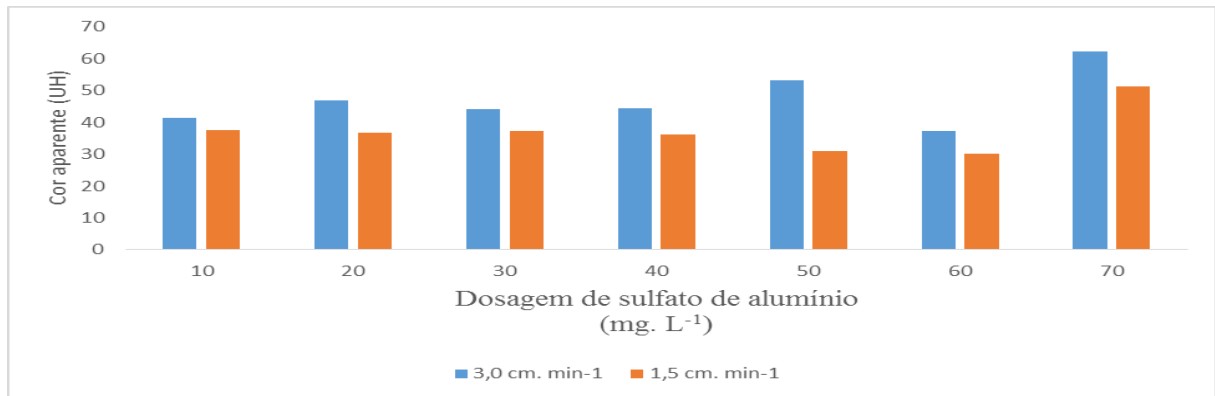
As demais dosagens, mesmo as que também geraram atuação preponderante do mecanismo de varredura, puderam garantir percentuais de remoção de turbidez superiores aos encontrados para a dosagem de $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, com o efeito adverso mencionado anteriormente sendo identificado de forma mais acentuada nessa maior dosagem de coagulante. Assim, mesmo a dosagem de $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, no qual predomina o mecanismo de varredura, ainda foi eficiente na remoção de turbidez, comparada com a dosagem de $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, por exemplo.

Por meio dos resultados dos ensaios de tratabilidade efetuados com o sulfato de alumínio, verifica-se que para todas as dosagens vertidas nos jarros, as amostras de água decantada coletadas para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ obtiveram, com clara percepção, uma menor turbidez remanescente, se comparado as amostras coletadas quando fixada a velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$. Tal fato se deve pelo maior tempo de sedimentação proporcionado quando foi fixada a menor velocidade de sedimentação, permitindo que flocos com velocidades de sedimentação entre $1,5$ e $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ pudessem sedimentar. Essa diferença acentuada pode estar relacionada pela significativa presença de flocos com velocidade de sedimentação situada no intervalo citado anteriormente.

Já para o sulfato de alumínio, em termos de eficiência de remoção de cor aparente, a dosagem de $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, com o tempo de coleta de água decantada calculado de acordo com a velocidade de $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, foi a mais eficiente, com um índice de remoção de cor aparente de 75,82 %. O valor da cor aparente remanescente, para a maior eficiência de remoção encontrada, foi de 30,18 uH. Para a velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, o maior percentual de remoção ocorreu quando foi aplicada a mesma dosagem de $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, com um percentual de remoção em torno de 70,11 %, para um valor de cor aparente remanescente de 37,3 uH. O desempenho do sulfato de alumínio na remoção do parâmetro cor aparente, pode

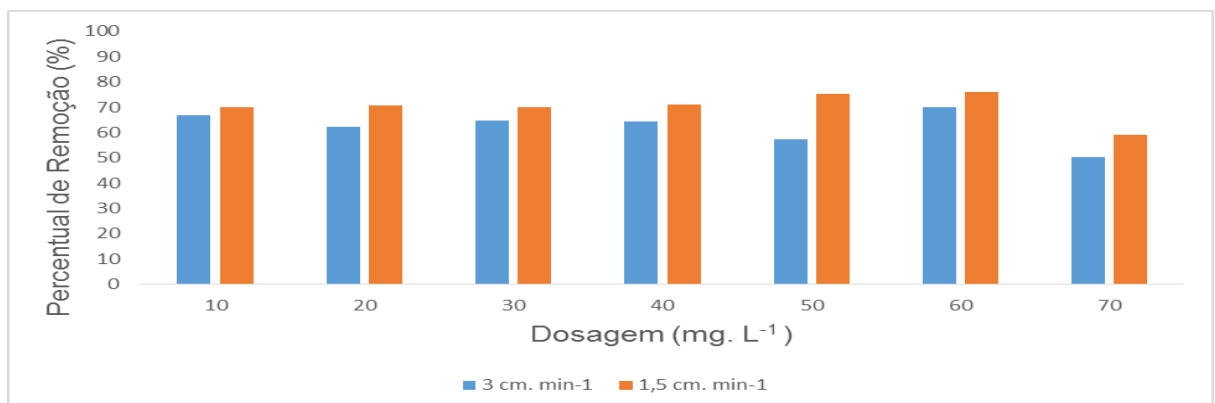
ser verificado por meio da Figura 28, com os respectivos percentuais de atenuação para esse parâmetro sendo expressos na Figura 29.

Figura 28 – Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 29 – Percentuais de remoção de cor aparente para o sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Em termos de eficiência de remoção de cor aparente, a dosagem de 60 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio, com o tempo de coleta de água decantada calculado de acordo com a velocidade de 1,5 cm.min⁻¹, foi a mais eficiente, com um índice de remoção de cor aparente de 75,82 %. O valor da cor aparente remanescente, para a maior eficiência de remoção encontrada, foi de 30,18 uH. Para a velocidade de sedimentação de 3 cm.min⁻¹, o maior percentual de remoção ocorreu quando foi aplicada a mesma dosagem de 60 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio, com um percentual de remoção em torno de 70,11 %, para um valor de cor aparente remanescente de 37,3 uH.

Algo interessante a ser observado é a similaridade de valores de cor aparente remanescentes observado em distintas dosagens, em particular, quando fixada a menor

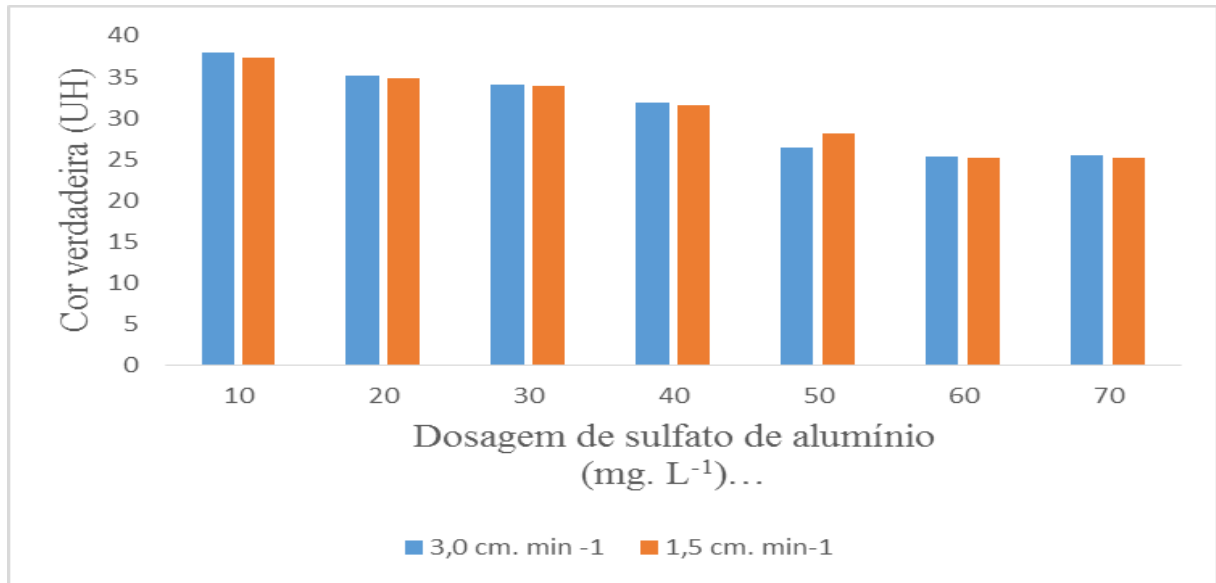
velocidade de sedimentação estudada. Para as dosagens de 10 mg. L⁻¹ a 40 mg. L⁻¹, os valores de cor aparente da água decantada coletada foram bem próximos, com percentuais de remoção variando entre 69,98 % (para 10 mg. L⁻¹) e 70,95% (para 40 mg. L⁻¹). Sendo assim, é possível afirmar, mesmo com antecedência ao teste estatístico a ser aplicado, que para essas dosagens, que a diferença mínima de 10 mg. L⁻¹ (entre 10 mg. L⁻¹ e 20 mg. L⁻¹, por exemplo) e máxima de 30 mg. L⁻¹ (entre 10 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹), a princípio não apresentaram diferenças significativas em termos de remoção de cor aparente. Outra aproximação foi encontrada para a água coagulada com 50 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹, com percentuais de remoção de cor aparente entre 75,11 % (para a menor dosagem entre essas duas) e 75, 82 % (para a maior dosagem entre as duas referenciadas). Com a aplicação do teste de Tukey, que será discutida posteriormente, será possível a visualização se tais diferenças são realmente significativas.

Similaridades como as mencionadas anteriormente foram observadas com menor frequência quando a água foi coletada de acordo com 3 cm. min⁻¹. Para a velocidade de sedimentação de 3 cm. min⁻¹, apenas as dosagens de 30 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹ apresentaram valores visualmente próximos, com 44,26 uT para 30 mg. L⁻¹ e 44, 56 uT para 40 mg. L⁻¹. Independentemente dos resultados a serem apresentados referentes a influência da dosagem, deve visualizar essas semelhanças sobre uma ótica de que muitas dessas diferenças podem ter sido geradas mais pela própria limitação e características do aparelho utilizado nas medições do que por uma discrepância promovida por cada dosagem aplicada.

Como acréscimo ao que foi apresentado e discutido anteriormente, é necessário afirmar que, em termos de remoção de cor aparente, a eficiência do sulfato de alumínio não foi satisfatória. Autores como Ritcher (2009) e Di Bernardo (2011) recomendam águas decantadas com cor aparente inferior a 15 uH, de forma a não gerar um afluentes aos filtros com características que possam aumentar a perda de carga nessas unidades, e reduzir seus períodos de operação.

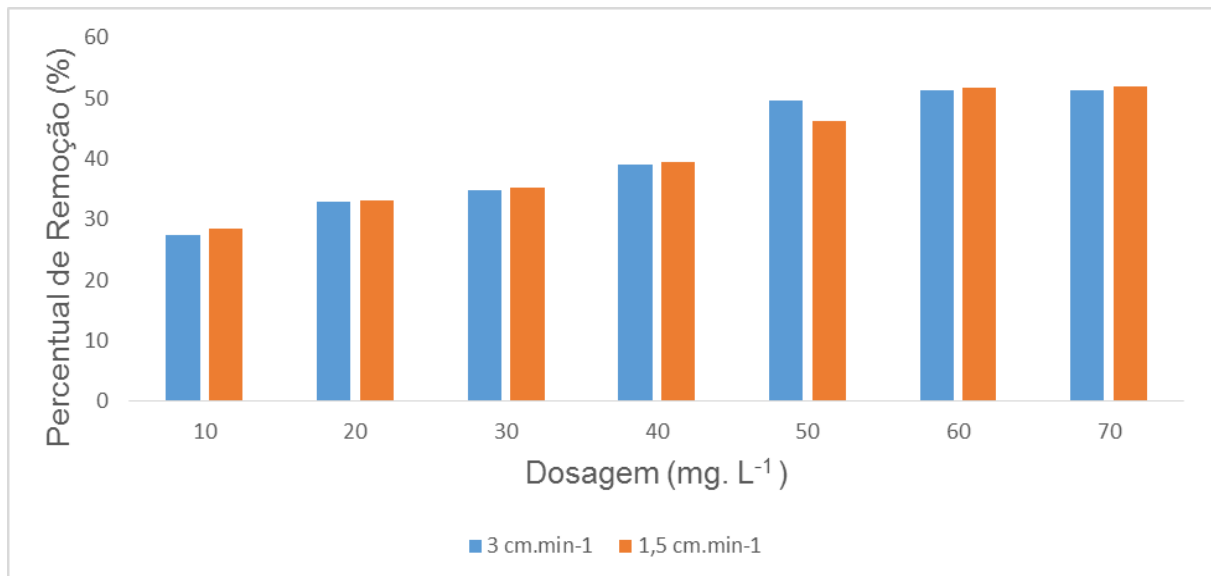
O desempenho do sulfato de alumínio frente a atenuação dos níveis de cor verdadeira da água bruta pode ser verificado a partir das Figuras 30 e 31, onde são apresentados os valores remanescentes desse parâmetro para cada amostra de água decantada, além dos percentuais de remoção comparado ao valor médio da água bruta.

Figura 30 – Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o sulfato de alumínio como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 31 - Percentuais de remoção de cor verdadeira para o sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Comparado aos parâmetros cor aparente e, principalmente, turbidez, os percentuais de remoção de cor verdadeira obtidos para a água decantada que foi coagulada com sulfato de alumínio foram bem menos expressivos. Quando fixada a velocidade de 3 cm. min⁻¹, a dosagem de 60 mg. L⁻¹ resultou na maior eficiência de remoção de cor verdadeira, com um valor de 51,21 %. Para essa mesma velocidade de sedimentação, porém com a aplicação de 70 mg. L⁻¹ do respectivo coagulante, a eficiência de remoção foi bastante similar, com um

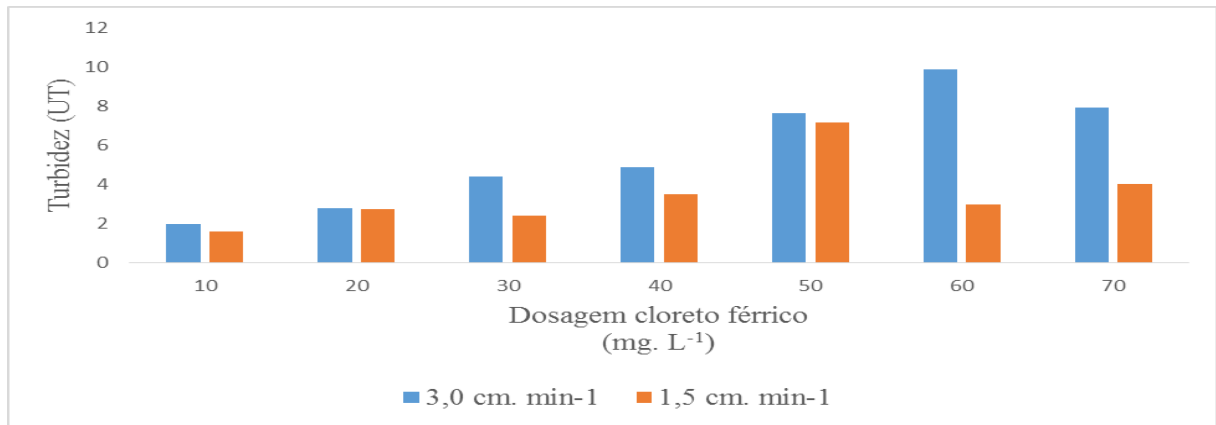
percentual de 51,72%. Quando estudada a velocidade de 1,5 cm. min⁻¹, 70 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio apresentou maior índice de remoção, em torno de 51,92%, valor este bastante próximo dos 51,22% encontrado quando foi utilizado 60 mg. L⁻¹ do sal de alumínio. A semelhança entre esses resultados será melhor discutida no item 3.14, referente a influência da velocidade de sedimentação.

Os índices mais discretos de remoção de cor verdadeira, em relação aos encontrados para turbidez e cor aparente, podem ser facilmente explicados de acordo com a natureza das partículas responsáveis pela coloração nas águas. Conforme mencionado em Di Bernardo (2010), a cor verdadeira nas águas superficiais é geralmente devido à presença de matéria orgânica dissolvida ou de ferro. Desta forma, tais partículas apresentam menores dimensões do que as suspensas, com menor densidade e, conseqüentemente, menor velocidade de sedimentação. Associada ao valor relativamente baixo da turbidez da água bruta, a floculação não proporcionou a formação de flocos com altas velocidades de sedimentação, que pudessem agregar-se a essas partículas coloidais removendo-as posteriormente de maneira eficiente. Essa dificuldade é comumente encontrada em ETAs no qual o tratamento é direcionado a águas com teores de cor verdadeira acentuados, sendo necessária a aplicação de auxiliares de floculação ou, como na maioria dos casos, a oxidação dessa matéria orgânica, o que pode tornar o tratamento mais oneroso, além de acarretar a formação de subprodutos com potencial carcinogênico, caso o agente oxidante seja o cloro.

Conforme as Figuras 30 e 31, é possível identificar que para cada dosagem, os valores da cor verdadeira remanescentes na água decantada, coletada para as duas velocidades de sedimentação, foram bastante similares, ocorrendo de forma diferente ao que foi observado para a cor aparente e turbidez. Como a cor verdadeira é oriunda de partículas de menores dimensões, as baixas velocidades de sedimentação das mesmas certamente eram inferiores a 1,5 cm. min⁻¹, sendo coletadas tanto nas amostras de água decantada correspondente a 3 cm.min⁻¹ como para as associadas a 1,5 cm.min⁻¹.

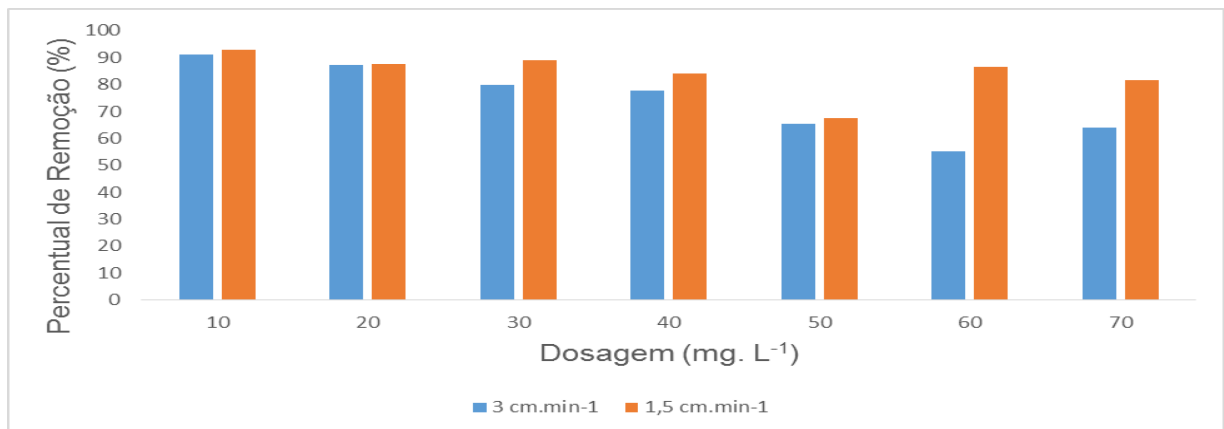
As Figuras numeradas de 32 a 37 correspondem a cada parâmetro determinado, de acordo com a dosagem e a velocidade de sedimentação fixada para a água coagulada com o cloreto férrico. Inicialmente, tem-se as Figuras 32 e 33, associados aos resultados determinados para a turbidez das amostras de água decantada coletadas.

Figura 32 – Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 33 – Percentuais de remoção de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante



Fonte: Própria (2015).

A ação do cloreto férrico na água de estudo promoveu uma água decantada de melhor qualidade, principalmente em relação a turbidez, quando aplicada a menor dosagem de coagulante. Para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, o menor valor de turbidez foi de 1,96 uT (91,13% de remoção) e quando estudada $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, o melhor desempenho culminou em uma água decantada com 1,6 uT (92,76 % de remoção de turbidez. Esses valores podem ser considerados satisfatórios para a água decantada, já que pesquisadores afirmam que valores de turbidez inferiores a 5 uT poderão permitir melhor funcionamento dos filtros.

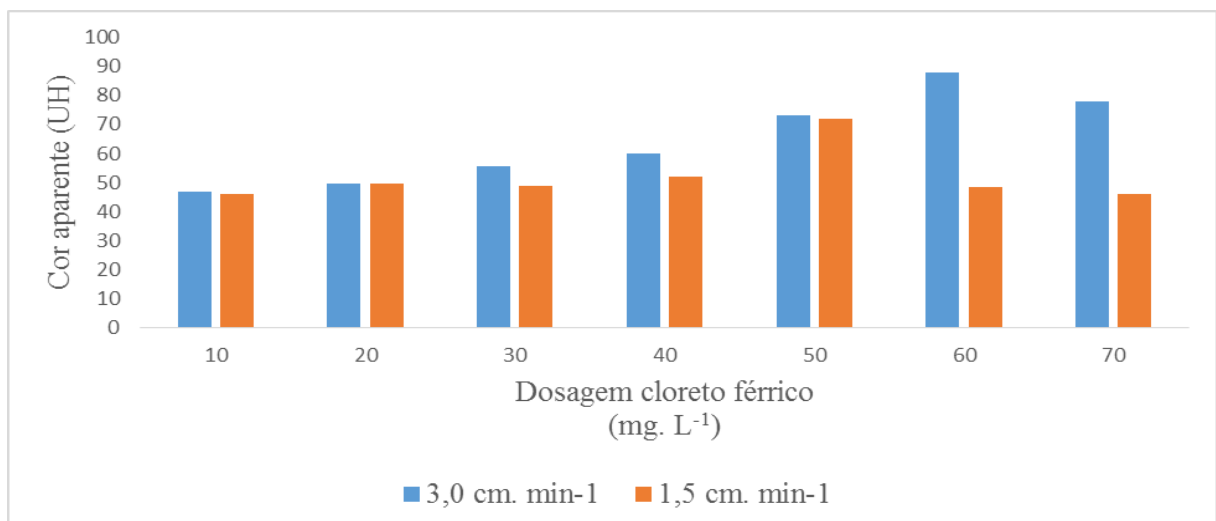
Em termos de eficiência na atenuação dos níveis de turbidez em relação a água bruta, as Figuras 32 e 33 apontam para o melhor desempenho do cloreto férrico, comparado com o sulfato de alumínio, quando fixada 3 cm.min^{-1} como velocidade de sedimentação. A partir do momento em que se compara os resultados para $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, uma leve superioridade é encontrada para a água tratada com sulfato de alumínio.

Libânio (1997), observou que o cloreto férrico favorece a formação de flocos de maneira mais rápida do que o sulfato de alumínio, além disso, tais flocos possuem maior área superficial e maiores velocidades de sedimentação. Essa característica pode ter favorecido a ocorrência de um maior número de flocos com velocidade de sedimentação igual ou superior a 3 cm.min^{-1} , o que garantiu qualidade da água significativamente superior a encontrada para o sulfato de alumínio, para essa mesma velocidade de sedimentação estudada.

Ainda sobre as Figuras 32 e 33, é fácil a visualização de que para as duas menores dosagens de cloreto férrico aplicadas, uma diferença pouco expressiva entre os valores de turbidez para as duas velocidades de sedimentação foi concebida. Além disso, para as duas dosagens mais expressivas aplicadas, processo inverso ao que foi mencionado anteriormente foi observado. Tais situações serão melhores discutidas a partir da aplicação do teste estatístico para a verificação da influência da velocidade de sedimentação nos valores de turbidez.

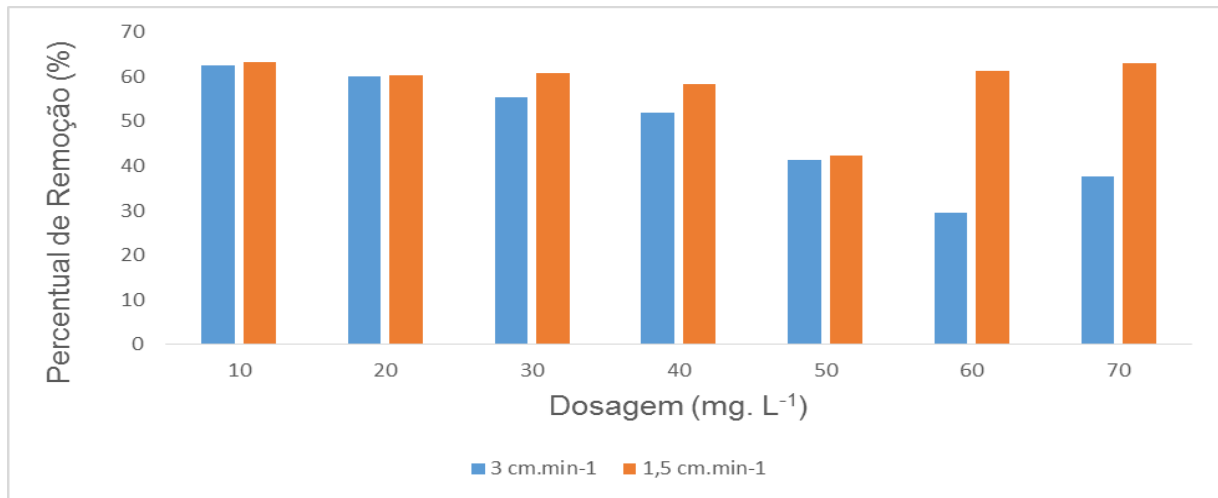
Se tratando da cor aparente, as Figuras 34 e 35 estão relacionadas aos valores desse parâmetro determinados para as amostras de água decantada, a partir da coagulação efetuada com o cloreto férrico. Por meio dos resultados das Figuras 34 e 35 também foi possível comparar o desempenho do cloreto férrico com o sal de alumínio estudado.

Figura 34 – Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figuras 35 – Percentuais de remoção de cor aparente para o cloreto férrico



Fonte: Própria (2015).

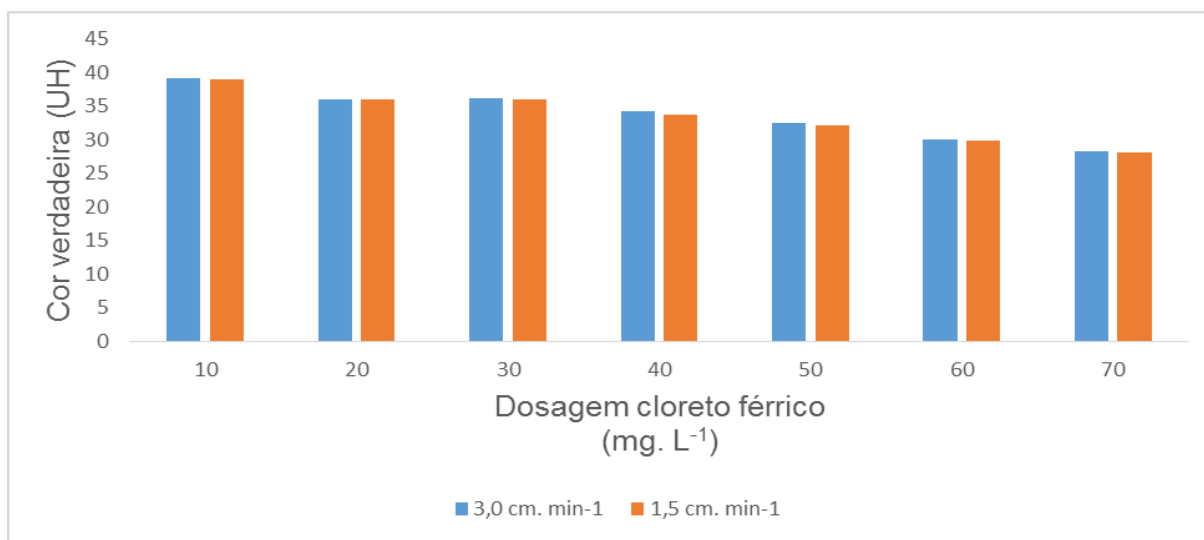
Para a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, o desempenho do cloreto férrico na remoção da cor aparente variou entre 29,52%, para a dosagem de 60 mg.L^{-1} , e 62,5%, quando vertida uma dosagem de 10 mg.L^{-1} . Esses percentuais correspondem a valores de cor aparente remanescente de 87,96 uH, para a primeira situação, e 46,8 uH para a melhor eficiência. Paralelamente, quando fixada $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, resultados mais expressivos foram encontrados, com um menor grau de remoção de 42,32% (para 50 mg.L^{-1}) e o melhor resultado obtido para a menor dosagem, com remoção correspondente a 63,20%. Esses índices de remoção associados a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, compreendem valores de cor aparente de 71,98 uH e 45,92 uH, respectivamente.

Se tratando dos dados referentes a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, é observado que entre as dosagens 10 mg.L^{-1} e 60 mg.L^{-1} , o acréscimo da dosagem foi inversamente proporcional a remoção de cor aparente. A falta de uma maior quantidade de partículas em suspensão, que também influenciam na cor aparente, pode ter comprometido a nucleação e formação de flocos com maiores velocidades de sedimentação quando maiores dosagens foram aplicadas, onde para o excesso de precipitado formado, não se dispunha de proporções similares de partículas. Para a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, o maior tempo de sedimentação permitiu que flocos de menores dimensões pudessem sedimentar, minimizando o efeito mencionado anteriormente.

De maneira geral, nenhuma dosagem de cloreto férrico, juntamente com as velocidades de sedimentação, forneceram um declínio desse parâmetro para valores abaixo de 15 uH, uma vez que o menor valor observado foi de 45,92 uH, como mencionado anteriormente, que é mais de três vezes superior ao máximo recomendado para a água decantada.

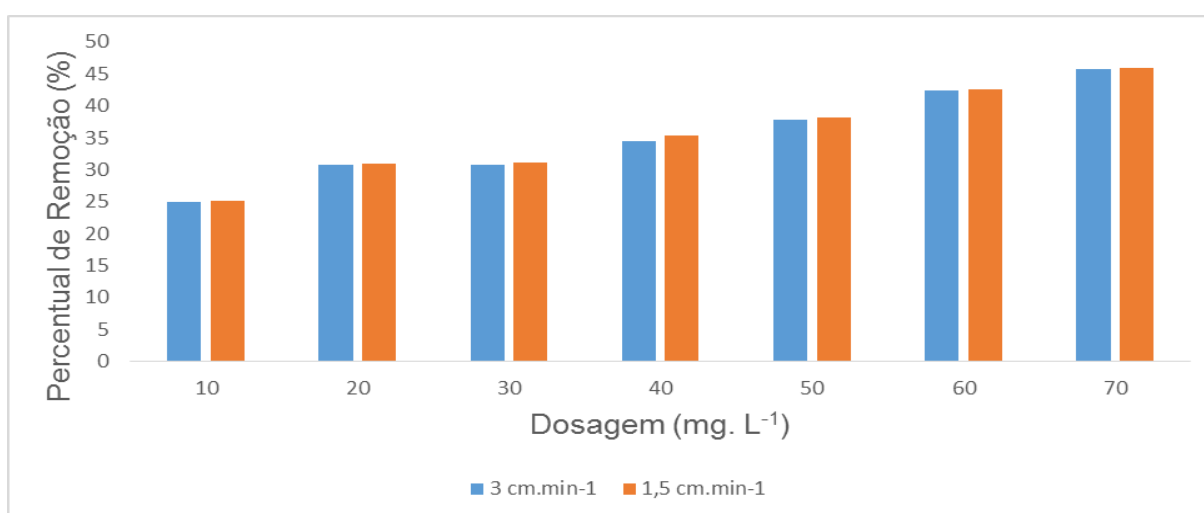
Conforme apresentado nas Figuras 36 e 37, verifica-se o desempenho do cloreto férrico em termos da remoção das partículas coloidais que são responsáveis pelos níveis de cor verdadeira da água, podendo ser observado os baixos índices de remoção desse parâmetro, analogamente ao que foi encontrado para o sulfato de alumínio.

Figura 36 – Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o cloreto férrico como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figuras 37 – Percentuais de remoção de cor verdadeira para o cloreto férrico



Fonte: Própria (2015).

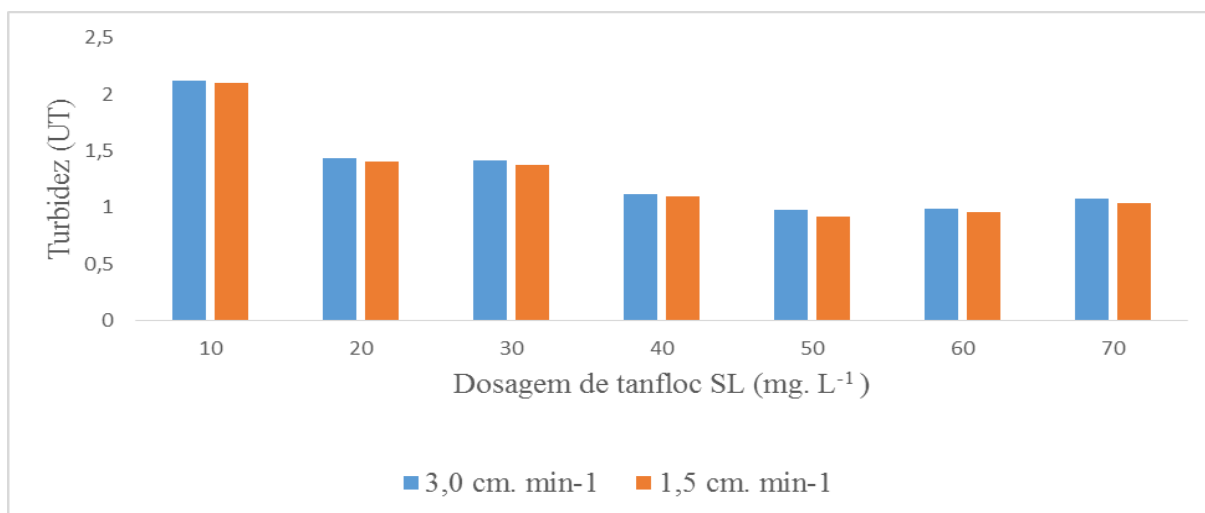
A atuação do cloreto férrico na remoção da cor aparente foi similar ao desempenho apresentado pelo sulfato de alumínio, com baixos percentuais de remoção. O cloreto férrico apresentou máxima remoção quando foi aplicada a dosagem de 70 mg. L⁻¹, com cor

verdadeira remanescente te 28,34 uH, para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, e 28,18 uH, quando fixada $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$ como velocidade de sedimentação. Como a cor verdadeira média apresentada pela água de estudo foi de 52,2 uH, as melhores remoções citadas anteriormente referem-se a percentuais de 45,71 % e 46 %.

4.2.4.2 Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira Correspondentes aos Ensaio com os Coagulantes de Origem Orgânica

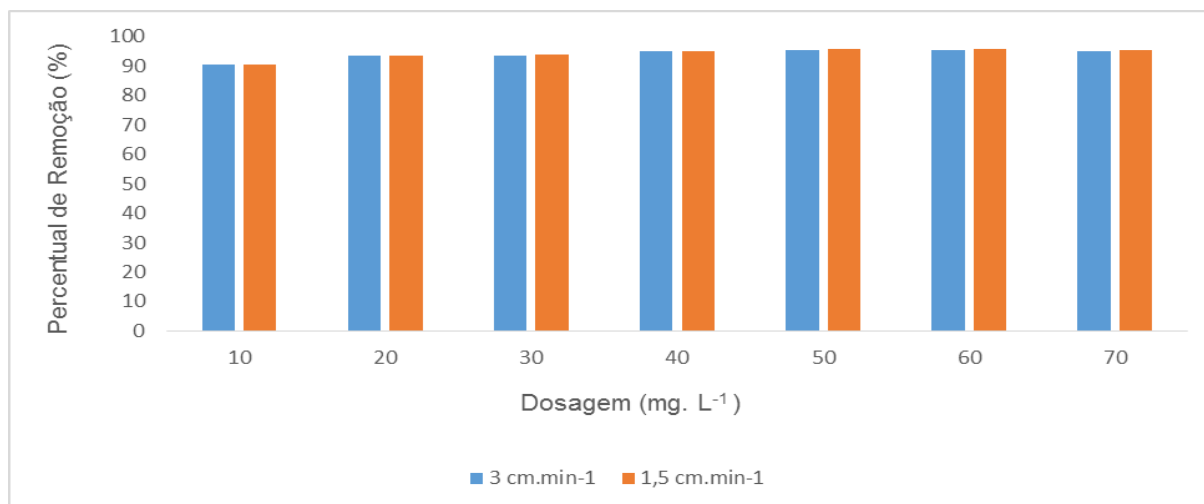
De maneira análoga ao procedimento realizado para os sais de alumínio e ferro, para o tanfloc SL e o tanfloc SG os valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira remanescentes na água decantada também foram representados pelas médias aritméticas de cada amostra. As Figuras numeradas de 38 a 43 correspondem a cada parâmetro determinado, de acordo com a dosagem e a velocidade de sedimentação fixada para a água coagulada com o tanfloc SL. Inicialmente tem-se as Figuras 38 e 39, que fazem referências ao expressivo desempenho do tanfloc SL na atenuação dos níveis de turbidez encontrados para a água bruta.

Figura 38 – Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figuras 39 – Percentuais de remoção de turbidez para o tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Para o parâmetro turbidez, as Figuras 38 e 39 apresentam um desempenho bastante satisfatório do tanfloc SL, nas duas velocidades de sedimentação que foram trabalhadas. Quando fixada $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, a água decantada apresentou valores médios de turbidez entre 0,98 uT (para 50 mg. L⁻¹) e 2,12 uT (quando adicionado 10 mg. L⁻¹), que compreendem percentuais de remoção de 90,40 % para a menor eficiência e 95,57% para o menor valor de turbidez remanescente. Desta forma, pode-se afirmar que todas as dosagens de tanfloc SL foram eficazes na remoção dos sólidos em suspensão presentes na água de estudo.

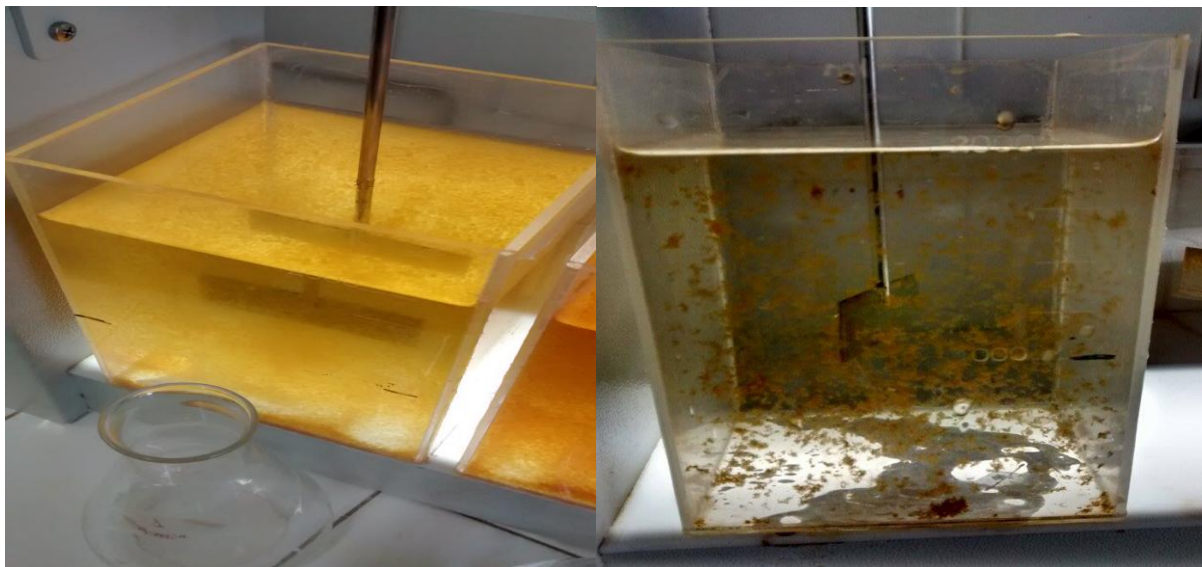
Ainda se tratando dos resultados obtidos para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, é coerente afirmar que o tanfloc SL foi relevantemente superior aos sais de alumínio e ferro estudado. Comparado com os resultados obtidos para o sulfato de alumínio, para a mesma velocidade de sedimentação, todas as dosagens de sulfato de alumínio aplicadas resultaram em turbidez remanescente superior as apresentadas para as mesmas dosagens de tanfloc SL. Como justificativa da assertiva anterior, tem-se que a menor eficiência de remoção apresentada pelo respectivo coagulante orgânico (90,40%) foi mais efetiva do que o melhor índice de remoção proporcionado pelo sulfato de alumínio (87,74%). Quando a comparativa é realizada com o cloreto férrico, apenas a dosagem de 10 mg. L⁻¹ do sal de ferro apresentou turbidez menor do que a mesma dosagem aplicada para o tanfloc SL (1,96 uT para o cloreto férrico e 2,12 uT referente ao tanfloc SL). Para as demais dosagens, o melhor desempenho foi claramente obtido quando a água foi coagulada com o polímero orgânico em estudo.

Quando as amostras de água decantada foram coletadas de acordo com $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, o desempenho foi quase que análogo ao produzido quando se fixou 3 cm.min^{-1} como velocidade de sedimentação, com turbidez remanescente e, conseqüentemente,

percentuais de remoção desse parâmetro, bastante similares. O comentário anterior levanta a hipótese da pouca influência que a velocidade de sedimentação apresentou para o tratamento efetuado com o tanfloc SL.

O mecanismo de coagulação reinante nesse tipo de coagulante, atrelado as características dos flocos formados pelo mesmo, teve papel fundamental no desempenho satisfatório do tanfloc SL na remoção dos níveis de turbidez. As grandes cadeias de monômeros, formadas pela adição do polímero, favoreceram a formação de flocos com maiores áreas superficiais do que os apresentados pelos sais de alumínio e ferro, agregando um maior número de impurezas e, maiores velocidades de sedimentação ocasionaram em uma disposição mais rápida no fundo dos jarros. Pela Figura 40, A e B, é possível comparar, mesmo que visualmente, a diferença entre os flocos formados pelo tratamento com o cloreto férrico e pelo tanfloc SL.

Figura 40 – Flocos formados pelo cloreto férrico (A) e pelo tanfloc SL (B)



(A)

(B)

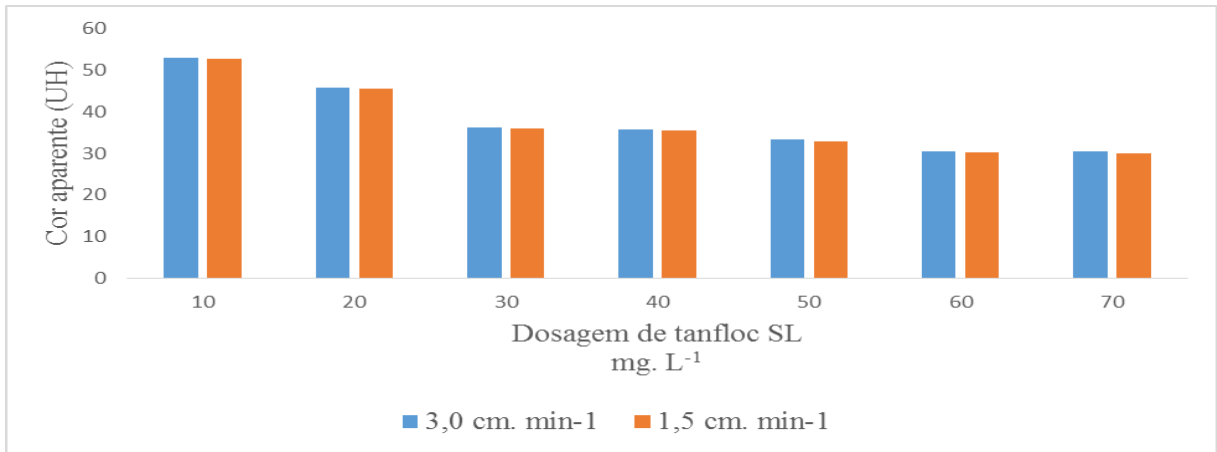
Fonte: Própria (2015).

Se tratando de faixas de turbidez aceitáveis para a água decantada, todas as dosagens, em ambas as velocidades de sedimentação, proporcionaram amostras de água decantada com valores abaixo de 5 uT, conforme recomendado por Di Bernardo (2011), por exemplo. Além disso, todos os valores foram inferiores a 3 uT, como defendem outras linhas de pesquisa. Sendo assim, para se obter maior economia de custos com produtos químicos e pela menor produção de lodo, poderia facilmente ser adotada a dosagem de 10 mg. L⁻¹. Resultados similares foram encontrados por Bongiovani et al (2010), que ao estudar coagulante a base de

tanino encontrou resultados satisfatórios na remoção de turbidez a partir da aplicação de dosagens correspondentes a 10 mg. L^{-1} e 20 mg. L^{-1} . Basset, et al. (2009) avaliando a viabilidade da aplicação do tanfloc no tratamento de água, verificou eficiência desse coagulante, na remoção de turbidez, em dosagens mais elevadas (entre 40 mg. L^{-1} e 70 mg. L^{-1}), o que também foi verificado nesse estudo

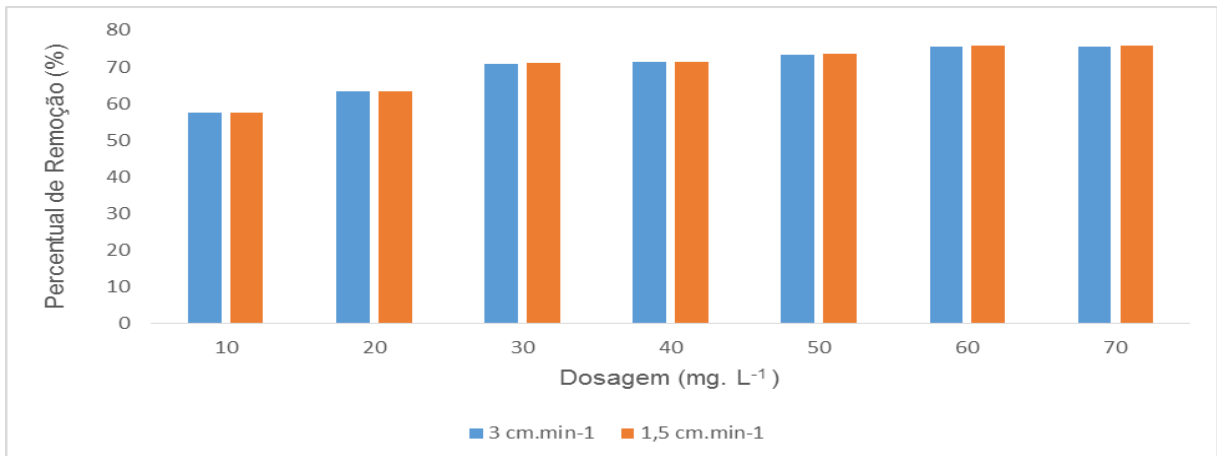
Para o parâmetro cor aparente, as Figuras 41 e 42 apresentam os resultados da água decantada após a aplicação do tanfloc SL como coagulante primário, ficando evidente seu desempenho superior quando comparado aos sais de alumínio e ferro estudados.

Figura 41 – Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante



Fonte Própria (2015).

Figuras 42 – Percentuais de remoção de cor aparente para o tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Quanto ao desempenho do tanfloc SL na remoção dos níveis de cor aparente, menores percentuais de remoção foram obtidos, se comparados ao parâmetro turbidez. A não aplicação

de algum oxidante com a finalidade de remover o material responsável pela cor, pode ter sido o grande responsável pela menor eficácia desse coagulante no abaixamento dos índices de cor aparente. Para a $V_s = 3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, a menor dosagem aplicada obteve 57,42% de remoção de cor aparente, enquanto que a dosagem de $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ foi responsável pela redução de 75,63% do valor desse parâmetro em relação ao que foi encontrado para a água de estudo, que foi de 124,8 uH.

Como pode ser observado pelas Figuras 41 e 42, a aplicação das mesmas dosagens desse coagulante, porém para $V_s = 1,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, não forneceram diferenças acentuadas de remoção de cor aparente, com resultados bastante equivalentes aos obtidos para a menor velocidade de sedimentação. Conforme mencionado no item 3.14, a aplicação de métodos estatísticos fornecerá informações quanto a influência da velocidade de sedimentação, com seus resultados sendo criteriosamente discutidos.

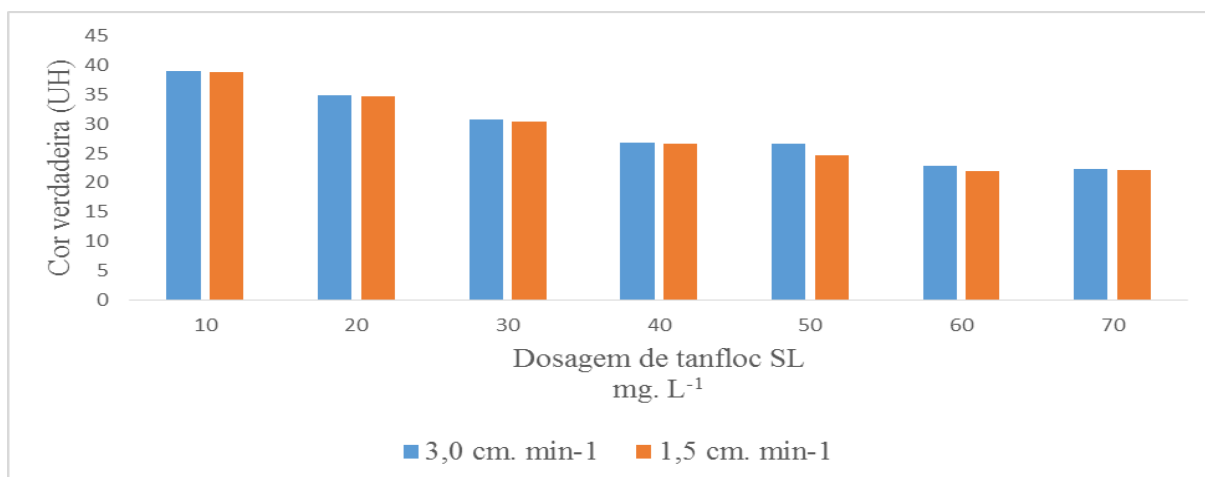
Comparados com o desempenho do cloreto férrico e do sulfato de alumínio, o tanfloc SL mostrou maior eficiência em todas as dosagens estudadas, quando foi estudada $V_s = 3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Para $V_s = 1,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, a diferença foi menos acentuada, visto que, para os coagulantes inorgânicos, flocos de menores pesos puderam sedimentar, melhorando a qualidade da água decantada, enquanto que para o tanfloc SL, a provável e satisfatória independência do fator velocidade de sedimentação pode ter influenciado na ocorrência de cor aparente similar entre a água decantada associada a $3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ e a correspondente a $1,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$.

Diferente do que ocorreu com o cloreto férrico e o sulfato de alumínio, dosagens mais elevadas do tanfloc SL também apresentaram eficiência relevante na remoção da cor aparente. As longas cadeias poliméricas formadas pelo coagulante natural disponibilizaram uma alta área superficial, favorecendo uma maior probabilidade de ocorrência de contato entre as partículas desestabilizadas e os flocos formados, proporcionaram uma maior agregação e envolvimento de tais impurezas. Mesmo assim, uma turbidez mais acentuada da água bruta favoreceria também o desempenho da remoção de cor aparente.

Já para o parâmetro cor verdadeira, a partir das Figuras 43 e 44, verifica-se que a dinâmica de remoção da cor verdadeira, a partir da adição do tanfloc SL, ocorreu de maneira correlata ao seu desempenho frente a cor aparente, com o percentual de remoção de cor verdadeira diretamente proporcional ao aumento da dosagem de coagulante. Na dosagem de $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de tanfloc SL, maior eficiência de remoção foi obtida, com valores médio de 22 38 uT, para a $V_s = 3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, e 22,12 uT, para $V_s = 1,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Os menores índices de remoção de cor verdadeira, para as duas velocidades, foram encontrados quando $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

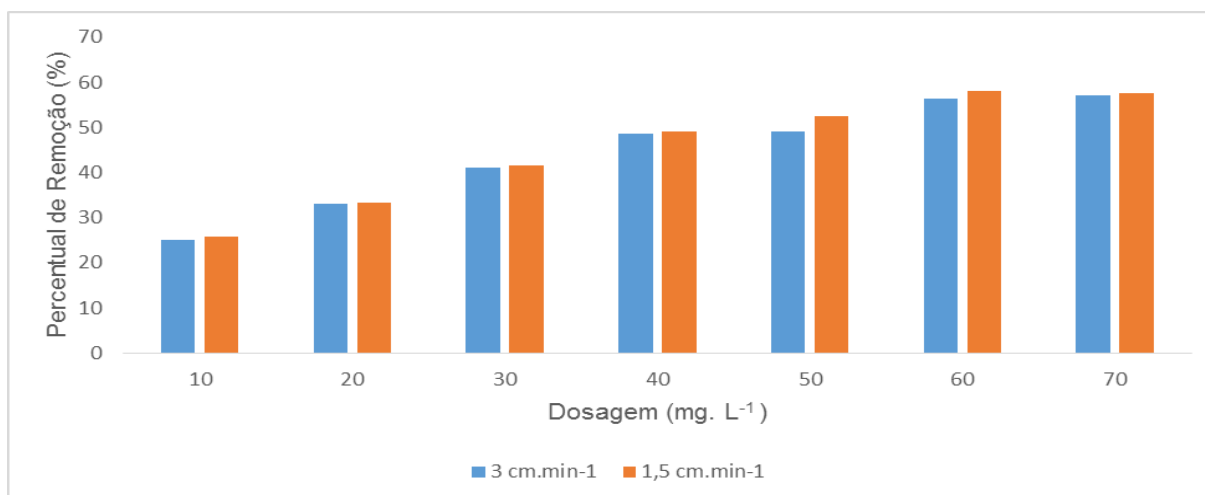
do produto químico foi dosado, sendo 39,1 uT para a maior velocidade de sedimentação e 28,78 uT quando fixada a menor velocidade.

Figura 43 – Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SL como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 44 – Percentual de remoção de cor verdadeira para o tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Maiores dosagens implicaram em elevada formação de cadeias poliméricas, que puderam agregar-se a uma maior quantidade de partículas coloidais, favorecendo a sedimentação para o fundo da unidade de decantação. Mesmo assim, a falta de valores mais expressivos de turbidez também dificultou a remoção da cor verdadeira por parte do tanfloc SL, que apresentou, juntamente com os coagulantes inorgânicos, menores índices de remoção associados a esse parâmetro.

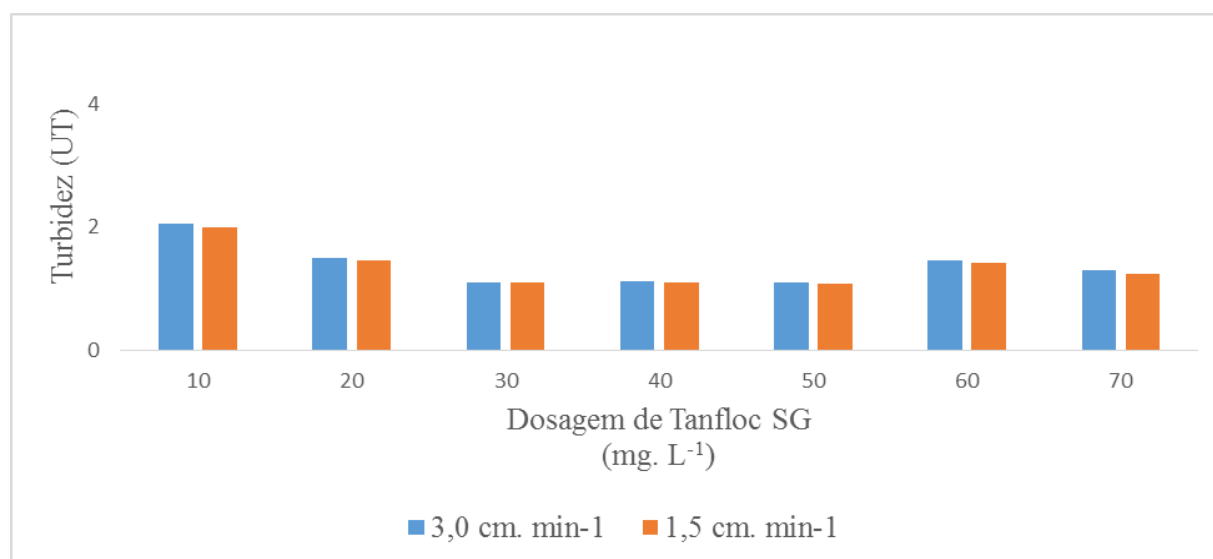
Conforme mencionado em Di Bernardo (2011), a cor verdadeira é um indicativo da quantidade de matéria orgânica dissolvida presente na água, desta forma, o tanfloc SL, mesmo

sendo de origem orgânica, não contribuiu para o acréscimo da cor verdadeira em relação aos teores apresentados pela água de estudo (52,2 uH – valor médio da água bruta), com efeito justamente contrário, apresentando índices de remoção desse parâmetro superiores do que o cloreto férrico e o sulfato de alumínio, em todas as dosagens e velocidades de sedimentação que foram trabalhadas.

As Figuras numeradas de 45 a 46 correspondem a cada parâmetro determinado (turbidez, cor aparente e cor verdadeira) de acordo com a dosagem e a velocidade de sedimentação fixada para a água coagulada com o tanfloc SG.

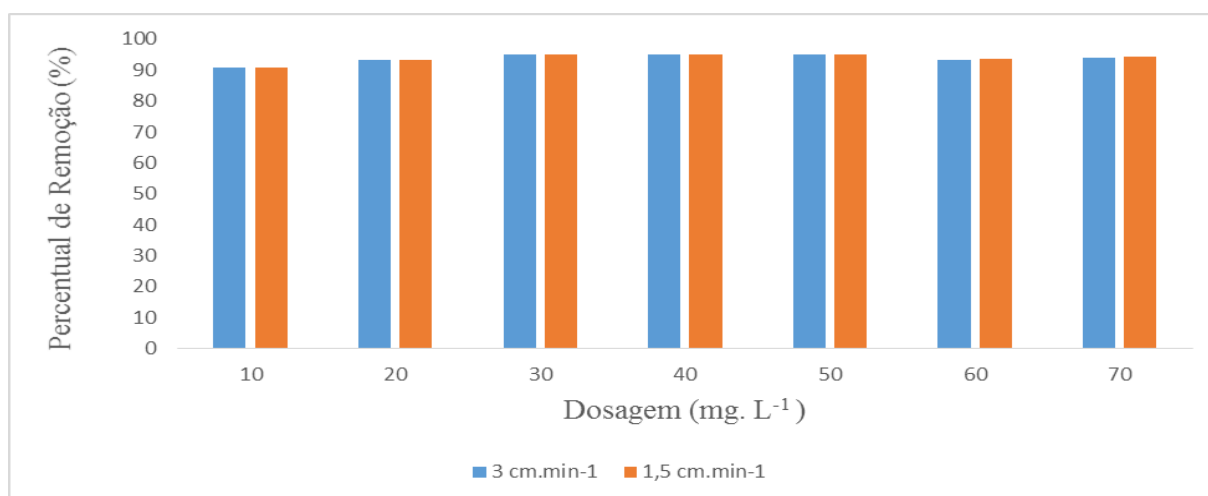
Em termos de remoção de turbidez, o tanfloc SG apresentou desempenho similar ao tanfloc SL. Como pode ser observado nas Figuras 45 e 46, a menor redução desse parâmetro ocorreu para a dosagem de 10 mg. L⁻¹, nas duas velocidades, e maiores índices de remoção quando foram dosados 30 mg. L⁻¹ e 50 mg. L⁻¹, para $V_s = 3 \text{ cm. min}^{-1}$, e 50 mg. L⁻¹ quando a velocidade de sedimentação fixada foi 1,5 cm.min⁻¹. Quantificando os resultados descritos anteriormente, em termos de turbidez remanescente e percentuais de remoção, temos: Para 10 mg. L⁻¹ e $V_s = 3 \text{ cm. min}^{-1}$, turbidez remanescente de 2,05 uT e percentual de remoção de 90,73%, para a mesma dosagem, porém $V_s = 1,5 \text{ cm. min}^{-1}$, 2 uT de turbidez e 90,95% de atenuação em relação ao valor da água bruta. Para 50 mg. L⁻¹ e 30 mg. L⁻¹, fixando $V_s = 3 \text{ cm. min}^{-1}$, foi encontrado 1,11 uT e, conseqüentemente, um percentual de 94,98% de remoção do parâmetro em questão. A dosagem de 50 mg. L⁻¹, juntamente com 1,5 cm.min⁻¹, foi fator relevante para a obtenção de uma água clarificada com turbidez média de 1,08 uT e percentual de remoção correspondente a 95,11%.

Figura 45 – Valores de turbidez encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 46 – Percentual de remoção de turbidez para o tanfloc SG



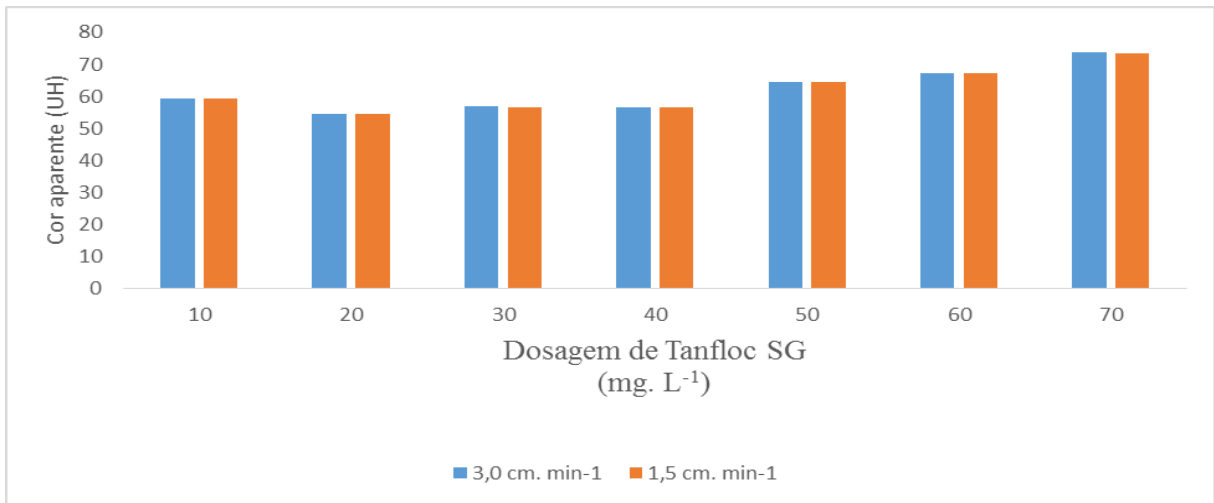
Fonte: Própria (2015).

Pelos resultados apresentados nas Figuras 45 e 46, verifica-se que a partir da dosagem de 20 mg. L⁻¹ os valores médios de turbidez remanescente na água decantada coletada possuíram certa similaridade, para ambas as velocidades de sedimentação trabalhadas, com maiores diferenças ocorridas entre 1,11 uT (para 50 mg. L⁻¹ e 30 mg. L⁻¹) e 1,51 uT (para 20 mg. L⁻¹), para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, e, 1,11 uT (quando foi aplicado 30 mg. L⁻¹) e 1,47 uT (obtido com a partir da dosagem de 20 mg. L⁻¹), quando a velocidade estudada foi 1,5 cm.min⁻¹. Desta forma, mesmo que os resultados estatísticos referentes a influência da dosagem apresentem diferenças entre os valores de turbidez apresentados anteriormente, bem como entre as dosagens que ocasionaram turbidez em níveis intermediários ao respectivo intervalo, vale ressaltar que de um ponto de vista prático, esses valores são realmente bastante próximos, aonde tais divergências podem ter sofrido interferência do próprio aparelho de medição. Discursão mais específica será efetuada no item 3.15, referente a influência da dosagem.

Como ocorrido com o tanfloc SL, todas as dosagens estudadas do tanfloc SG também foram satisfatórias no abaixamento dos níveis de turbidez apresentados pela água de estudo, com águas decantadas que, em termos de turbidez, certamente favoreceriam o funcionamento das unidades de filtração.

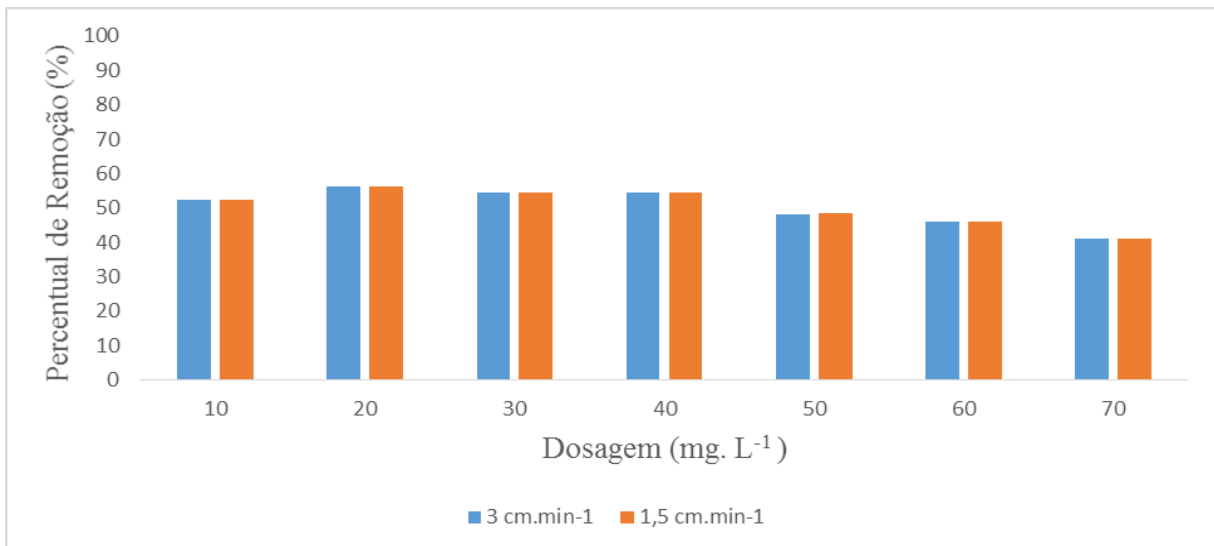
Para o parâmetro cor aparente, os resultados da aplicação do tanfloc SG como coagulante primário estão presentes nas Figuras 47 e 48. A partir das Figuras 47 e 48 verificou-se desempenho distinto ao apresentado pelo tanfloc SL, para o parâmetro cor aparente.

Figura 47 – Valores de cor aparente encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante



Fonte: Própria (2015).

Figura 48 – Percentual de remoção de cor aparente para o tanfloc SG



Fonte: Própria (2015).

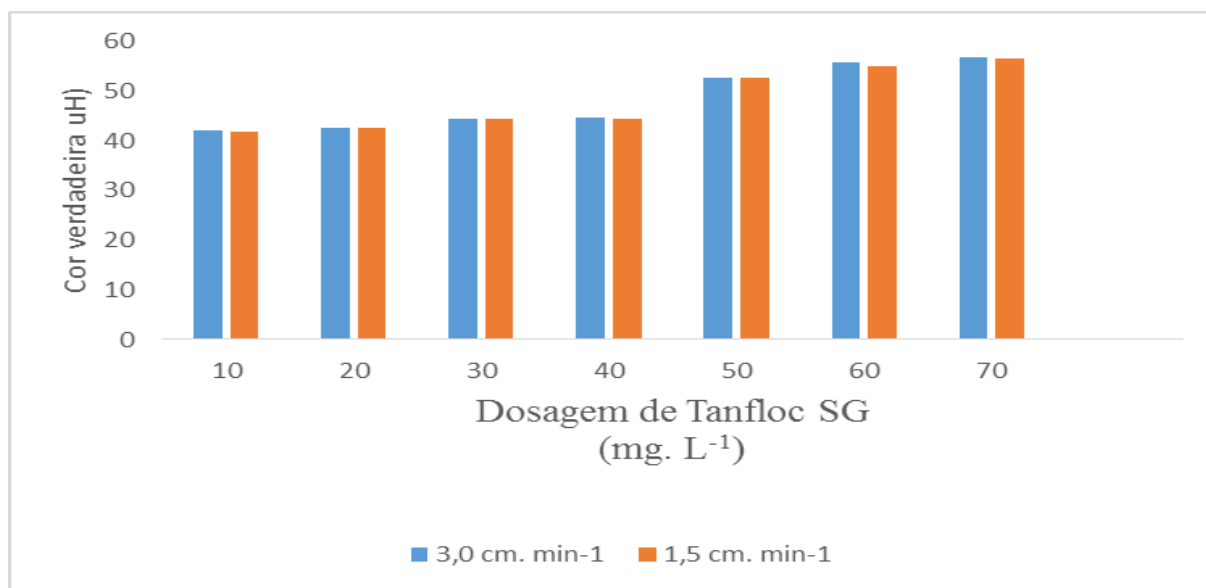
O tanfloc SG, quando estudado seu comportamento em relação a redução de cor aparente, apresentou divergências em relação ao tanfloc SL, mesmo se tratando de coagulantes derivados da mesma matéria prima. O tanfloc SG, como apresentado nas Figuras 47 e 48, se mostrou mais ineficiente na atenuação da cor aparente em relação ao tanfloc SL, com menor valor remanescente de 54,4 uH, 51,41% de eficiência, para a dosagem de 20 mg. L⁻¹ e $V_s = 1,5 \text{ cm. min}^{-1}$. A menor remoção de cor aparente foi encontrada quando aplicado 70 mg. L⁻¹, com remoção de 46,91%, valor esse correspondente a $V_s = 3 \text{ cm. min}^{-1}$. Como pode ser facilmente identificado pelas Figuras 47 e 48, para cada dosagem aplicada, diferenças

ínfimas foram encontradas entre os valores de cor aparente para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$ e $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$.

A medida que a dosagem foi elevada, especificamente a partir de 20 mg. L^{-1} , o desempenho do tanfloc SG, frente a remoção de cor aparente, foi reduzido, principalmente quando foram estudadas as duas dosagens mais elevadas, responsáveis pelos menores índices de redução da cor aparente. Esse fato pode estar atrelado a maior concentração de tanino presente no tanfloc SG, que pode ter dificultado a atuação deste na redução dos níveis de cor da água. Esse fato apresentado na assertiva anterior pode estar relacionado a indicação da utilização do tanfloc SG de forma mais diluída (TANAC, 1999).

Se tratando da cor verdadeira, a partir da Figuras 49 é possível visualizar o desempenho de cada dosagem de tanfloc SG, juntamente com as velocidades de sedimentação estudadas, na remoção desse parâmetro, sendo evidenciado dificuldades similares as apresentadas para a cor aparente.

Figura 49 – Valores de cor verdadeira encontrados para os ensaios realizados com o tanfloc SG como coagulante



Fonte: Própria (2015).

A dificuldade apresentada anteriormente pelo tanfloc SG na redução dos níveis de cor aparente, foi refletida de maneira mais expressiva nos resultados referentes a cor verdadeira. Como observado pela Figura 49, a eficiência de remoção da cor verdadeira por parte do tanfloc SG foi bastante tímida, apresentando melhores resultados para a dosagem de 10 mg. L^{-1} , com redução de 19,54 % e 19,96 %, para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$ e $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$,

respectivamente, enfatizando que o valor médio apresentado pela água de estudo para a cor verdadeira foi de 52,2 uH.

De acordo com a Figura 48, foi possível observar que a partir da dosagem de 50 mg. L⁻¹, não ocorreu remoção de cor verdadeira, e sim um acréscimo ao valor médio apresentado pela água bruta. De acordo com Tanac (1999), a utilização do tanfloc SG em concentrações torna esse coagulante mais eficiente na remoção de parâmetros como cor, o que pode ter dificultado sua eficiência também na redução dos níveis de cor verdadeira.

Sendo assim, o tanfloc SG foi eficiente na remoção de turbidez, porém com uma certa dificuldade, nas dosagens mais elevadas, na atenuação da cor presente na água de estudo.

4.3 Resultados da Aplicação do Teste Shapiro-Wilk

Neste item estão os resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk, para a verificação da aderência das amostras a distribuição normal, pré-requisito para a utilização de testes paramétricos.

4.3.1 Aplicação do Teste Shapiro-Wilk para as Amostras Pertencentes ao Tratamento com os Sais de Alumínio e Ferro

As Tabelas 3 e 4 apresentam os resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para as amostras correspondentes aos resultados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para a água decantada que foi coagulada com o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Destacados na cor azul, nas Tabelas 3 e 4, estão os resultados encontrado para cada *p-valor* calculado a partir de cada amostra.

Tabela 3 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o cloreto férrico

(continuação)

Cloreto Férrico – turbidez			Cloreto férrico – Cor aparente			Cloreto Férrico – cor verdadeira		
Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5
	cm/min	cm/min		cm/min	cm/min		cm/min	cm/min
10 mg/L	0,3915	0,0632	10 mg/L	0,2363	0,4899	10 mg/L	0,8657	0,6592
20 mg/L	0,4155	0,0845	20 mg/L	0,1523	0,1104	20 mg/L	0,8140	0,7471
30 mg/L	0,7242	0,6976	30 mg/L	0,5923	0,4009	30 mg/L	0,4458	0,5527

Tabela 3 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o cloreto férrico

(conclusão)

40 mg/L	0,2446	0,3290	40 mg/L	0,2028	0,0599	40 mg/L	0,8580	0,8457
50 mg/L	0,4101	0,8445	50 mg/L	0,0506	0,0656	50 mg/L	0,4030	0,0729
60 mg/L	0,4924	0,6176	60 mg/L	0,3211	0,3856	60 mg/L	0,2515	0,4689
70 mg/L	0,7393	0,0868	70 mg/L	0,8140	0,4581	70 mg/L	0,8102	0,8129

Fonte: Própria (2015).

Tabela 4 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o sulfato de alumínio

Sulfato de alumínio – turbidez			Sulfato de alumínio – Cor aparente			Sulfato de alumínio – cor verdadeira		
Dosagem	3 cm/min	1,5 cm/min	Dosagem	3 cm/min	1,5 cm/min	Dosagem	3 cm/min	1,5 cm/min
10 mg/L	0,4391	0,1629	10 mg/L	0,2794	0,2400	10 mg/L	0,7578	0,1421
20 mg/L	0,6406	0,8764	20 mg/L	0,6912	0,0942	20 mg/L	0,8140	0,9775
30 mg/L	0,6947	0,5207	30 mg/L	0,4567	0,3765	30 mg/L	0,9249	0,9573
40 mg/L	0,5471	0,2350	40 mg/L	0,7079	0,4290	40 mg/L	0,0582	0,0844
50 mg/L	0,5218	0,2840	50 mg/L	0,3115	0,4310	50 mg/L	0,7296	0,0669
60 mg/L	0,0705	0,1716	60 mg/L	0,7891	0,6521	60 mg/L	0,5282	0,0563
70 mg/L	0,4919	0,0525	70 mg/L	0,4374	0,1945	70 mg/L	0,3331	0,7456

Fonte: Própria (2015).

A partir das Tabelas 3 e 4, verifica-se que todas as amostras submetidas ao teste de normalidade aderem a distribuição normal. Todos os resultados determinados para os *p-valores* foram maiores do que o nível de significância adotado (0,05), desta forma, as amostras provem de uma população normal. Assim, para esses resultados, a aplicação dos testes paramétricos sugeridos torna-se possível.

4.3.2 Aplicação do Teste Shapiro-Wilk para as Amostras Pertencentes ao Tratamento com o Tanfloc SL e o Tanfloc SG

As Tabelas 5 e 6 apresentam os resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para as amostras correspondentes aos resultados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para a água decantada que foi coagulada com o tanfloc SL e tanfloc SG. De maneira análoga as amostras pertencentes aos sais de alumínio e ferro, os resultados calculados para os *p-valor*

estão destacados na cor azul, sendo possível compará-los com o nível de significância adotado.

Tabela 5 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o tanfloc SL

tanflo SL – turbidez			tanfloc SL – Cor aparente			tanfloc SL – cor verdadeira		
Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5
	cm/min	cm/min		cm/min	cm/min		cm/min	cm/min
10 mg/L	0,2384	0,5434	10 mg/L	0,3561	0,9554	10 mg/L	0,3819	0,9546
20 mg/L	0,4510	0,8157	20 mg/L	0,3445	0,5089	20 mg/L	0,0675	0,0752
30 mg/L	0,1892	0,0959	30 mg/L	0,9546	0,4532	30 mg/L	0,6446	0,9697
30 mg/L	0,1892	0,0959	30 mg/L	0,9546	0,4532	30 mg/L	0,6446	0,9697
40 mg/L	0,5097	0,3603	40 mg/L	0,6490	0,3660	40 mg/L	0,0895	0,1510
50 mg/L	0,8989	0,4976	50 mg/L	0,0543	0,1528	50 mg/L	0,7625	0,3317
60 mg/L	0,2691	0,9937	60 mg/L	0,2665	0,0717	60 mg/L	0,7941	0,9610
70 mg/L	0,4099	0,1716	70 mg/L	0,4029	0,4395	70 mg/L	0,0801	0,6392

Fonte: Própria (2015).

Tabela 6 – Resultados da aplicação do teste Shapiro-Wilk para o tanfloc SG

Tanflo SG – turbidez			tanfloc SG – Cor aparente			tanfloc SG – cor verdadeira		
Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5	Dosagem	3	1,5
	cm/min	cm/min		cm/min	cm/min		cm/min	cm/min
10 mg/L	0,0860	0,7126	10 mg/L	0,7590	0,9759	10 mg/L	0,8542	0,3936
20 mg/L	0,3548	0,2776	20 mg/L	0,0522	0,0900	20 mg/L	0,0630	0,7091
30 mg/L	0,2475	0,0606	30 mg/L	0,3878	0,6652	30 mg/L	0,7316	0,7347
40 mg/L	0,1199	0,1639	40 mg/L	0,0637	0,6166	40 mg/L	0,2281	0,0708
50 mg/L	0,9898	0,5829	50 mg/L	0,6708	0,6387	50 mg/L	0,5435	0,5702
60 mg/L	0,6294	0,6264	60 mg/L	0,4597	0,5888	60 mg/L	0,2714	0,2932
70 mg/L	0,5523	0,2851	70 mg/L	0,8971	0,5485	70 mg/L	0,0686	0,0860

Fonte: Própria (2015).

De maneira análoga aos resultados obtidos para o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, as amostras referentes aos parâmetros encontrados para a água decantada que foi coagulada com o tanfloc SL e o tanfloc SG também mostraram aderência a distribuição normal. Como podem ser encontrados nas Tabelas 5 e 6, os resultados calculados para o *p*-valor foram maiores do que o nível de significância adotado. Desta forma, para os

coagulantes orgânicos, a aplicação de testes paramétricos pode ser realizada, respeitando a premissa de normalidade das amostras requerida pelos mesmos.

4.4 Influência da Velocidade de Sedimentação nos Parâmetros Monitorados

A partir dos resultados expressos no item 4.2 é facilmente perceptível visualizar que os coagulantes de origem inorgânica estudados, principalmente o sulfato de alumínio, apresentaram uma significativa dependência da velocidade de sedimentação, com resultados consideravelmente distintos encontrados para as duas velocidades estudadas. A qualidade da água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$ foi superior a encontrada para a velocidade de 3 cm. min^{-1} , já que menores velocidades de sedimentação implicam em um maior tempo de detenção hidráulica das partículas nas unidades de decantação (no caso, os jarros do jarreste), possibilitando tempo para que flocos menos densos formados também possam sedimentar-se.

Diferentemente ocorreu com o tanfloc SL e o tanfloc SG, coagulantes orgânicos estudados. Para tais coagulantes, a influência da velocidade de sedimentação foi bem menos expressiva, com possibilidade de até mesmo ser desprezada. Os resultados dos ensaios efetuados com esses produtos químicos resultaram em uma qualidade da água decantada muito próxima para as duas velocidades de sedimentação, em todos os parâmetros determinados. Aparentemente, não houve uma diferença significativa na qualidade da água decantada correspondente as velocidades de sedimentação de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$ e 3 cm.min^{-1} , tornando os resultados dos ensaios bastante promissores e satisfatórios, como será discutido de forma minuciosa nos subitens 4.4.1 e 4.4.2.

Como descrito no item 3.14, aplicou-se o teste T de student para dados pareados para avaliar com mais acurácia a influência da velocidade de sedimentação, por meio de métodos estatísticos, na qualidade da água decantada, referente aos parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira. Os itens 4.4.1 e 4.4.2 apresentam os resultados da aplicação do método estatístico.

4.4.1 Teste T para Coagulantes Inorgânicos

A Tabela 7 expõe os resultados da aplicação do teste T pareado para os valores dos parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira encontrados para a aplicação dos coagulantes de origem inorgânica que foram estudados, cloreto férrico e sulfato de alumínio,

respectivamente. Os resultados calculados para o *p*-valor estão destacados em cores distintas das demais, sendo que a cor vermelha significa um *p*-valor abaixo do nível de significância adotado (0,05), ou seja, a hipótese nula de semelhança entre os valores das duas velocidades pode ser descartada, para um nível de confiança de 95%. Os resultados para cada *p*-valor marcados na cor azul implicam que o mesmo apresenta valores acima do nível de significância que foi adotado (0,05), logo, a hipótese nula de igualdade entre as amostras pode ser aceita.

Tabela 7 – Resultados do teste T para os coagulantes inorgânicos

(continua)

Dosagem	Informação da Análise Estatística	Parâmetros Analisados - Sulfato de alumínio			Parâmetros Analisados - Cloreto férrico		
		Turb.	Cor ap.	Cor Verd.	Turb.	Cor ap.	Cor Verd.
10 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	2,0545E-05	3,3863E-04	2,0317E-01	6,4710E-02	0,0777	0,1534
	Limite Inferior	1,4576	2,9646	-0,5126	-0,0369	-0,0283	-0,0567
	Limite Superior	1,8544	4,8754	1,7526	0,7929	0,3483	0,2527
20 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	2,8939E-07	2,7798E-05	7,7742E-02	7,8010E-02	7,7742E-02	3,0456E-01
	Limite Inferior	4,8383	8,9685	-0,0283	-0,0129	-0,0283	-0,0816
	Limite Superior	5,2537	11,6315	0,3483	0,1569	0,3483	0,2016
30 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	8,0849E-07	2,7101E-04	2,9618E-01	0,0039	0,0010	0,1419
	Limite Inferior	5,3038	5,2962	-0,1838	2,5765	4,6738	-0,1041
	Limite Superior	5,9002	8,4638	0,4638	7,0475	9,0862	0,5041
40 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	1,8430E-07	5,1131E-07	1,0839E-01	2,9935E-06	0,0156	0,2501
	Limite Inferior	4,5156	9,8112	-0,0764	1,2855	2,5371	-0,2984

Tabela 7 – Resultados do teste T para os coagulantes inorgânicos

(conclusão)

	Limite Superior	4,8604	10,7888	0,5164	1,4905	13,7029	0,8584
50 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	1,0152E-08	2,5058E-06	4,1869E-01	1,6138E-03	0,0039	0,3380
	Limite Inferior	5,2469	20,4827	-7,4305	0,2994	0,7092	-0,2796
	Limite Superior	5,4371	23,5973	3,7905	0,6446	1,9308	0,6396
60 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	1,9959E-07	7,5027E-05	7,5130E-02	1,5011E-07	6,0641E-07	7,9549E-01
	Limite Inferior	1,9250	5,9375	-0,0323	6,6764	37,7717	-0,7218
	Limite Superior	2,0750	8,3025	0,4323	7,1596	41,7083	0,8818
70 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	1,3075E-06	1,3516E-04	2,4692E-01	3,4499E-08	5,3854E-07	1,9514E-01
	Limite Inferior	6,8035	8,8630	-0,3777	3,8096	30,1378	-0,1259
	Limite Superior	7,6725	13,0970	1,0977	3,9984	33,1822	0,4459

Fonte: Própria (2015).

Por meio da Tabela 7, verifica-se que o sulfato de alumínio apresentou uma diferença, estatisticamente significativa, para os valores de turbidez e cor aparente encontrados para as duas velocidades de sedimentação estudadas, em todas as dosagens vertidas nos jarros, enquanto que o cloreto férrico não apresentou tal dependência da velocidade apenas nas dosagens de 10 e 20 mg. L⁻¹. A diferença de qualidade da água decantada coletada para as velocidades de sedimentação de 3 cm. min⁻¹ e 1,5 cm. min⁻¹, que foi mencionada no item 4.2, foi comprovada com os resultados obtidos partir da aplicação do teste T para dados pareados.

Para o sulfato de alumínio, a água decantada coletada para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, apresentou-se com menores valores de turbidez e cor aparente em relação as amostras coletadas para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min⁻¹, para todas as dosagens aplicadas. Pode-se atribuir tal diferença a característica dos flocos que foram formados pela adição desse coagulante. Após o período de floculação, é possível

afirmar que grande parte dos flocos formados apresentaram uma velocidade de sedimentação inferior a 3 cm. min^{-1} , permanecendo ainda na água decantada que foi coletada quando fixada essa velocidade de sedimentação. Esses flocos precisariam de um maior tempo de sedimentação para poder atingir a região situada abaixo do ponto de coleta. Quando o tempo de sedimentação foi calculado a partir da velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$, uma quantidade considerável de flocos, com velocidade de sedimentação superior a $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$, porém com inferior a 3 cm. min^{-1} , pôde sedimentar-se, não estando presente nas amostras de água coletadas para essa respectiva velocidade de sedimentação.

É importante comentar que, em termos de pH, o sulfato de alumínio pôde atuar dentro de uma faixa ótima, como mencionado por alguns pesquisadores. Segundo Rosalino (2011), o sulfato de alumínio é mais eficiente em valores de pH compreendidos entre 5,5 e 8,5. Abaixo de 5,5 e acima de 8,5 os íons de alumínio se tornam solúveis em água e por isso não precipitam tornando ineficiente a coagulação. Tal condição foi encontrada durante os ensaios realizados (com valores médios de pH da água bruta de cerca de 8,13), sendo que, mesmo assim, o sulfato de alumínio não proporcionou a formação de uma maioria de flocos com uma velocidade de sedimentação igual ou superior a 3 cm. min^{-1} , para que os valores de turbidez e cor aparente fossem similares para as duas velocidades de sedimentação fixadas.

Ainda analisando os resultados da Tabela 7 referente ao sulfato de alumínio, é possível visualizar que diferente do que ocorreu com os parâmetros turbidez e cor aparente, os valores encontrados para a cor verdadeira não apresentaram dependência da velocidade de sedimentação, sendo, portanto, estatisticamente iguais para as velocidades de sedimentação de 3 e $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$, em todas as dosagens trabalhadas. Esses resultados podem ser justificados pelo fato das partículas responsáveis por proporcionar cor verdadeira nas águas possuírem pequenas dimensões e baixa densidade, possuindo, conseqüentemente, velocidades de sedimentação muito pequenas. Assim, esses colóides de baixas velocidades de sedimentação não foram agregados aos flocos formados e permaneceram nas amostras de água decantada correspondente a 3 cm. min^{-1} , como também, mesmo com um maior período disponível para a sedimentação, possuíam velocidades de sedimentação também inferiores a $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$. Dificilmente essas partículas iriam sedimentar-se mesmo se fossem adotadas baixas velocidades de sedimentação, o que tornariam o processo inviável. Uma alternativa mais plausível seria, por exemplo, a aplicação de um agente oxidante (pré-oxidação), ou a escolha de outros produtos químicos que poderiam atuar individualmente, ou em conjunto com o sulfato de alumínio, para promover a formação de flocos com uma maior área de contato, agregando esses colóides de permitindo assim, a sua sedimentação.

Tal dependência da velocidade de sedimentação apresentada para a turbidez e cor aparente pode ainda ser justificada pelo fato dos flocos formados pela adição do sulfato de alumínio apresentarem uma densidade apenas ligeiramente elevada e inferior a encontrada para flocos formados pela adição do cloreto férrico. Assim, para as condições estabelecidas nesse estudo, para se obter uma água decantada de melhor qualidade, aplicando o sulfato de alumínio, em termos de turbidez e cor aparente, é necessário proporcionar um maior período de sedimentação para os flocos, com pequenas velocidades de sedimentação e, conseqüente, menores taxas de escoamento superficial, se tratando da aplicação nas unidades de sedimentação.

Ao se proporcionar maiores de tempos de sedimentação, uma melhoria na qualidade da água decantada pode ser observada, principalmente no caso do sulfato alumínio aqui apresentado, porém todas as respostas a essas medidas devem ser avaliadas. Unidades de decantação dimensionadas a partir de baixas taxas de sedimentação acarretam em grandes áreas para a construção de tais unidades, aumentando significativamente os custos de implantação dessa instalação, que pode vir a ocupar 70% da área total correspondente a todas as instalações participantes das etapas de tratamento de água para abastecimento, como mencionado em DI Bernardo (2011). Por outro lado, deve-se considerar que ao se optar por trabalhar com menores velocidades de sedimentação, para se obter uma melhor qualidade de água decantada (isso para o caso da ocorrência de uma significativa dependência da velocidade de sedimentação, como no caso dos resultados, aqui apresentados, para sulfato de alumínio), as unidades de filtração poderão operar com maiores tempos de carreira, já que a melhor qualidade da água decantada proporciona que as camadas do leito filtrante não venham a colmatar em curtos períodos de operação. Já se a decisão for de se trabalhar com maiores velocidades de sedimentação e, conseqüentemente, uma depreciação da qualidade da água decantada, mesmo com a economia de espaço e recursos financeiros com sua implantação, as unidades de filtração serão certamente mais exigidas, com maiores perdas de carga e menores tempos de carreira dessas unidades, aumentando assim, as perdas de água durante o tratamento da água.

Os resultados expressos na Tabela 7, referentes as análises estatísticas efetuadas com os valores obtidos para os ensaios em que foi aplicado o cloreto férrico como coagulante, apresentaram uma certa divergência em relação aos obtidos para o sulfato e alumínio.

Para o cloreto férrico, os parâmetros turbidez e cor aparente, nas dosagens correspondentes a 10 e 20 mg. L⁻¹ não apresentaram uma dependência significativa do fator velocidade de sedimentação, apresentando valores similares desses parâmetros para as duas

velocidades trabalhadas. Esses resultados estão apresentados na Tabela 7, aonde, para essas dosagens o *p-valor* calculado foi superior a 0,05, logo, a hipótese nula de semelhança entre as amostras não pode ser rejeitada. A não dependência da velocidade de sedimentação para essas dosagens pode ser justificada pelas características dos flocos formados pelo cloreto férrico. Segundo Libânio (2010), os flocos formados pela adição do cloreto férrico na etapa de mistura rápida, são mais densos, mais resistentes ao cisalhamento e possuem uma maior velocidade de sedimentação do que os flocos provenientes do sulfato de alumínio como coagulante.

Para essas dosagens de cloreto férrico uma possível uniformidade das dimensões dos flocos pode ter ocorrido. É possível afirmar que após o tempo de sedimentação correspondente a maior velocidade de sedimentação, 3 cm. min⁻¹, uma quantidade ínfima, e até desprezível, de flocos permaneceram no seio do líquido e sedimentaram a velocidades entre 3 e 1,5 cm. min⁻¹, respectivamente. Logo, um maior período de sedimentação, proporcionado por uma velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹ não promoveu uma melhoria na qualidade da água decantada.

Ainda sobre a Tabela 7, referente aos resultados atingidos para o cloreto férrico, fica evidenciado que as dosagens iniciais desse produto químico, apresentaram uma independência da velocidade de sedimentação em relação aos parâmetros submetidos a análise estatística, como mencionado anteriormente, diferentemente ocorreu com as dosagens mais elevadas, 60 e 70 mg. L⁻¹, respectivamente, aonde os valores de turbidez e cor aparente apresentaram os valores mais discrepantes para esses parâmetros. O que pode ter proporcionado tais resultados é o fato de que a água bruta não apresentou um valor elevado de turbidez, por exemplo, mantendo uma média de 21,83 uT para o monitoramento. Esse valor moderadamente baixo pode ter comprometido a floculação quando adicionadas elevadas concentrações desse produto químico. Aos precipitados de ferro formados, a partir dessas elevadas dosagens, não se dispunha de uma elevada concentração de partículas para serem envolvidas e formarem um maior número de flocos densos, que pudessem sedimentar a velocidades de sedimentação igual ou superior a 3 cm. min⁻¹, não permitindo a ação do mecanismo de varredura. Já as menores dosagens adicionadas desse produto promoveram uma maior eficiência na formação de flocos com velocidades de sedimentação superiores a 1,5 cm. min⁻¹, conferindo a independência da velocidade de sedimentação já mencionada anteriormente.

Quanto ao parâmetro cor verdadeira, assim como o sulfato de alumínio, não ocorreu uma dependência da velocidade de sedimentação nos valores desse parâmetro, em nenhuma dosagem, devido as mesmas peculiaridades já explicadas para o caso do sulfato de alumínio.

4.4.2 Teste T para Coagulantes Orgânicos

Para os coagulantes orgânicos estudados A Tabela 8 expõe os resultados da aplicação do teste T, para dados pareados, empregado para os resultados obtidos com a coagulação da água bruta realizada por meio dos coagulantes de origem orgânica estudados, tanfloc SL e tanfloc SG. As discussões pertinentes aos dois coagulantes orgânicos estudados podem ser realizadas simultaneamente, já que tanto o tanfloc SL como o tanfloc SG apresentaram resultados propínquos para o teste estatístico realizado. Analogamente ao que foi realizado para os coagulantes inorgânicos, os valores correspondentes aos p-valores calculados também estão destacados com as mesmas cores na tabela 7.

Tabela 8 – Resultados do teste T para os coagulantes orgânicos.

(continua)

Dosagem	Informação da Análise Estatística	Parâmetros Analisados - tanfloc SL			Parâmetros Analisados - tanfloc SG		
		Turbidez	Cor aparente	Cor Verdadeira	Turbidez	Cor aparente	Cor Verdadeira
10 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,0533	0,0705	0,1452	0,1045	0,1671	0,3940
	Limite Inferior	-0,0004	-0,0320	-0,1720	-0,0183	-0,1164	-0,4430
	Limite Superior	0,0364	0,5120	0,8120	0,1303	0,4764	0,9070
20 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,0972	0,0777	0,0777	0,1193	0,3620	0,2262
	Limite Inferior	-0,0063	-0,0283	-0,0283	-0,0138	-	-0,1320
	Limite Superior	0,0503	0,3483	0,3483	0,0818	37,8359	0,4120
30 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,2080	0,1148	0,1138	0,1087	0,1347	0,2663
	Limite Inferior	-0,0306	-0,1067	-0,0977	-0,0042	-0,0678	-0,1151
	Limite Superior	0,1026	0,6667	0,6177	0,0282	0,3478	0,3151
40 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,0608	0,0777	0,0890	0,1180	0,1027	0,0533
	Limite Inferior	-0,0017	-0,0283	-0,0483	-0,0095	-0,0634	-0,0042

Tabela 8 – Resultados do teste T para os coagulantes orgânicos

(conclusão)

	Limite Superior	0,0497	0,3483	0,4483	0,0575	0,4634	0,3642
50 mg/L	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,0941	0,0643	0,2360	0,1538	0,1856	0,0993
	Limite Inferior	-0,0157	-0,0285	-0,8141	-0,0162	-0,1774	-0,0239
60 mg/L	Limite Superior	0,1317	0,6285	2,4541	0,0722	0,6574	0,1839
	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,1452	0,1596	0,1210	0,1404	0,1733	0,3670
70 mg/L	Limite Inferior	-0,0172	-0,0975	-0,0745	-0,0164	-0,0434	-18,8427
	Limite Superior	0,0812	0,4175	0,4345	0,0804	0,1714	40,6027
	Graus de Liberdade	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000	4,0000
	P-valor	0,1707	0,1452	0,1641	0,1803	0,2587	0,5740
	Limite Inferior	-0,0239	-0,1720	-0,1644	-0,0428	-0,3331	-0,7082
	Limite Superior	0,0959	0,8120	0,6844	0,1628	0,9331	1,1082

Fonte: Própria (2015).

É interessante observar que para os três parâmetros determinados para a água decantada coletada, tanto o tanfloc SL como no tanfloc SG não apresentaram, em nenhuma das dosagens, uma dependência significativa da velocidade de sedimentação, ou seja, para esses coagulantes, os valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, são estatisticamente semelhantes para as duas velocidades de sedimentação estudadas. Tal afirmação é alicerçada pelos resultados encontrados para o *p-valor* calculados nos testes, que estão destacados na Tabela 8. Todos os valores do *p-valor* foram superiores a 0,05, ou 5%, logo, a hipótese nula, de que as medidas dos parâmetros encontrados para as duas velocidades de sedimentação não apresentam diferenças significativas (estatisticamente falando), não pode ser rejeitada.

O parecer fornecido anteriormente é extremamente satisfatório, analisado sobre a ótica do tratamento de água para abastecimento público. Os resultados das análises estatísticas comprovam as suposições levantadas no item 4.2, de que para ambos os coagulantes a base de tanino é possível se trabalhar tranquilamente com a maior velocidade de sedimentação fixada, que foi de 3 cm.min⁻¹, sem que ocorra uma redução da qualidade da água decantada.

Para o caso dos dois tipos de tanfloc estudados, é perfeitamente possível se trabalhar apenas com a velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, obtendo ainda uma água decantada de qualidade praticamente igual a apresentada pela velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$. Além disso, de um ponto de vista prático, com a implantação de unidades de sedimentação/decantação correspondentes a uma velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, economias significativas de recursos financeiros, materiais e humanos podem ser proporcionados, se comparados ao dimensionamento para uma menor velocidade de sedimentação, no caso $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$. Despesas serão suavizadas desde a construção de unidades, com redução dos materiais e mão de obra para esse feito, como em sua operação, com menores gastos de energia devido ao uso de um número menor de aparelhos para raspagem do lodo formado, por exemplo, ou até mesmo, menos funcionários destinados a limpeza dos decantadores seriam necessários, caso essa operação seja feita manualmente. Além disso, como a água decantada apresenta característica semelhantes (para os parâmetros determinados) nas duas velocidades de sedimentação, e em todas as dosagens, pode-se afirmar que os tempos de carreiras das unidades de filtração seriam praticamente iguais.

A possibilidade, fornecida pelos tanfloc SL e SG, de se trabalhar com maiores velocidades de sedimentação, advém da elevada capacidade que estes coagulantes possuem de agregar as impurezas, formando flocos mais densos e com uma velocidade de sedimentação superior aos formados pelo sulfato de alumínio e cloreto férrico. Como mencionado em Tratamento de Água (2008), os flocos originados pela adição do tanfloc possuem uma forma irregular e com uma elevada área de contato, permitindo que um grande número de impurezas presentes na água possam ser agregadas, culminando em uma água decantada de melhor qualidade, com menores valores de cor e turbidez. Além disso, a formação de longas cadeias poliméricas, proporcionada por tais coagulantes, contribui para essa maior aglomeração de impurezas. Os flocos menos densos que não sedimentaram, permanecendo assim na água decantada, quando fixada a velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, também permaneceram na água decantada coletada para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, o que proporcionou tal semelhança nos valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

Se para todas as dosagens estudadas do tanfloc SL e do tanfloc SG não ocorreu uma dependência da velocidade de sedimentação para os parâmetros turbidez e cor aparente, consequentemente, o parâmetro cor verdadeira também não apresentou tal dependência. A cor verdadeira é causada por partículas de pequeno diâmetro, que possuem baixas velocidades de sedimentação, se tais partículas não forem agregadas aos flocos, dificilmente irão sedimentar, mesmo com longos períodos de sedimentação. A justificativa apresentada anteriormente é

análoga a presente no caso dos coagulantes de origem inorgânica, que também apresentaram resultados semelhantes para esse parâmetro, nas duas velocidades de sedimentação, para todas as dosagens.

Um fato importante a ser apresentado é que partículas com velocidades de sedimentação inferiores a estabelecidas nos ensaios também podem ter sido removidas, dependendo em que local da água floculada elas estiveram quando foi iniciada a sedimentação, ou seja, da profundidade útil que essas partículas se encontraram ao entrar na zona de sedimentação.

Segundo Cunha (2004), a eficiência de remoção de partículas com velocidade de sedimentação inferior a velocidade de sedimentação crítica é diretamente proporcional a relação existente entre a altura útil disponível para a sedimentação (H) e a altura da zona de sedimentação (h), uma vez que a partícula só atingirá o fundo das unidades de decantação se ela entrar na zona de sedimentação a uma altura correspondente a $H-h$, a partir da superfície da lâmina líquida.

4.5 Resultados da Aplicação do Teste Tukey para a Influência da Dosagem dos Coagulantes

4.5.1 Influência da Dosagem para os Coagulantes Inorgânicos

Como apresentado e discutido no item 4.2, tanto o sulfato de alumínio como o cloreto férrico apresentaram, em alguma dosagem estudada, influência significativa do fator velocidade de sedimentação nos valores dos parâmetros turbidez e cor aparente. Desta forma, para esses dois parâmetros foi feita a aplicação do teste Tukey nas amostras correspondente as duas velocidades de sedimentação. A exceção foi o parâmetro cor verdadeira, que em nenhuma dosagem de sulfato de alumínio e cloreto férrico foi encontrada diferença significativa entre as amostras correspondentes as velocidades de 3 cm.min^{-1} e $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, sendo assim, para este parâmetro, o teste Tukey foi aplicado apenas para a maior velocidade de sedimentação estudada, visto que sua adoção permite vantagens já discutidas anteriormente.

4.5.1.1 Sulfato de Alumínio

4.5.1.1.1 Turbidez – Velocidade de 3 cm.min^{-1}

A Tabela 9 e a Figura 50 expressam os resultados da análise estatística referente aos dados de turbidez remanescente da água decantada coletada para a velocidade de sedimentação de $3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, sendo possível verificar se houve influência da dosagem e, em caso de ocorrência, identificar em quais dosagens esse fato foi significativo.

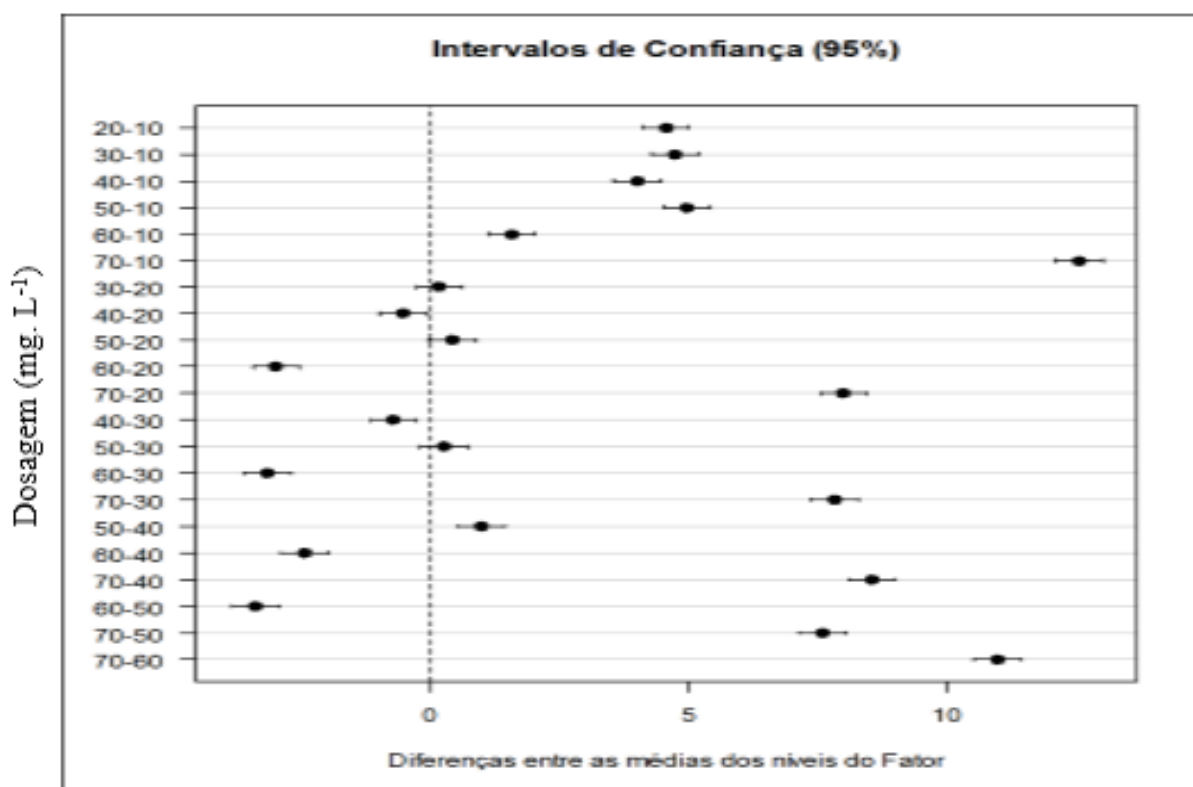
Tabela 9 – ANOVA unifatorial para a turbidez (sulfato de alumínio, $V_s = 3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$)

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	472,3110	78,7110	1511,190	8,2E-34
Resíduos	28	1,4586	0,0521	-	-

Fonte: Própria (2015).

Pela tabela 9, o resultado a análise de variância unifatorial destaca, a partir do valor de p , que existe uma diferença significativa nos valores de turbidez em pelo menos duas das sete dosagens submetidas ao teste Tukey. Pela Figura 50 é possível visualizar aonde estão as diferenças que acarretaram em um p -valor abaixo do nível de confiança adotado (95%).

Figura 50 – Resultados gráficos para a aplicação do teste de Tukey para turbidez ($3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$)



Fonte: Própria (2015).

Analisando a Figura 50, verifica-se que a turbidez remanescente associada às dosagens 20 mg. L⁻¹, 30 mg. L⁻¹ e 50 mg. L⁻¹, são estatisticamente iguais, ou seja, quando o teste efetuou a comparação entre cada uma delas, duas a duas, o *p-valor* foi superior a 0,05 (5%). Analisando os valores médios juntamente com o desvio padrão de cada amostra temos: 7,32 ± 0,29 para a dosagem de 20 mg. L⁻¹, 7,5 ± 0,32 para 30 mg. L⁻¹ e 7,75 ± 0,13 correspondente a 50 mg. L⁻¹. A partir desses dados de média e desvio padrão, é facilmente identificável que os valores de turbidez remanescentes, após a aplicação dessas dosagens de sulfato de alumínio são realmente muito próximos, ou, como mostrado pelo teste de Tukey, estatisticamente iguais. Desta maneira, a dosagem de 20 mg. L⁻¹ se torna mais satisfatória, uma vez que a adição de 30 mg. L⁻¹ ou 50 mg. L⁻¹ não promoveria variações significativas nos valores de turbidez da água decantada, apenas gera mais custos de produto químico. É necessário reforçar que nenhuma dessas dosagens apresentaram valores de turbidez abaixo de 5 uT, o que seria favorável principalmente aos leitos filtrantes da etapa seguinte, que, com uma qualidade de água decantada mais baixa, seriam mais sobrecarregados.

Os outros resultados apontaram para uma divergência entre as demais comparações das amostras que o teste verificou, aonde nenhuma das outras dosagens apresentaram igualdade.

Essas igualdades e diferenças encontradas a partir da aplicação do teste Tukey, não necessariamente devem se repetir para os valores de turbidez da água decantada de acordo com 1,5 cm.min⁻¹. Como já foi apresentado, as dosagens de 30 mg. L⁻¹ e 50 mg. L⁻¹ apresentaram valores de turbidez estatisticamente iguais, porém, quando maior tempo de sedimentação ocorrer, correspondente a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, os flocos remanescentes podem apresentar as mais distintas dimensões, podendo boa parte ter permanecido também na nova amostra coletada, ou ser removida na nova etapa de sedimentação, ocasionando em diferenças para essas duas dosagens a partir dos valores de turbidez a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$. Da mesma forma, outras dosagens aplicadas que apresentaram diferença estatística entre si, quando ao invés de 3 cm.min⁻¹ for fixada 1,5 cm.min⁻¹, caso exista uma uniformidade entre os flocos formados, com velocidades de sedimentação entre esse intervalo, certamente surgirá uma semelhança para os valores do respectivo parâmetro, para duas dosagens ou mais.

4.5.1.1.2 Turbidez – Velocidade de 1,5 cm.min⁻¹

A Tabela 10 e a Figura 51 expressam os resultados da análise estatística referente aos dados de turbidez remanescente da água decantada coletada para a velocidade de

sedimentação de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$. A partir do *p*-valor determinado é verificada a possível influência da dosagem de sulfato de alumínio nos respectivos valores de turbidez.

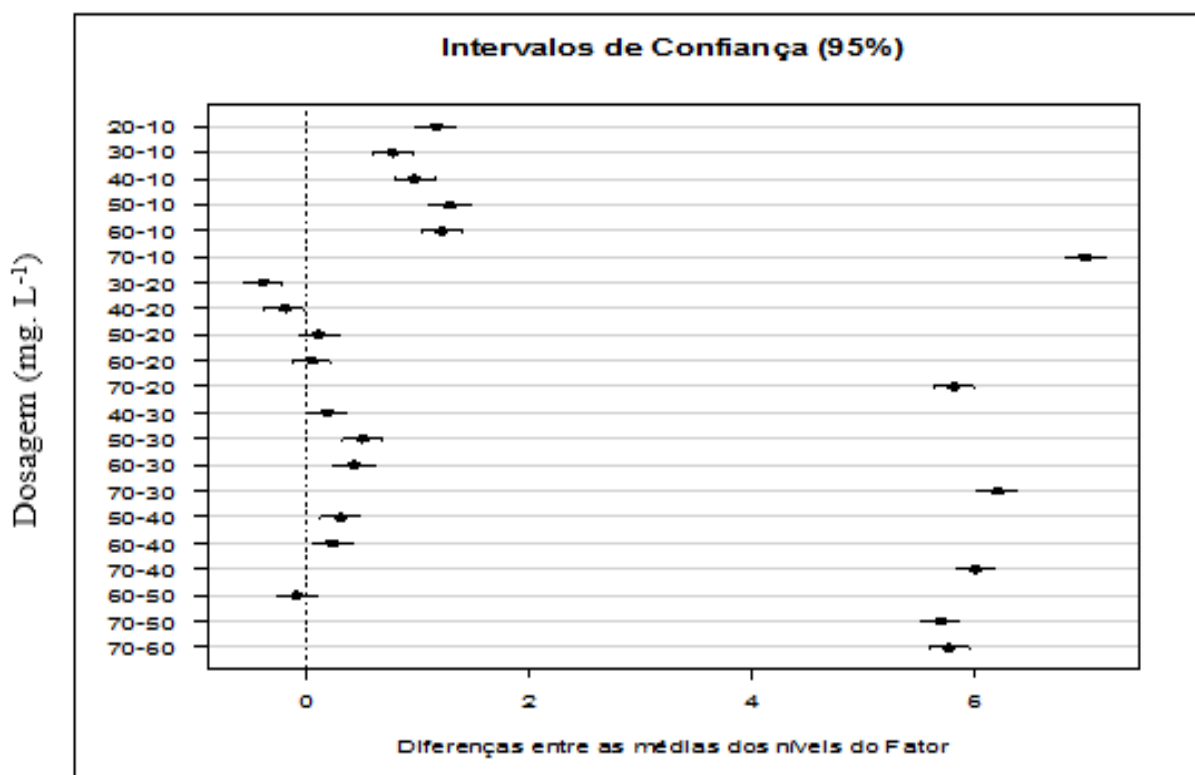
Tabela 10 – ANOVA unifatorial para a turbidez (sulfato de alumínio, $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$)

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	164,4482	27,4080	3441,370	8,3504E-39
Resíduos	28	0,2233	0,0080	-	-

Fonte: Própria (2015).

Por meio da Tabela 10, verifica-se que para os resultados dos ensaios de tratabilidade, a dosagem do sulfato de alumínio também teve influência significativa nos valores obtidos para a turbidez quando foi fixada a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, com um *p*-valor bem abaixo do nível de confiança adotado. Desta maneira, a Figura 51 permite identificar aonde estão as diferenças que refletiram em um *p*-valor abaixo de 0,05.

Figura 51 – Resultado gráfico do teste Tukey para turbidez - $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$



Fonte: Própria (2015).

Analisando a Figura 51, de todas as comparações duas a duas que o método estatístico realizou, uma igualdade entre os valores de turbidez obtidos para as dosagens 20 mg. L⁻¹, 50 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹ foi obtida. Sendo assim, para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, as dosagens de sulfato de alumínio citadas anteriormente não apresentaram diferenças significativas entre os resultados de turbidez.

Desta forma, caso seja necessária a escolha de uma dessas dosagens, de acordo com necessidades específicas, em termos de remoção de turbidez, 20 mg. L⁻¹ é, sem sombra de dúvida, a mais viável, uma vez que reduções de custos com produtos químicos seriam promovidas, além de menores quantidades de lodo produzidas.

4.5.1.1.3 Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

A Tabela 11 apresenta o resultado da ANOVA unifatorial realizada para os dados de cor aparente encontrados para o sulfato de alumínio, para 3 cm.min⁻¹, sendo possível a verificação se houve influência relevante da dosagem de sulfato de alumínio.

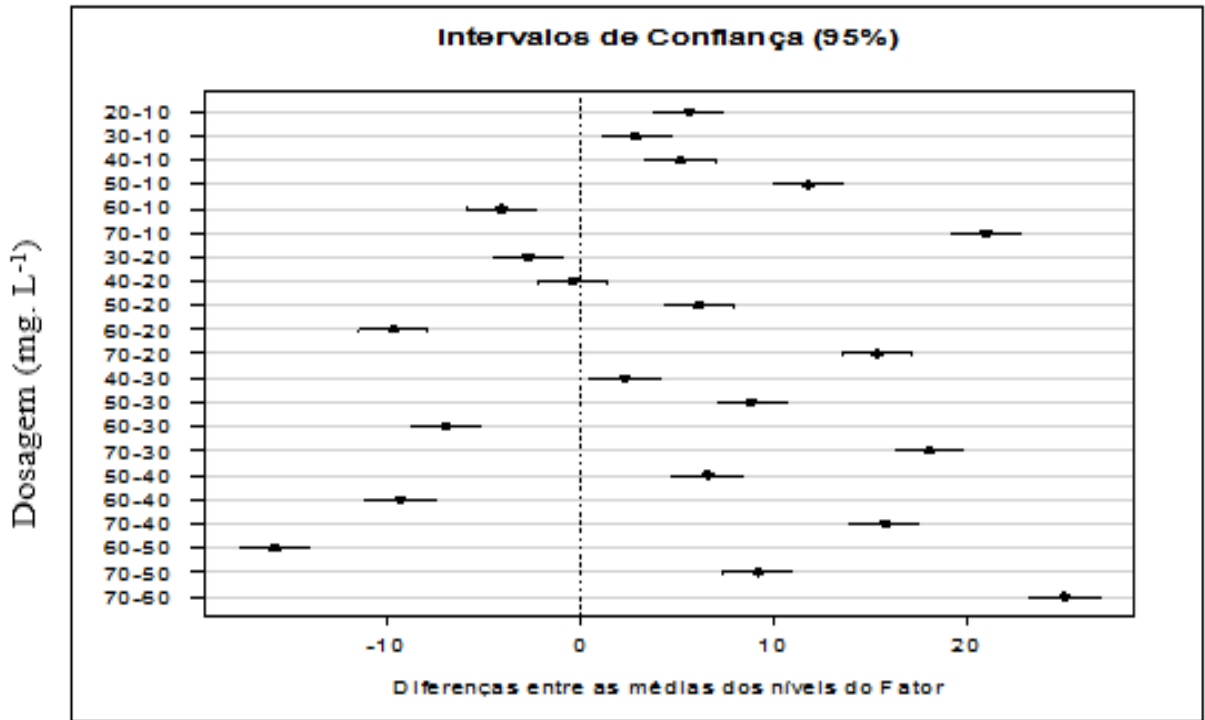
Tabela 11 – Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a cor aparente – $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	2014,5669	335,7611	416,873	4,8812E-26
Resíduos	28	22,552	0,8054	-	-

Fonte: Própria (2015).

De acordo com a análise de variância efetuada, cujos resultados estão apresentados na tabela 11, o fator em questão, no caso a dosagem do sulfato de alumínio, desempenhou uma influência relevante nos resultados da cor aparente, quando foi fixada 3,0 cm.min⁻¹ como velocidade de sedimentação. Desta maneira, a Figura 52 possibilita identificar as comparações que foram responsáveis pelo *p-valor* abaixo de 0,05, que rejeitaram a aceitação de igualdade entre as médias.

Figura 52 – Resultados gráficos do teste Tukey para a cor aparente - $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$



Fonte: Própria (2015).

Grande influência da dosagem de sulfato de alumínio pode ser visualizada por meio da Figura, aonde apenas as dosagens 40 mg. L^{-1} e 20 mg. L^{-1} tiveram valores de cor aparente estatisticamente iguais.

4.5.1.1.4 Cor Aparente – Velocidade de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$

A Tabela 12 apresenta o resultado da ANOVA unifatorial realizada para os dados de cor aparente encontrados para o sulfato de alumínio, agora para $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$.

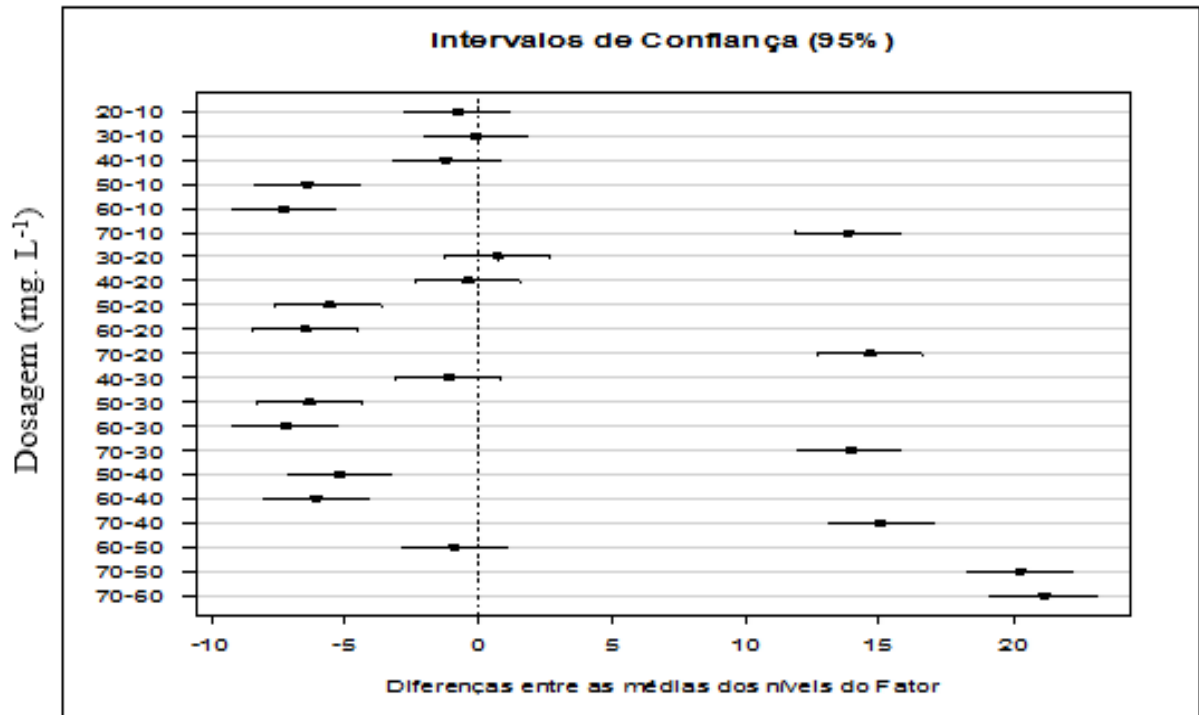
Tabela 12 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a cor aparente – $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	1435,3189	239,2198	249,8938	5,61E-23
Resíduos	28	26,8040	0,9573	-	-

Fonte: Própria (2015).

Da mesma forma dos resultados correspondentes a $V_s = 3,0 \text{ cm.min}^{-1}$, quando estudada $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, a dosagem também foi relevante, rejeitando-se, desta forma, a hipótese nula de igualdade para todas as amostras. A Figura 53 apresenta os resultados gráficos do teste Tukey.

Figura 53 – Resultados gráficos do teste Tukey para a cor aparente - $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$



Fonte: Própria (2015).

Como verificado pela Figura 53, sete pares de dosagens apresentaram igualdade estatística após serem submetidas as múltiplas comparações. Destaque especial merece ser dado as dosagens 10 mg. L^{-1} , 20 mg. L^{-1} , 30 mg. L^{-1} e 40 mg. L^{-1} , que, para essa velocidade, não apresentaram diferenças quando aos valores da cor aparente.

O maior período de sedimentação permitido pela menor velocidade de sedimentação, favoreceu, para as quatro dosagens citadas anteriormente, uma água decantada com mesmos índices de cor aparente, ou seja, os flocos remanescentes em cada jarro, foram responsáveis pela absorção de luz de forma semelhante. Esses resultados também justificam a forte influência da velocidade de sedimentação nos valores de cor aparente da água coagulada com o sulfato de alumínio

4.5.1.1.5 Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min^{-1}

Como a velocidade de sedimentação não apresentou influência para a cor verdadeira, quando aplicado o sulfato de alumínio, o teste de Tukey para influência da dosagem foi aplicado apenas para uma das duas velocidades fixadas, no caso, $V_s = 3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$. A Tabela 13 apresenta o resultado da ANOVA unifatorial para os valores de cor verdadeira.

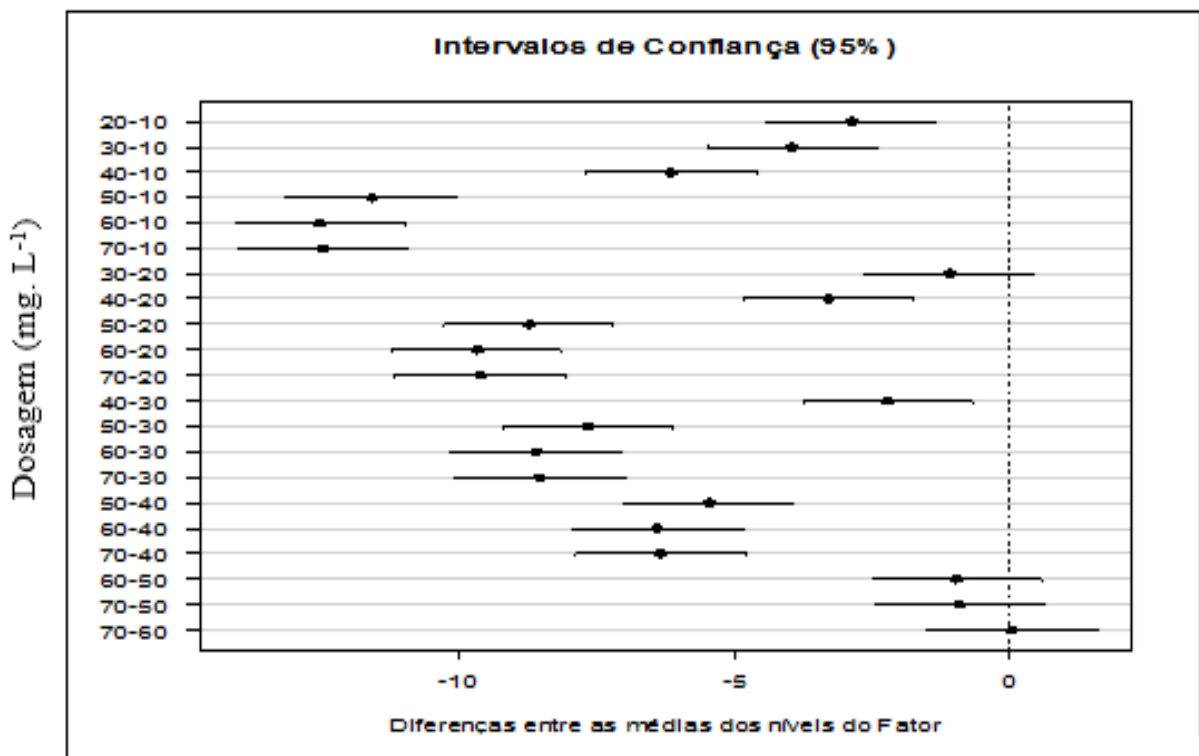
Tabela 13 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a cor verdadeira

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	790,4000	131,7333	221,0820	3,0030E-22
Resíduos	28	16,6840	0,5959	-	-

Fonte: Própria (2015).

O *p-valor* calculado e expresso na Tabela 13, inferior a 0,05, faz com que a hipótese nula de igualdade entre todas as amostras seja rejeitada, logo, a hipótese alternativa, de diferença entre ao menos duas amostras deve ser aceita. A Figura 54 apresenta os resultados gráficos da aplicação do teste de Tukey.

Figura 54 - Resultados gráficos do teste Tukey para a cor verdadeira



Fonte: Própria (2015).

Das 21 possibilidades de comparações a partir dos resultados de cor verdadeira, 17 demonstraram distinções entre as médias, ocasionando diferença estatística entre as mesmas. Sendo assim, 4 comparações não apresentaram diferença, com destaque para as dosagens 50 mg. L⁻¹, 60 mg. L⁻¹ e 70 mg. L⁻¹, onde a diferença de dosagem entre cada uma não apresentou valores de cor aparente remanescentes distintos. Essa igualdade é limitada entre a faixa de velocidade de sedimentação estudada. Velocidades maiores que 3 cm.min⁻¹ e inferiores a 1,5 cm.min⁻¹ nas mesmas condições experimentais podem sim apresentar divergências quanto ao resultado dos parâmetros para a água decantada.

4.5.1.2 Cloreto Férrico

4.5.1.2.1 Turbidez – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

A Tabela 14 e a Figura 55 expressam os resultados da análise estatística referente aos dados de turbidez remanescente da água decantada coletada para a velocidade de sedimentação de 3 cm.min⁻¹.

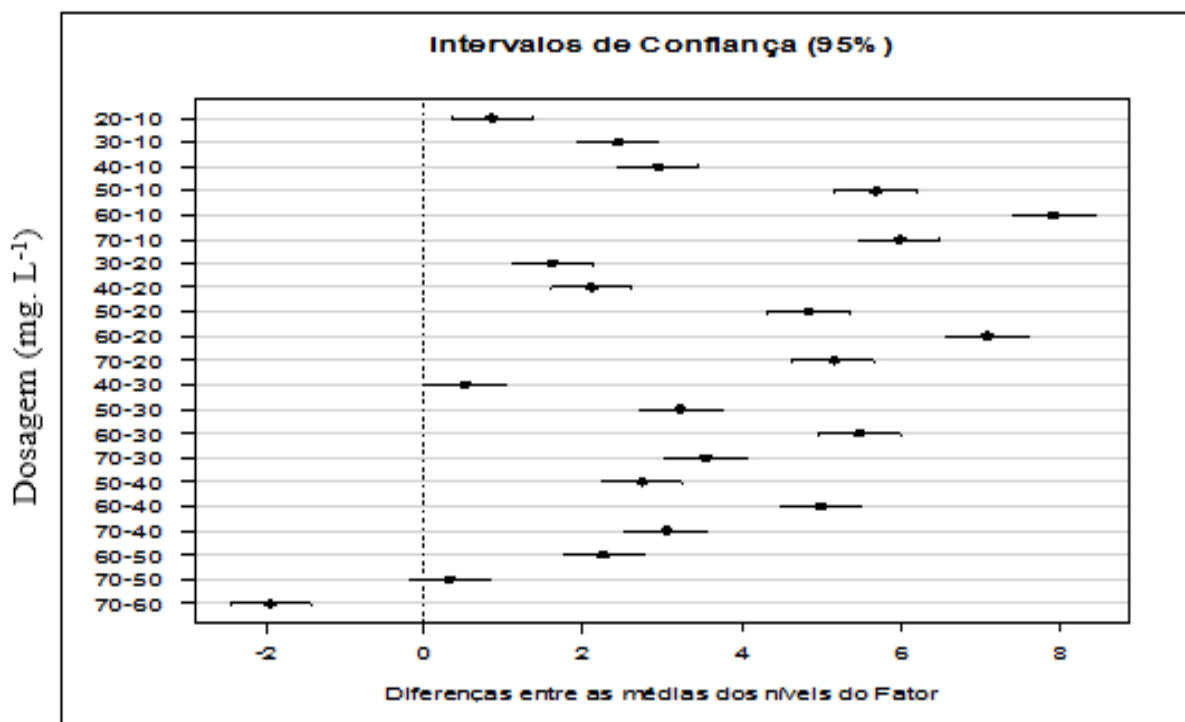
Tabela 14 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a turbidez – Vs = 3 cm.min⁻¹

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	255,2521	42,5420	648,365	1,0725E-28
Resíduos	28	1,8372	0,0656	-	-

Fonte: Própria (2015).

Conforme descrito na Tabela 14, a dosagem apresentou forte influência nos resultados referentes a turbidez, com um *p-valor* bem inferior a 0,05.

Por meio da Figura 55 é possível a identificação das diferenças e possíveis semelhanças entre as dosagens aplicadas.

Figura 55 - Resultados gráficos do teste Tukey para a turbidez – $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$ 

Fonte: Própria (2015).

A Figura 55 define a ocorrência de uma grande influência do fator dosagem nos resultados da turbidez, para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, com igualdade encontrada para as dosagens 50 mg.L^{-1} e 70 mg.L^{-1} , além de 40 mg.L^{-1} e 30 mg.L^{-1} , proporcionando uma água decantada com valores de turbidez estatisticamente iguais. Tal semelhança pode ser identificada a partir das médias e desvios padrão para cada dosagem, desta forma temos: 50 mg.L^{-1} e 70 mg.L^{-1} , com $7,64 \text{ uT} \pm 0,44$ para a primeira dosagem e $7,96 \text{ uT} \pm 0,06$ para a segunda. De maneira análoga, para a segunda igualdade encontrada, tem-se: $4,91 \text{ uT} \pm 0,07$ correspondente a 40 mg.L^{-1} e $4,41 \text{ uT} \pm 0,35$ associado a amostra de dados obtida pela adição de 30 mg.L^{-1} de cloreto férrico.

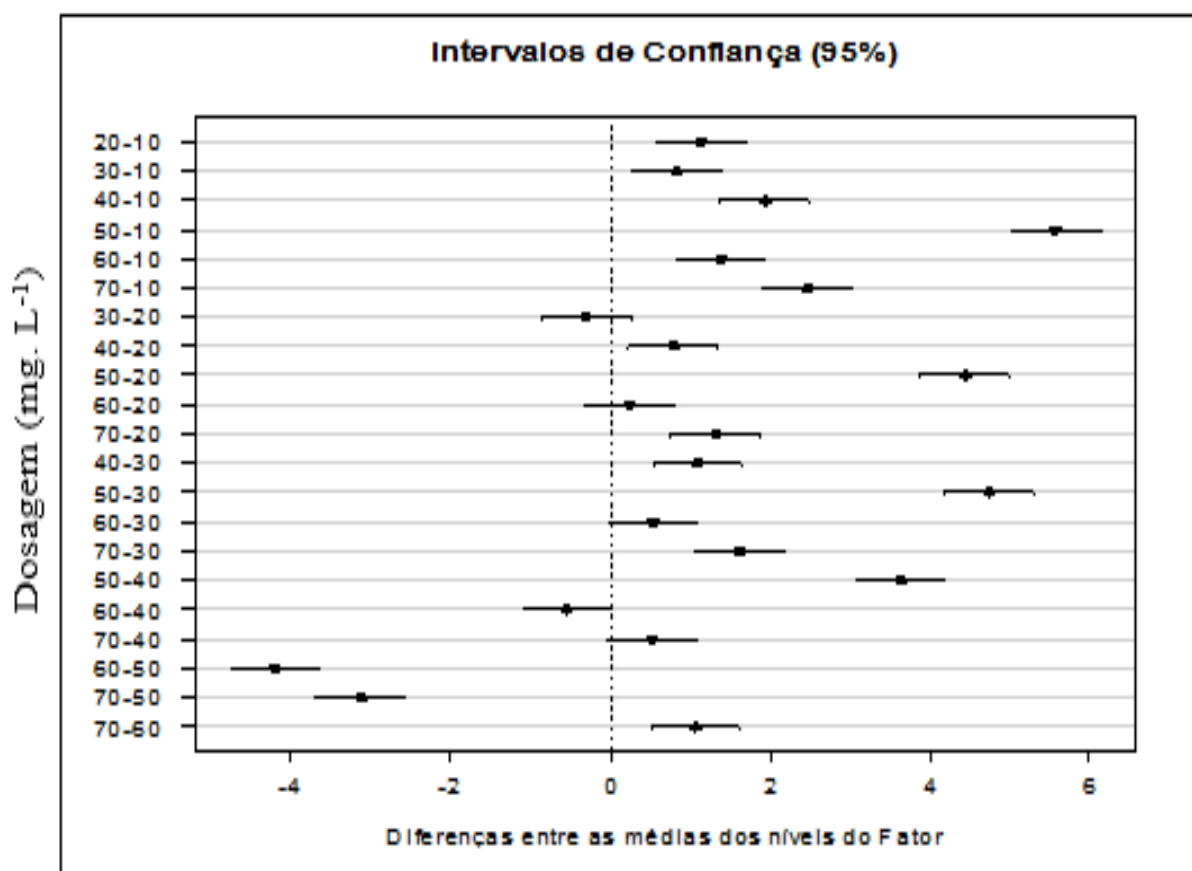
4.5.1.2.2 Turbidez – Velocidade de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$

A Tabela 15 e a Figura 56 expressam os resultados da análise estatística referente aos dados de turbidez remanescente da água decantada coletada para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$. Por meio do *p-valor* apresentado na Tabela 15 é possível verificar influência significativa da dosagem de cloreto férrico nos resultados de turbidez.

Tabela 15 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a turbidez – $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	97,2107	16,2018	211,149	5,6286E-22
Resíduos	28	2,1485	0,0767	-	-

Fonte: Própria (2015).

Figura 56 – Resultados gráficos do teste Tukey para a turbidez – $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$ 

Fonte: Própria (2015).

A Tabela 15 informa, a partir do *p-valor* inferior a 0,05, a significativa influência da dosagem de cloreto férrico também para a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$. Porém, é interessante observar que tal influência ocorreu de maneira diferentes do que para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$. Dosagens que a Figura 56 mostra com valores iguais de turbidez, para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$ apresentaram distinção, o inverso também pode ser observado. Esse fato deve-se as características e a dinâmica de sedimentação dos flocos formados a partir da adição do cloreto férrico, que foram responsáveis pela acentuada influência da velocidade de sedimentação nos valores de turbidez.

4.5.1.2.3 Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

A Tabela 16 expressa o resultado da ANOVA unifatorial realizada para os dados de cor aparente, encontrados para a água decantada correspondente a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$

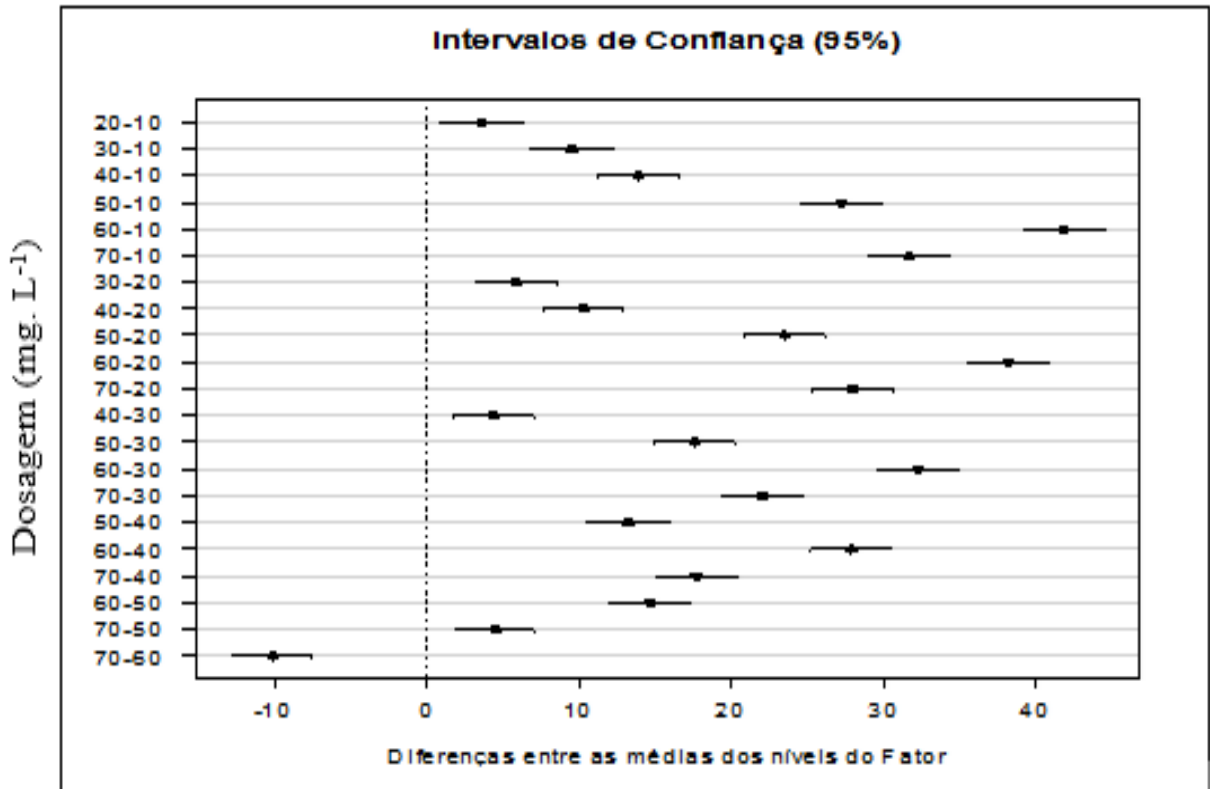
Tabela 16 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a cor aparente – $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	7296,1749	1216,0291	687,7993	4,723E-29
Resíduos	28	49,504	1,768	-	-

Fonte: Própria (2015).

Por meio da Tabela 16, a influência da dosagem do cloreto férrico foi comprovada, logo, a hipótese nula de igualdade entre as amostras de cor aparente correspondentes a cada dosagem, pode ser rejeitada. Assim, segue-se a Figura 57, que verifica o detalhamento da análise estatística efetuada.

Figura 57 - Resultados gráficos do teste Tukey para a cor aparente – $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$



Fonte: Própria (2015).

Interessante observar que, de acordo com a Figura 57, não houve igualdade em nenhuma das médias representadas pelos resultados de cor aparente obtidos para cada dosagem. Desta forma, cada dosagem influenciou de maneira que as amostras de água decantada coletadas, em termos de cor aparente, apresentassem diferença significativa, de acordo com o nível de confiança de 95 %. Esse resultado expressa bem a forte influência da dosagem do produto químico no tratamento de água para abastecimento público.

4.5.1.2.4 Cor Aparente – Velocidade de 1,5 cm.min⁻¹

Por meio da Tabela 17, é possível visualizar os resultados da ANOVA multifatorial para o parâmetro e velocidade de sedimentação em questão.

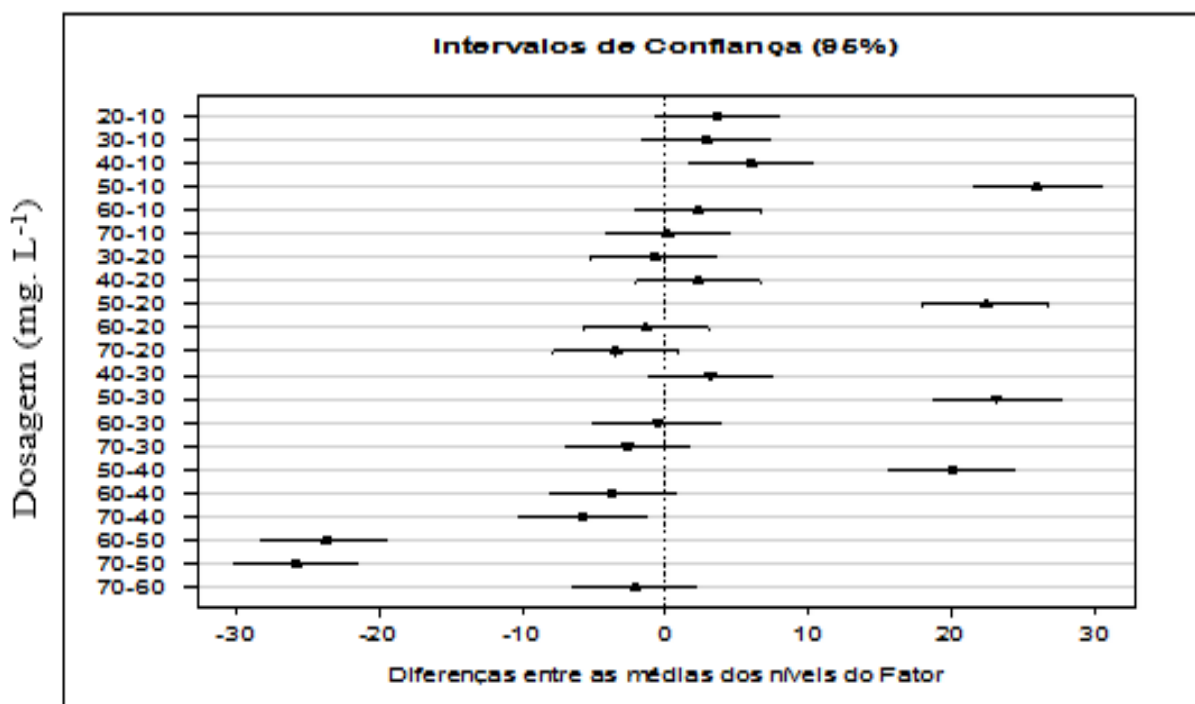
Tabela 17 - Resultados da aplicação da ANOVA unifatorial para a cor aparente – $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	2504,7394	417,4566	86,6632	9E-17
Resíduos	28	134,876	4,817	-	-

Fonte: Própria (2015).

Pela Tabela 17, a hipótese nula de igualdade entre todas as médias não pode ser aceita, uma vez que, para o respectivo nível de confiança estipulado (95%), o *p-valor* foi inferior a 0,05. Sendo assim, tem-se a Figura 58, com os resultados gráficos da aplicação do teste Tukey.

Figura 58 - Resultados gráficos do teste Tukey para a cor aparente – $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$



Fonte: Própria (2015).

Diferença nítida ocorreu entre os resultados do teste Tukey para cor aparente, realizados para cada velocidade de sedimentação estudada. Como mostrado no item 4.5.1.2.3, para os valores relacionados a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, nenhuma semelhança ocorreu com qualquer dosagem de cloreto férrico, em termos da variável dependente cor aparente. Já, quando os ensaios foram associados a $V_s = 1,5 \text{ cm.min}^{-1}$, a Figura 58 apresenta igualdade, para os níveis de cor aparente de água decantada, em diversas dosagens. Segundo a Figura 58, os seguintes pares de dosagens apresentam igualdade estatística: 20 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , 30 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , 60 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , 70 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , 30 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} , 40 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} , 60 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} , 70 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} , 40 mg.L^{-1} e 30 mg.L^{-1} , 60 mg.L^{-1} e 30 mg.L^{-1} , 70 mg.L^{-1} e 30 mg.L^{-1} , 60 mg.L^{-1} e 40 mg.L^{-1} e 70 mg.L^{-1} e 60 mg.L^{-1} .

A igualdade entre as dosagens citadas acima, pode ser justificada por meio da etapa de floculação e sedimentação. Na primeira, as respectivas dosagens podem ter favorecido a formação de flocos com certa uniformidade, aonde os mesmos possuíam velocidades de sedimentação entre 3 cm.min^{-1} e $1,5 \text{ cm.min}^{-1}$. Após o período de sedimentação correspondente a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, tais flocos tiveram condições de sedimentação de proporcionaram sua remoção, permitindo que as águas decantadas a partir da aplicação dessas dosagens obtivessem valores similares cor aparente remanescente, a ponto de serem considerados iguais pela aplicação do teste Tukey. Além do que foi explanado, cabe enfatizar

a variação dos gradientes de velocidades das etapas de floculação, que certamente foram determinantes para a ocorrência de tal situação. Como a sedimentação predominante é devido as partículas floculentas, a influência desse tipo de sedimentação também pode ter tido sua contribuição quanto a ocorrência de igualdade entre os valores de cor aparente para as dosagens de cloreto férrico.

4.5.1.2.5 Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

Como no caso do sulfato de alumínio, os resultados dos testes T pareado para a identificação da influência da velocidade de sedimentação nos resultados de cor verdadeira observados não implicaram em uma diferença significativa desse fator para o cloreto férrico, sendo assim, a aplicação do teste de Tukey foi realizada apenas para $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, conforme apresentado pela Tabela 18 e por meio da Figura 59.

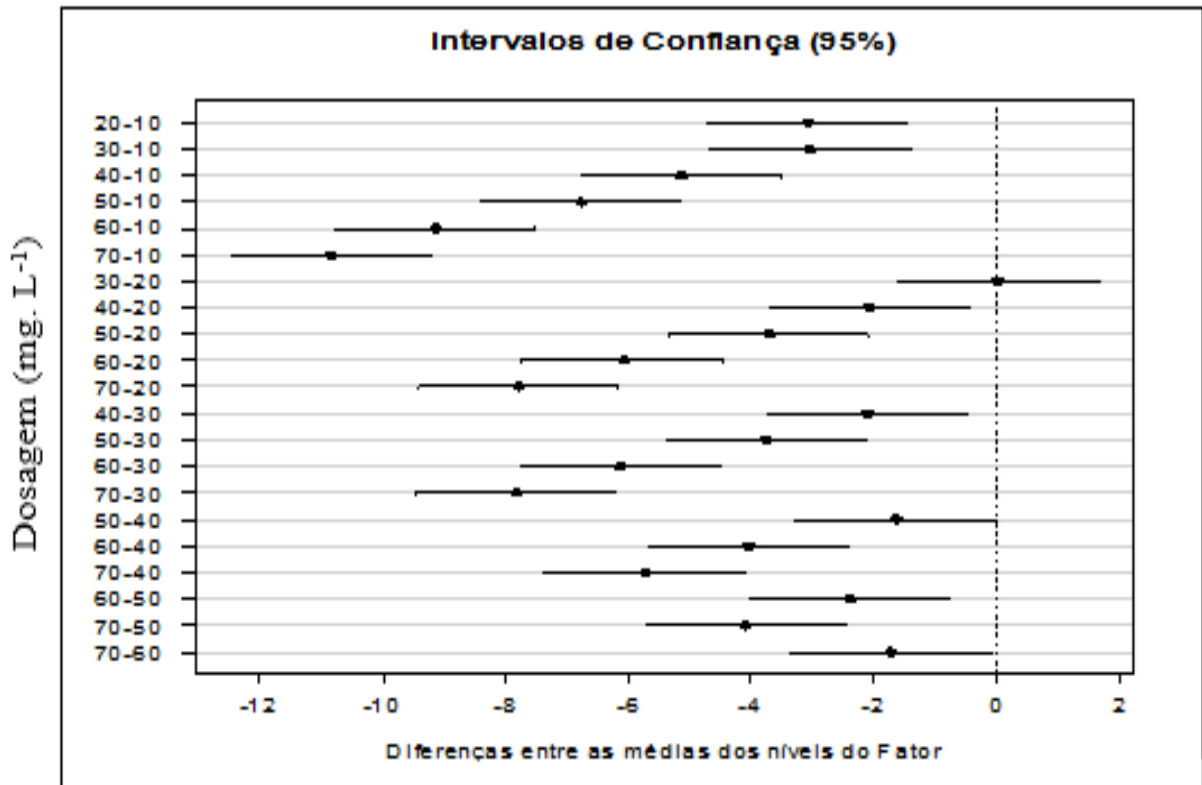
Tabela 18 – Resultado da ANOVA unifatorial para a cor verdadeira – $V_s = 3,0 \text{ cm. min}^{-1}$

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	429,2489	71,5415	108,062	4,81E-18
Resíduos	28	18,5371	0,6620	-	-

Fonte: Própria (2015).

A influência significativa da dosagem de cloreto férrico nos valores da cor verdadeira, identificada pelo *p-valor* inferior a 0,05, implica na necessidade da visualização das diferenças que proporcionam tal resultado (Figura 59).

Figura 59 - Resultados gráficos do teste Tukey para a cor verdadeira



Fonte: Própria (2015).

Apenas duas dosagens de cloreto férrico se mostraram estatisticamente iguais. Para o teste Tukey, a adição de 20 mg. L⁻¹ ou 30 mg. L⁻¹ de cloreto férrico não resultou em diferenças significativas quanto a cor verdadeira da água decantada. Todas as demais dosagens apresentaram diferenças significativas quando tiveram suas amostras sujeitas ao teste comparativo, incluindo quando comparadas a 20 mg. L⁻¹ e 30 mg. L⁻¹, respectivamente.

4.5.2 Influência da Dosagem para os Coagulantes Orgânicos

Como foi apresentado no item referente a aplicação do teste T de student, nenhum dos coagulantes orgânicos que foram estudados apresentou influência estatisticamente significativa do fator velocidade de sedimentação, desta forma, se faz necessário a aplicação do teste de Tukey para apenas as amostras referentes aos ensaios com uma das duas velocidades de sedimentação trabalhadas. Desta forma foi utilizada a $V_s = 3 \text{ cm.min}^{-1}$, uma vez que sua aplicação, em escala real, promove benefícios já discutidos anteriormente.

4.5.2.1 Tanfloc SL

4.5.2.1.1 Turbidez – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

O resultado da análise de variância unifatorial aplicado para as amostras de turbidez remanescente na água decantada pode ser verificado por meio da Tabela 19.

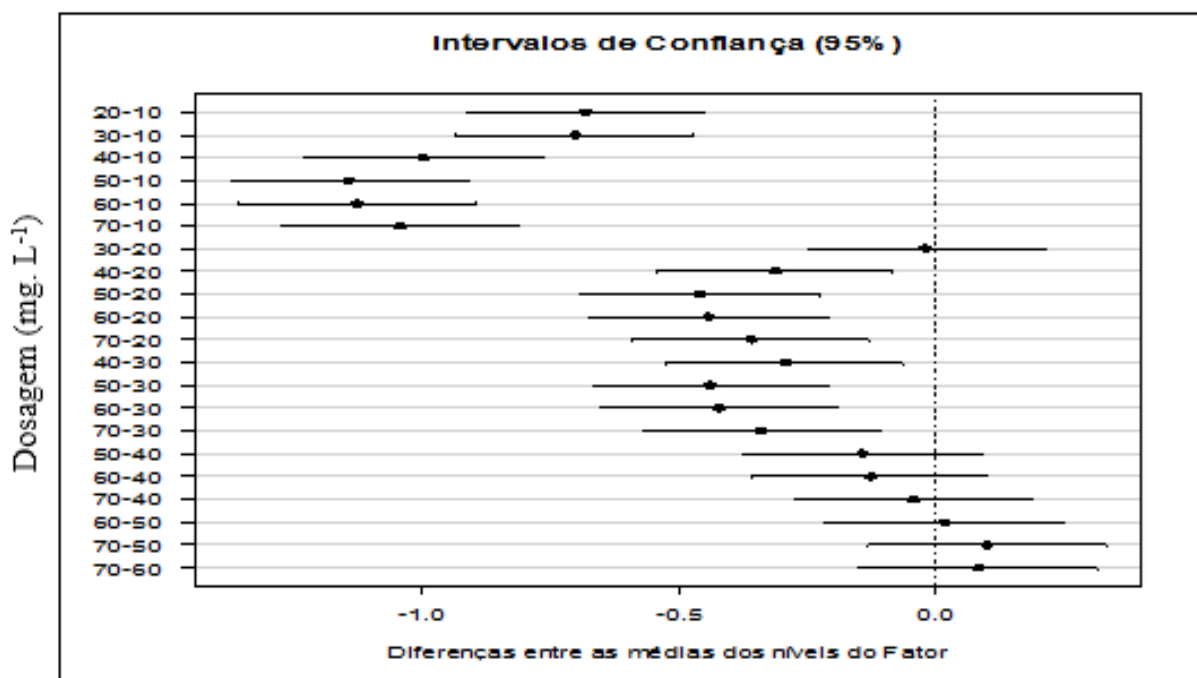
Tabela 19 – Resultado da ANOVA unifatorial para turbidez

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	4,9001	0,8167	61,5507	7,8E-15
Resíduos	28	0,3715	0,0133	-	-

Fonte: Própria (2015).

Dos dois fatores independentes que foram estudados, apenas a dosagem influenciou nos valores de turbidez. Conforme mostrado na Tabela 19, o *p-valor* apresentou resultado abaixo do nível de significância (0,05), desta forma, ao menos duas dosagens apresentaram divergência quanto aos resultados de turbidez remanescente na água decantada. A partir da Figura 60, é possível verificar aonde estão tais diferenças, bem como as dosagens que apresentaram valores de turbidez semelhantes.

Figura 60 – Resultado gráfico do teste de Tukey para turbidez



Fonte: Própria (2015).

Pelo resultado gráfico do teste de Tukey (Figura 60), verifica-se a diferença entre 14 pares de comparações. Como pode ser observado, igualdade estatística ocorreu entre as médias das amostras de turbidez das seguintes dosagens: 30 mg. L⁻¹ e 20 mg. L⁻¹, 50 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹, 60 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹, 70 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹, 60 mg. L⁻¹ e 50 mg. L⁻¹, 70 mg. L⁻¹ e 50 mg. L⁻¹, além de 70 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹.

Importante a observação de que a partir da adição de 40 mg. L⁻¹, não ocorreu diferença significativa entre os valores de turbidez da água decantada, logo, dessa dosagem até a mais elevada, cada 10 mg. L⁻¹ de tanfloc SL acrescentado não influenciou na ocorrência de valores de turbidez remanescente muito distintos. Esse resultado foi análogo ao encontrado por Coral, et al. (2009), que também verificou que a partir da adição de 40 mg. L⁻¹ de tanfloc, não ocorreram reduções significativas do parâmetro turbidez. Sendo assim, é possível a aplicação de 40 mg. L⁻¹ de maneira a obter percentuais de remoção de turbidez satisfatórios, uma vez que dosagens mais elevadas acarretaram apenas em maiores gastos com coagulante, além da geração de mais lodo, sem a produção de água clarificada com qualidade superior.

A aplicação de dosagens inferiores (com exceção de 30 mg. L⁻¹ e 20 mg. L⁻¹, que demonstraram valores estatisticamente iguais), teve influência relevante nos valores de turbidez, aonde a ação do coagulante foi mais eficiente a medida que crescia a dosagem, com melhor arraste das impurezas juntamente com os flocos.

4.5.2.1.2 Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

De maneira análoga as demais aplicações desse teste, os resultados da análise de variância unifatorial aplicado, neste caso, para as amostras de cor aparente remanescente na água decantada podem ser verificados por meio da Tabela 20.

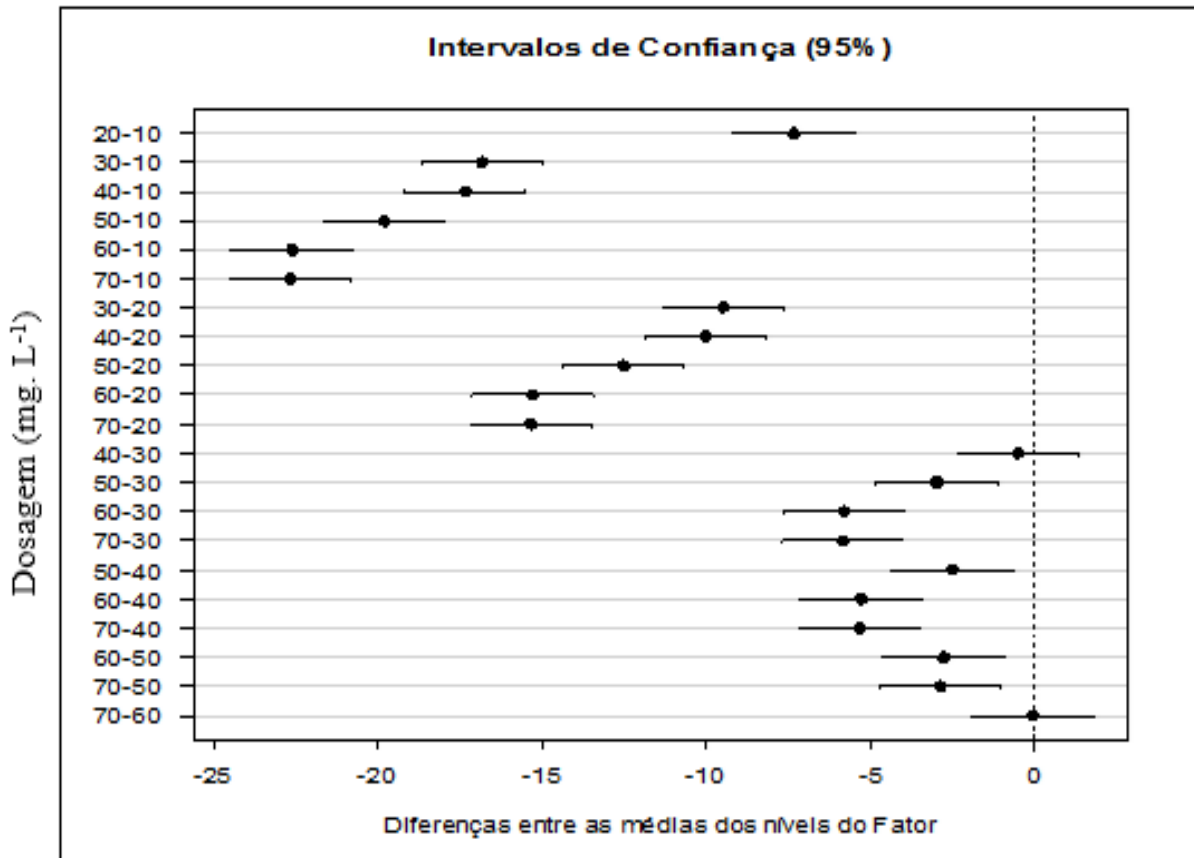
Tabela 20 – Resultado a ANOVA unifatorial para os dados de cor aparente

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	2161,5217	360,2536	424,8990	3,7E-26
Resíduos	28	23,7400	0,84786	-	-

Fonte: Própria (2015).

A partir da comprovada relevância do fator dosagem do tanfloc SL, pelo *p-valor* inferior a 0,05, é possível a visualização das divergências que acarretaram em tal resultado (Figura 61).

Figura 61 – Resultado gráfico do teste de Tukey para cor aparente



Fonte: Própria (2015).

Se comparado a turbidez, maior influência do fator dosagem pode ser verificada para a cor aparente. A partir da Figura 61, dois pares de dosagens apresentaram resultados similares, sendo eles: 40 mg. L⁻¹ e 30 mg. L⁻¹ e 70 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹.

A maior influência da dosagem na cor aparente, se comparada com a turbidez, pode estar associada ao maior desempenho desse coagulante na atenuação dos níveis de turbidez. Para o tanfloc SL, a menor eficiência de remoção da turbidez já apresentou níveis bastante expressivos (90,4 %, para 10 mg. L⁻¹), o que fez com que as demais dosagens, mesmo que apresentassem maior percentual de remoção, esses últimos estavam bastante adjacentes. No caso da cor aparente, tal situação não ocorreu com a mesma frequência.

4.5.2.1.3 Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

A seguir, estão os resultados do teste de comparações múltiplas feito para os dados referentes a cor verdadeira (Tabela 21 e Figura 62).

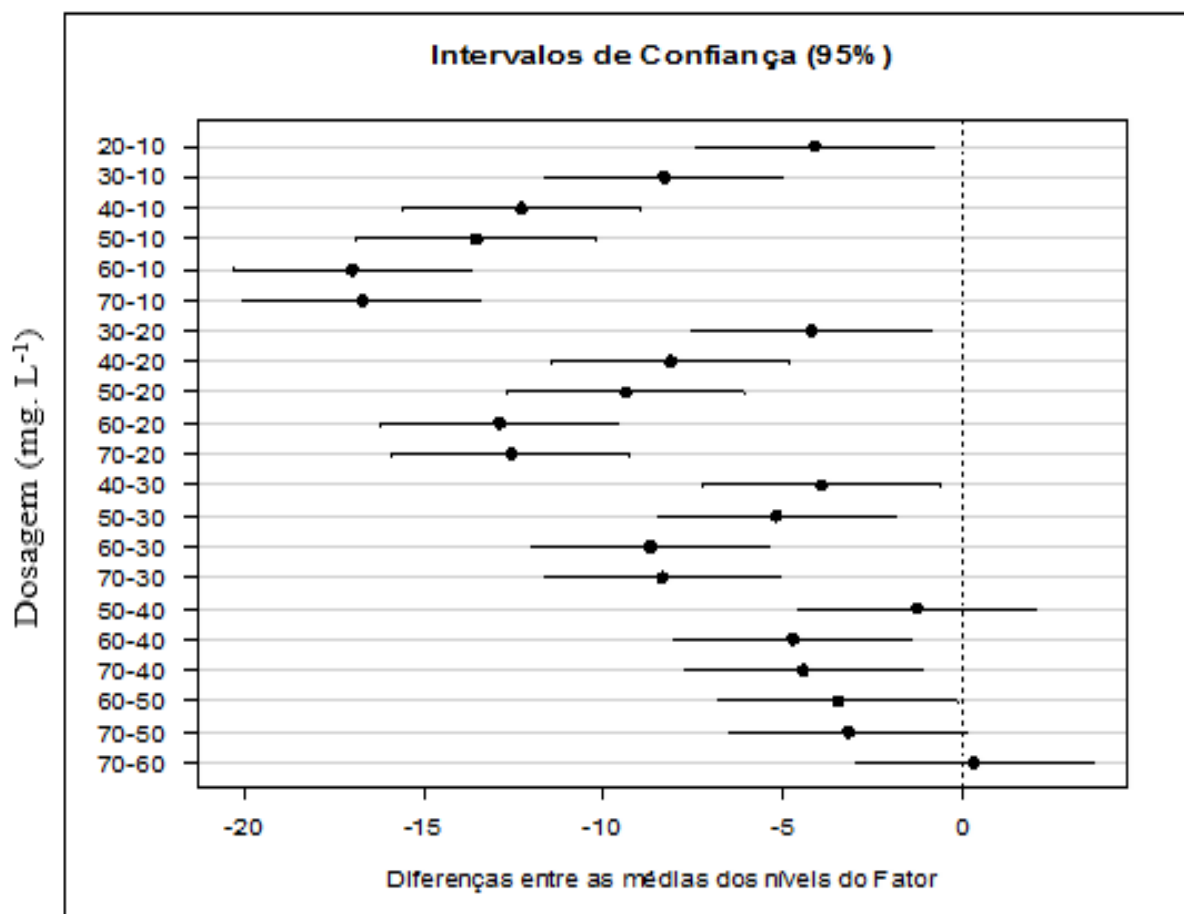
Tabela 21 – Resultado da ANOVA unifatorial para os dados de cor verdadeira

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	1243,3475	207,2246	75,8469	5,2E-16
Resíduos	28	76,5000	2,7321	-	-

Fonte: Própria (2015).

Conforme estabelecida a influência da dosagem nos valores da cor verdadeira, por meio do p-valor calculado ser inferior ao nível de significância adotado (0,05), tem-se na Figura 62 a análise gráfica do teste de Tukey.

Figura 62 – Representação gráfica do teste de Tukey para a cor verdadeira



Fonte: Própria (2015).

Duas comparações que foram efetuadas, com quatro dosagens distintas, apresentaram igualdade estatística nos resultados do parâmetro cor verdadeira. As dosagens 50 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹ não apresentaram diferenças, em um nível de confiança de 95%, em seus valores de cor verdadeira, da mesma forma, 70 mg. L⁻¹ e 60 mg. L⁻¹ também não apresentaram distinções entre si. Para todas as outras comparações possível entre os valores de cor verdadeira, foi constatada uma diferença significativa, aceitando-se a hipótese alternativa, de que tais médias são diferentes.

4.5.2.2 *Tanfloc SG*

4.5.2.2.1 Turbidez – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

A Tabela 22 aborda os resultados da análise de variância feita para verificação de alguma diferença estatística nos dados de turbidez da água decantada que foi coagulada pelo tanfloc SG.

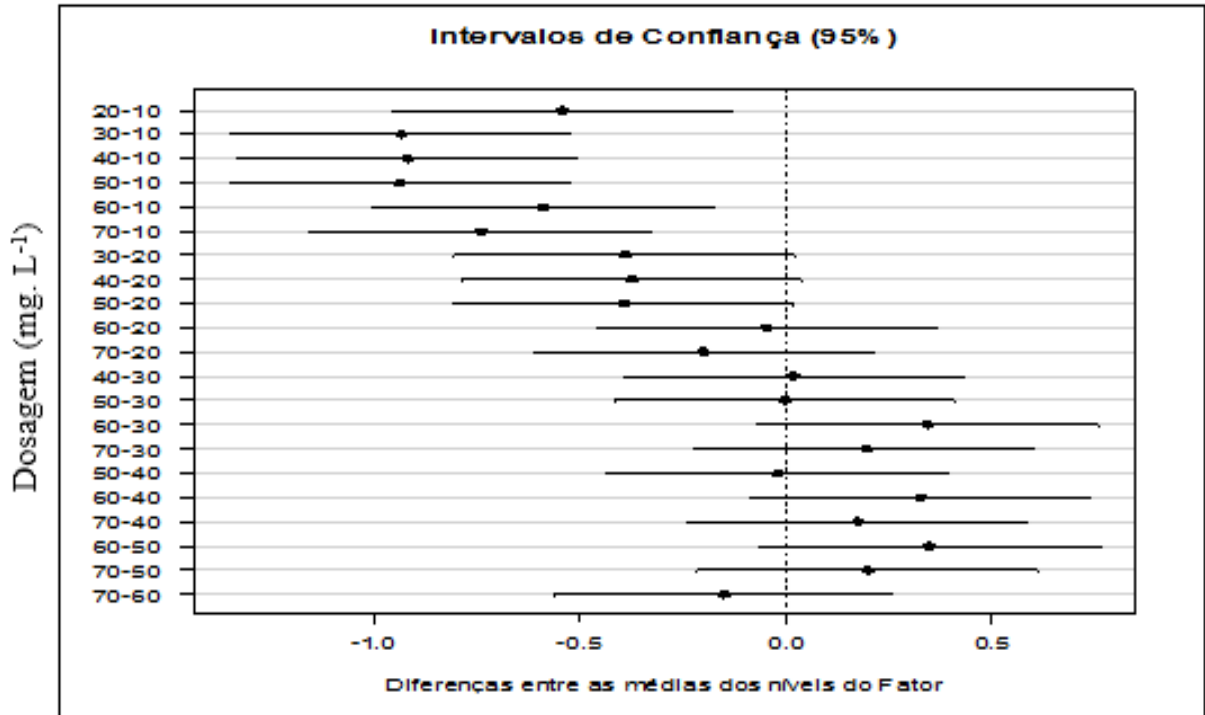
Tabela 22 – Resultados da ANOVA unifatorial para os dados de turbidez

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	3,3940	0,5657	13,3952	4,1E-07
Resíduos	28	1,1824	0,0422	-	-

Fonte: Própria (2015).

Para o nível de confiança adotado, 95%, ocorreu diferença significativa nas médias das amostras de turbidez. Para verificação de cada comparação, tem-se a Figura 63, onde é possível identificar as igualdades de diferenças entre os resultados de turbidez encontrados para a aplicação de cada dosagem.

Figura 63 – Representação gráfica do teste de Tukey para a turbidez



Fonte: Própria (2015).

O resultado da aplicação do teste Tukey comprova a hipótese que foi levantada no item 4.2.4.2 de que a partir da dosagem de 20 mg.L⁻¹ os valores de turbidez da água clarificada foram similares. A Figura 63 demonstra que entre as dosagens 20 mg.L⁻¹ e 70 mg.L⁻¹, diferenças significativas não foram encontradas, quanto ao parâmetro turbidez, logo, cada 10 mg.L⁻¹ adicionado, não interferiu de forma representativa no respectivo parâmetro de potabilidade. Desta forma, a aplicação de 20 mg.L⁻¹, para a remoção de turbidez da água em questão, geraria economias significativas, em termos de compra de coagulante e geração de lodo, sem comprometer a qualidade da água produzida.

Se comparado os dois coagulantes orgânicos estudados, em termos de seus desempenhos na remoção da turbidez, uma significativa semelhança pode ser discutida. No caso no tanfloc SL, como já foi apresentado os resultados da aplicação do teste Tukey para a influência da dosagem na turbidez, verificou igualdade estatística para as dosagens de 40 mg.L⁻¹ a 70 mg.L⁻¹, para o tanfloc SG, tal igualdade foi ampliada para as dosagens de 20 mg.L⁻¹ a 70 mg.L⁻¹.

4.5.2.2.2 Cor Aparente – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

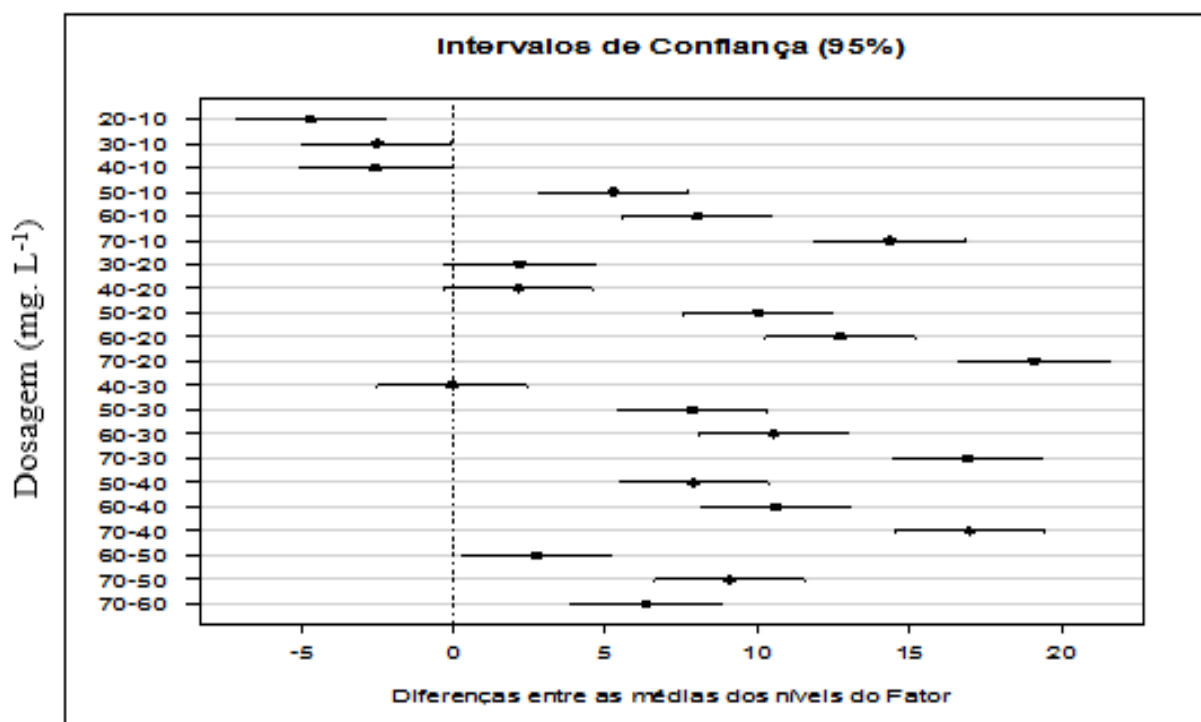
Para as amostras referentes a cor aparente, tem-se os resultados da ANOVA unifatorial na Tabela 23, e os resultados gráfico do teste de Tukey, por meio da Figura 64. A partir da Tabela 23, verifica-se a influência da dosagem do coagulante, especificamente pelo *p*-valor determinado pela Análise de Variância efetuada.

Tabela 23 – Resultados a ANOVA unifatorial para os dados de cor aparente

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	1439,5033	239,9172	159,8280	2,5E-20
Resíduos	28	42,0307	1,501097	-	-

Fonte: Própria (2015).

Figura 64 - Representação gráfica do teste de Tukey para a cor aparente



Fonte: Própria (2015).

A partir da influência significativa da dosagem nos resultados de cor aparente, pelo *p*-valor calculado apresentar valor abaixo de 0,05, a Figura 64 destaca igualdade para o resultado referente a três dosagens. Segundo a representação gráfica do teste de Tukey, as dosagens 20 mg. L⁻¹, 30 mg. L⁻¹ e 40 mg. L⁻¹ não possuíram resultados de cor aparente divergentes, mantendo índices quase que iguais de remoção do respectivo parâmetro. Como a

partir de 50 mg. L⁻¹ a eficiência de remoção se mostrou mais insatisfatória, as três maiores dosagens aplicadas proporcionaram resultados distintos de cor aparente remanescente.

4.5.2.2.3 Cor Verdadeira – Velocidade de 3 cm.min⁻¹

Por meio da Tabela 24 é verificado o resultado da ANOVA unifatorial realizada para as amostras de dados associadas a cor verdadeira.

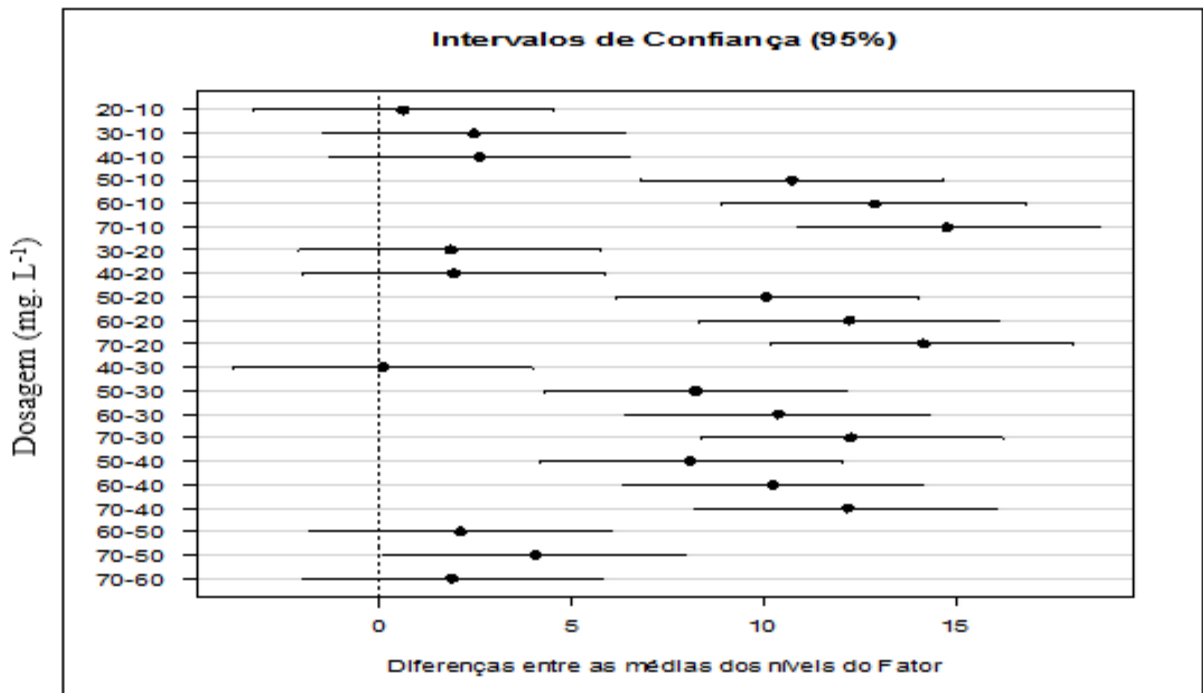
Tabela 24 - Resultados a ANOVA unifatorial para os dados de cor verdadeira.

Tabela da Anova					
	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Fator	6	1174,835429	195,8059048	51,1265	8,4E-14
Resíduos	28	107,2352	3,829828571	-	-

Fonte: Própria (2015).

Como a comprovada influência da dosagem de tanfloc SG nos resultados da cor verdadeira, com o *p-valor* inferior a 0,05, é apresentada a Figura 65, com os resultados gráficos da aplicação do teste de Tukey.

Figura 65 - Representação gráfica do teste de Tukey para a cor verdadeira



Fonte: Própria (2015).

Se tratando da cor verdadeira, embora comprovada a significativa influência do fator dosagem, com a maioria das comparações entre as médias indicando resultados estatisticamente distintos, tem-se os seguintes pares de dosagens que apresentaram valores de cor verdadeira iguais, para nível de confiança de 95%: 20 mg. L⁻¹ e 10 mg. L⁻¹, 30 mg. L⁻¹ e 10 mg. L⁻¹, 40 mg. L⁻¹ e 10 mg. L⁻¹, 30 mg. L⁻¹ e 20 mg. L⁻¹, 40 mg. L⁻¹ e 20 mg. L⁻¹, 40 mg. L⁻¹ e 30 mg. L⁻¹. O que pode ter proporcionado mais comparações com médias de cor verdadeiras estatisticamente iguais é o fato do baixo desempenho do tanfloc SG frente a remoção desse parâmetro, o que promoveu baixos níveis de remoção para todas as dosagens, aproximando, desta forma, as respectivas médias das amostras

4.6 Resultado do Fracionamento do Lodo Gerado nos Ensaio de Tratabilidade

A seguir, tem-se os resultados das frações de ST, STF e STV encontrados para os dias de estudo do lodo. A Tabela 25 expressa esses resultados

Tabela 25 - Fração de sólidos determinadas para a água bruta

Dia	Coagulante	Sólidos Totais (mg. L ⁻¹)	Sólidos Totais Fixos (mg. L ⁻¹)	Sólidos Totais Voláteis (mg. L ⁻¹)
1	Tanfloc SL	1330	1026	304
2	Tanfloc SG	1333	1020	313
3	Sulfato de Alumínio	1413	1103	310
4	Cloreto Férrico	1328	1023	310

Fonte: Própria (2015).

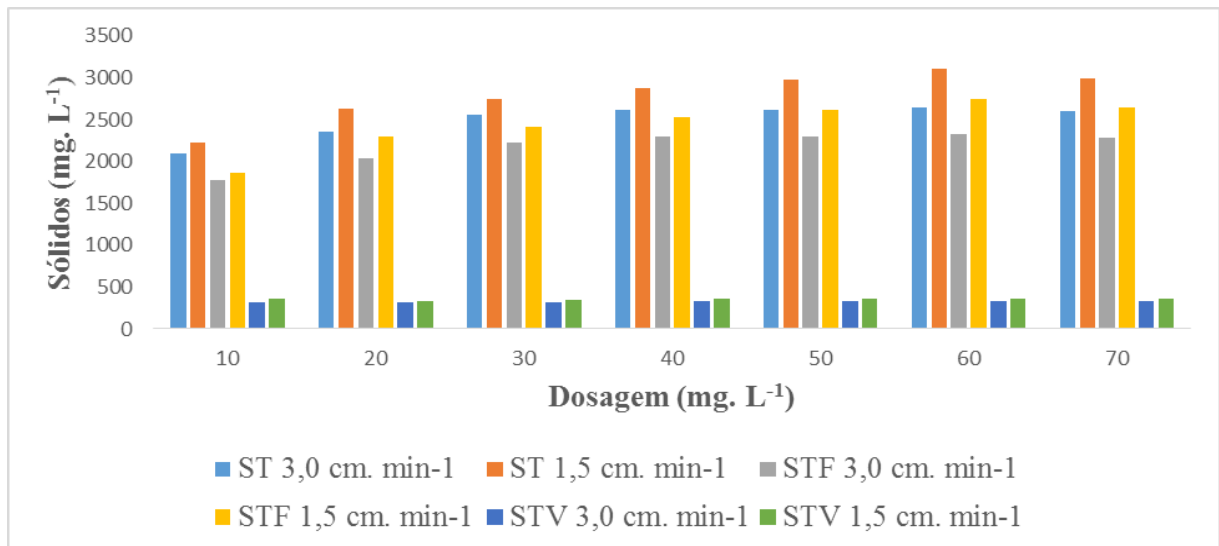
Por meio dos resultados da Tabela 25, verifica-se que mesmo os ensaios para cada coagulante terem realizados em dias diferentes, os resultados das frações de sólidos da água bruta encontradas para cada dia de análise podem ser considerados similares, com pouca variação de seus resultados. A assertiva anterior comprova o que foi discutido no item 4,1, de que durante o período de realização dos procedimentos experimentais a água de estudo não apresentou variações relevantes em suas características.

4.6.1 Produção de Lodo Promovida pela Coagulação a partir do Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio

A Figura 66 apresenta o resultado das frações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) encontradas para a análise do lodo formado a partir da água coagulada com o sulfato de alumínio. A mesma apresenta os valores das frações encontradas para todas as dosagens estudadas, bem como para as duas velocidades que foram fixadas para os ensaios.

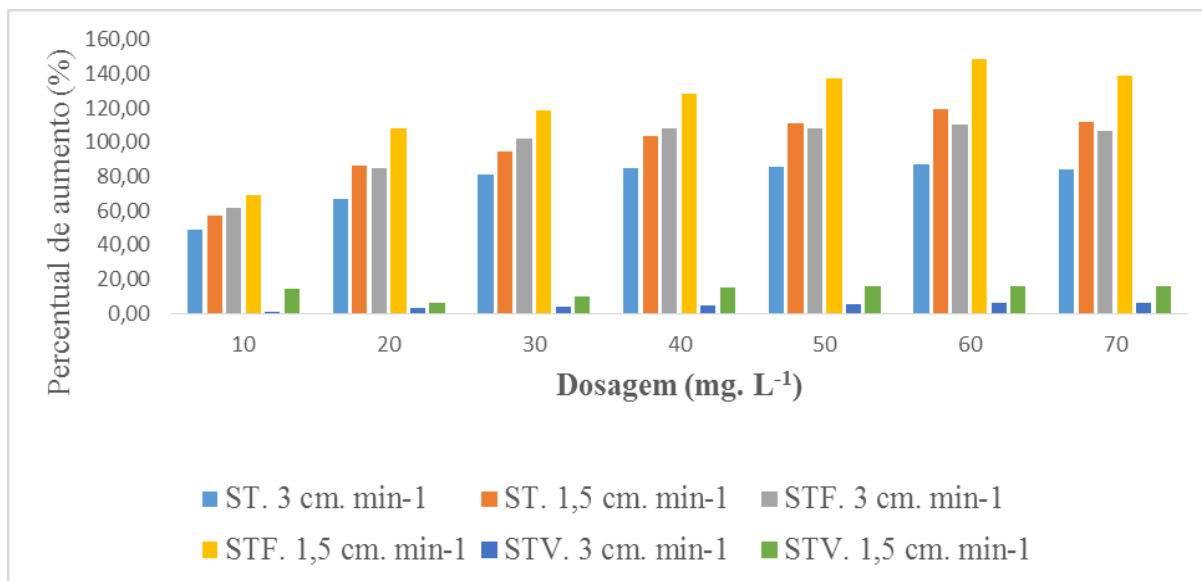
Para o auxílio da visualização dos resultados das respectivas frações do lodo determinadas, além da Figura 66, foi elaborada a Figura 67, que aborda o percentual de acréscimo, de cada fração de sólidos, em relação a água bruta. Da mesma forma que a Figura 66, a 67 também engloba os resultados para todas as dosagens estudadas, bem como para as velocidades de sedimentação que foram fixadas.

Figura 66 – Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação como sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Figura 67 – Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o sulfato de alumínio



Fonte: Própria (2015).

Pelos resultados expressos nas Figuras 66 e 67, é possível observar o aumento das frações de sólidos a partir do acréscimo da dosagem de produto químico aplicado na coagulação, já que maiores concentrações vertidas nos jarros, para o tratamento, implicam em uma maior quantidade de lodo no fundo das unidades de decantação.

Torna-se indispensável a discussão em relação aos percentuais de aumento das frações de STF e STV. Segundo Cruz et al. (2005), o lodo produzido pelos sais de alumínio e pela maioria dos produtos aplicados nas etapas de tratamento de água para abastecimento possui caráter inorgânico, ou seja, grande parte de sua composição não é biodegradável. A afirmativa anterior pode ser justificada pelo alto percentual de acréscimo nas frações de STF encontrados pela adição do sulfato de alumínio, chegando a aumentos de 139,26 e 148,78% em relação ao valor de STF determinado para a água bruta. Esses percentuais correspondem as maiores dosagens de sulfato de alumínio aplicadas, 60 e 70 mg. L⁻¹, com a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹. Von Sperling (2014) afirma que a fração de sólidos fixos está associada a matéria inorgânica, já que o material não inerte presente nos sólidos é oxidado durante a etapa de calcinação na mufla, restando, após a combustão, a fração inerte, nomeada de sólidos fixos.

Essa característica inorgânica do lodo proveniente da adição do sulfato de alumínio, promove onerosas e árduas etapas de tratamento, manuseio e destinação final do mesmo, já que submeter esse lodo a uma decomposição por meio de microrganismos, afim de reduzir sua massa, é algo quase que impraticável, devido as características apresentadas pelo mesmo.

Outro problema relacionado ao lodo produzido pela aplicação do sulfato de alumínio como coagulante, está associado as elevadas concentrações de alumínio residual que podem ser proporcionadas pela adição desse coagulante. Essas elevadas concentrações de alumínio podem ser detectadas tanto na água decantada como no lodo gerado. Segundo Fiekja (1995), em relação a saúde humana, o sulfato de alumínio, dependendo da dosagem, torna-se tóxicos e pode provocar doenças de demência e coordenação motora, como Alzheimer e mal de Parkinson.

Além disso, o elevado teor de material fixo proporcionado pela adição do sulfato de alumínio que, foi observado, pode estar associado a presença de metais pesados que fazem parte da composição desse coagulante, já que o sulfato de alumínio possui como matéria prima principal a bauxita, material para a fabricação de sulfato de alumínio. Como mencionado por Scalize (2003), a bauxita apresenta em sua composição metais pesados, tais como chumbo, cromo, cádmio e mercúrio.

Quanto a fração correspondente aos sólidos voláteis (STV), o aumento de dessa fração foi bem inferior ao aumento correspondente a fração de STF, com percentuais de acréscimo em relação a água bruta situados entre 1,29 e 16,13 %, sendo o primeiro associado a dosagem de 10 mg. L⁻¹, para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹, e o segundo a dosagem de 60 mg. L⁻¹, para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹. O acréscimo a essa fração ocorreu, muito provavelmente, por resíduos orgânicos, como microrganismos e matéria orgânica, que foram incorporados aos flocos e sedimentaram, volatilizando durante a calcinação na mufla. Uma ínfima fração de resíduo volátil pôde ainda contribuir para os valores de STV pela presença da mesma na própria composição do sulfato de alumínio, o que, caso tenha ocorrido, foi bastante baixa, já que o sulfato de alumínio é de natureza inorgânico, em praticamente toda sua composição.

É possível levantar a hipótese de que a composição desse lodo em questão, principalmente para as maiores dosagens de sulfato de alumínio, é rica em hidróxido de alumínio. A água de estudo não apresentou uma turbidez média elevada, logo, maiores dosagens desse produto químico, aliado a essa baixa turbidez, pode ter proporcionado uma maior concentração de hidróxido de alumínio no resíduo gerado no fundo dos jarros, o que pode tornar o tratamento desse lodo ainda mais complicado. Segundo Ritcher (2009), o lodo proveniente de águas pouco turvas e com elevadas dosagens de coagulantes são os mais difíceis de tratar. As maiores proporções de hidróxidos de alumínio no lodo tornam mais difíceis as etapas de compactação por sedimentação (adensamento) e uma posterior desidratação do mesmo, já que o respectivo lodo possui um elevado nível de gelatinosidade.

Como mostrado no item 4.5.1, o sulfato alumínio apresentou uma dependência significativa da velocidade de sedimentação, aonde o maior tempo de sedimentação proporcionado pela velocidade de 1,5 cm. min⁻¹, promoveu uma qualidade da água decantada superior a correspondente a velocidade de 3,0 cm. min⁻¹, que permitiu um menor tempo de sedimentação para os flocos formados na etapa de floculação. Essa particularidade influenciou no teor de sólidos gerados para as duas velocidades de sedimentação.

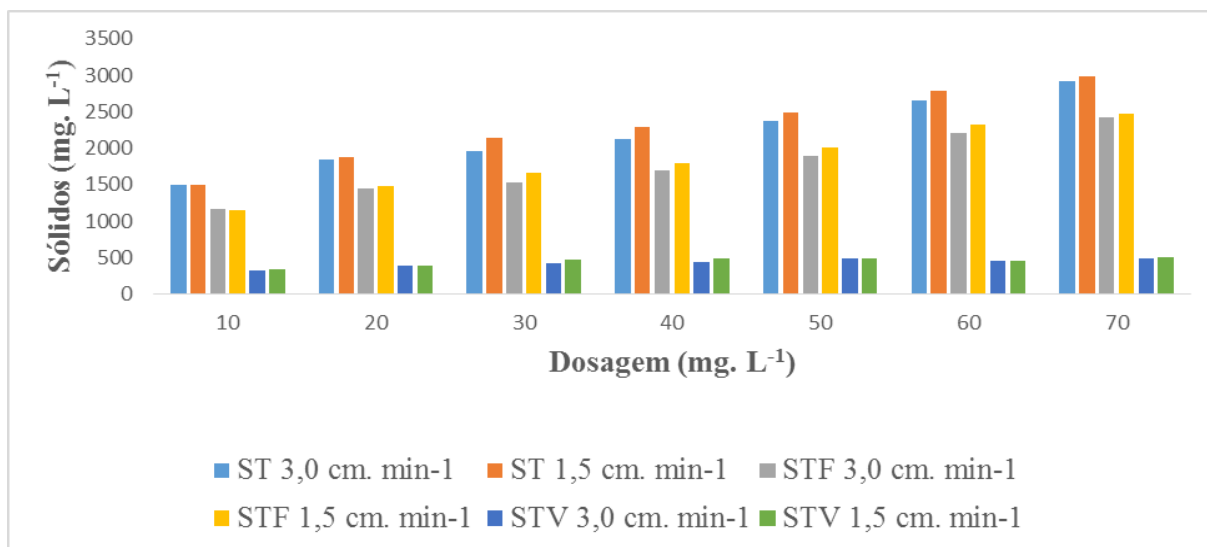
Por apresentar uma significativa melhor qualidade de água decantada (para os parâmetros turbidez, cor aparente e cor real), conseqüentemente, o tempo de sedimentação calculado para a velocidade de 1,5 cm. min⁻¹ promoveu uma maior quantidade de lodo gerado, já que, para a água coagulada com sulfato de alumínio, muitos flocos com velocidades de sedimentação entre 1,5 e 3,0 cm. min⁻¹ foram formados. Esses flocos não sedimentaram para uma velocidade de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹, sendo removidos apenas quando o tempo de sedimentação foi calculado para a velocidade de 1,5 cm. min⁻¹. É possível observar, pela Figura 67, que o percentual de aumento, em relação a água bruta, das frações de sólidos é bem superior para o lodo correspondente a velocidade de 1,5 cm. min⁻¹.

Um resultado peculiar ocorreu com a dosagem de 60 mg. L⁻¹ de sulfato de alumínio vertida no jarro. Para o sulfato de alumínio, essa dosagem promoveu o maior aumento das frações de ST, STF e STV, maior até do que os valores encontrados para o lodo produzido quando aplicada uma dosagem de 70 mg. L⁻¹. Essa ocorrência foi promovida, provavelmente, pelo fato de que a maior dosagem estudada, 70 mg. L⁻¹, proporcionou os maiores índices de turbidez e cor aparente nas amostras de água decantada, para as duas velocidades de sedimentação estudadas. Para a velocidade de sedimentação 3,0 cm. min⁻¹, os valores de turbidez e cor aparente remanescentes na água decantada foram de 15,4 uT e 63,7 uH (um percentual de remoção, em relação aos valores da água bruta, de apenas 30,32 e 48,96 %, para os respectivos parâmetros), enquanto que, para essa mesma dosagem, porém, para a velocidade de 1,5 cm. min⁻¹, os valores desses mesmos parâmetros para a água decantada foram de 8,08 uT e 50,1 uH (um percentual de remoção, em relação aos valores da água bruta, de 36,56 e 40,14 %). A dosagem de 70 mg. L⁻¹ não promoveu uma floculação satisfatória, pelo próprio excesso de precipitado em relação as partículas a serem agregadas, acarretando na não produção de uma quantidade satisfatória de flocos que pudessem sedimentar com velocidades superiores a 3 e 1,5 cm. min⁻¹, para que se pudesse obter uma melhor qualidade de água decantada, para os parâmetros determinados. Uma grande quantidade de partículas suspensas não foi removida na etapa de sedimentação, junto com parte do precipitado de hidróxido de alumínio, permanecendo na água decantada. Isso permitiu que a quantidade de

lodo formado para essa dosagem fosse inferior a formada pela adição de 60 mg. L⁻¹, mesmo essa última apresentando 10 mg. L⁻¹ a menos de coagulante aplicado.

A Figura 68 expõe os resultados para as frações de ST, STF e STV encontradas para a análise do lodo formado com a água coagulada com o cloreto férrico. Abordando os resultados para as respectivas frações em todas as dosagens estudadas, bem como para as duas velocidades de sedimentação que foram fixadas para a realização dos ensaios.

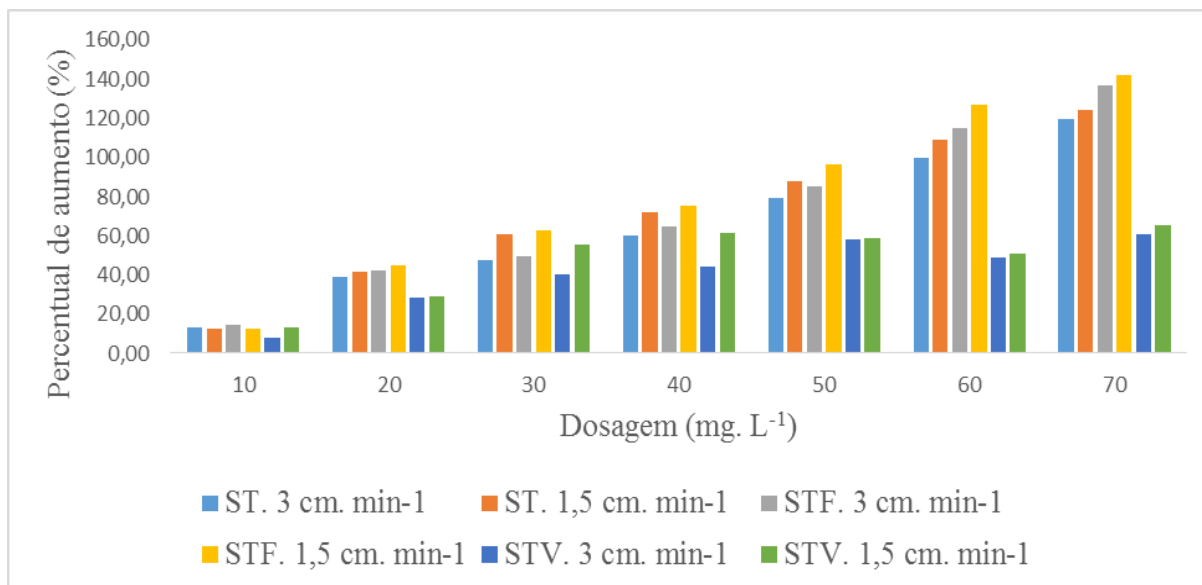
Figura 68 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o cloreto férrico



Fonte: Própria (2015).

Para que seja possível realizar a comparação dos teores de sólidos encontrados no lodo, em relação aos valores da água de estudo, assim como no caso do sulfato de alumínio, para o cloreto férrico também foi elaborado uma Figura contendo os percentuais de acréscimo das três frações estudadas em relação aos valores da água bruta de estudo. Da mesma forma que a Figura 68, a Figura 69 também engloba os resultados para todas as dosagens estudadas, bem como para as velocidades de sedimentação que foram fixadas.

Figura 69 – Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o cloreto férrico



Fonte: Própria (2015).

Pelas Figuras 68 e 69, é fácil visualizar o aumento, principalmente das frações de ST e STF, das frações de sólidos de acordo com o acréscimo da dosagem de cloreto férrico aplicada. Maiores concentrações de produtos químicos aplicados no tratamento, fatalmente irão proporcionar uma maior quantidade de resíduos gerados.

Semelhanças com os resultados encontrados para a aplicação do sulfato de alumínio também podem ser observadas no residual promovido pelo cloreto férrico. O lodo proveniente da aplicação do cloreto férrico, também promoveu um elevado aumento no teor de sólidos totais fixos, com aumentos percentuais de até 140,71 % em relação a fração de STF encontrada para a água bruta. O cloreto férrico possui uma composição praticamente de origem inorgânica, com altos teores de ferro e materiais que não volatilizaram na etapa de calcinação. Além do material fixo proveniente da adição do coagulante, é importante destacar que também houve uma contribuição do material mineral que estava presente no seio do líquido, sendo removido no processo de sedimentação e, conseqüentemente, incorporado no lodo. Ainda assim, é possível afirmar que a maior contribuição para essa fração de sólidos foi devido a ação do cloreto férrico, já que todas as dosagens apresentaram valores significativamente superiores ao da água bruta, e como não houve uma remoção total dessas impurezas presentes na água bruta, o lodo produzido certamente não apresentou o valor total presente na água de estudo acrescentado da adição do coagulante, e sim, uma parcela desse

material que estava presente no seio da água de estudo e outra elevada quantidade composta de hidróxidos de ferro, proveniente do coagulante em questão.

O lodo proporcionado pela adição do cloreto férrico apresentou um maior teor de STV do que o proveniente do sulfato de alumínio, com concentrações dessas frações variando de 329 mg. L⁻¹, para a dosagem de 10 mg L⁻¹ e velocidade de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹, a 505 mg. L⁻¹, para a dosagem de 70 mg. L⁻¹ e velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹. Esse fato pode ser justificado pela maior eficiência do sal de ferro na remoção de impurezas presentes na água bruta, agregando no lodo uma maior quantidade de microrganismos e materiais que volatilizaram na etapa de calcinação na mufla, além da adição desse tipo de material que pode estar presente na própria composição do sal de ferro.

Tomando ainda como base as Figuras 68 e 69, torna-se perceptível a visualização de que, para as frações de sólidos determinadas, as dosagens de 10 e 20 mg. L⁻¹ proporcionaram uma concentração semelhante de sólidos no lodo gerado, para as duas velocidades de sedimentação. Esses resultados podem ser justificados pela semelhança da qualidade da água decantada coletada, para essas duas dosagens, nas velocidades de sedimentação de 3,0 e 1,5 cm. min⁻¹. Os resultados da aplicação do test T expressos no item 4.4.1, não identificaram, no nível de confiança de 95 %, uma influência significativa na velocidade de sedimentação. Assim, uma água decantada com uma qualidade semelhante, pôde, conseqüentemente, promover uma produção de lodo também semelhante, para as velocidades de sedimentação de 3,0 e 1,5 cm. min⁻¹. Para as demais dosagens, a produção de lodo foi mais acentuada quando os ensaios de tratabilidade foram realizados baseados na velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, já que para essa velocidade de sedimentação, a qualidade de água decantada foi bem superior a qualidade encontrada para a água decantada correspondente a velocidade de 3,0 cm. min⁻¹. Esse fato é ainda justificado pela dependência da velocidade de sedimentação que essas demais dosagens de cloreto férrico apresentaram.

Segundo Ritcher (2009), os lodos provenientes da coagulação com sais de ferro costumam apresentar características semelhantes às dos lodos de sulfato de alumínio. A afirmação anterior se tornou mais evidenciada pelo grande percentual de aumento das frações de sólidos totais fixos proporcionada pela adição desses coagulantes de natureza inorgânica. A verdade é que a composição desse tipo de lodo, provavelmente abundante em alumínio e metais pesados, caminha em direção contrária a resoluções que procuram manter o equilíbrio do meio ambiente, visando a sua preservação de forma que o desenvolvimento econômico também possa ocorrer. Segundo Wolff (2005) o descarte desses resíduos de forma direta no meio ambiente se torna totalmente equivocado, podendo comprometer o equilíbrio de todo o

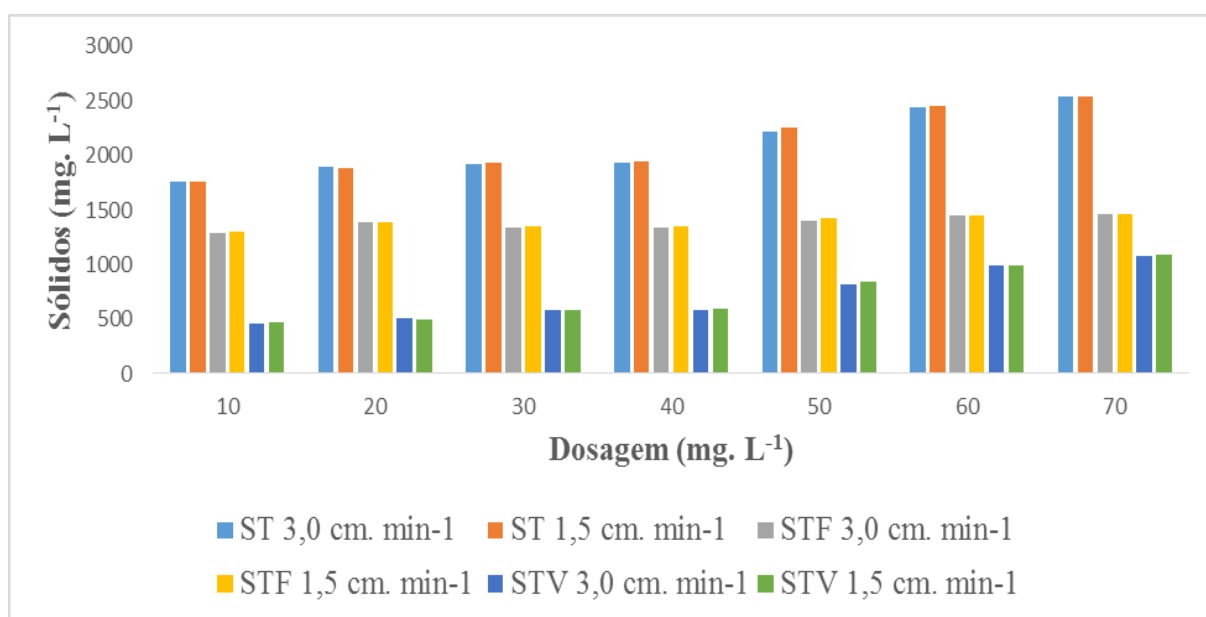
meio afetado, além de ser considerado um crime ambiental. Assim, com a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9 433, de 8 de janeiro de 1997, e a Lei de Crimes Ambientais, Lei 9 605, de 12 de fevereiro de 1998, maior atenção tem sido dada a esses resíduos e nova postura é exigida dos gerentes dos sistemas de tratamento de águas quanto à sua disposição no meio ambiente.

4.6.2 Produção de Lodo Promovida pela Coagulação a partir do Tanfloc SL e Tanfloc SG

De forma análoga aos ensaios para o estudo do lodo produzido pelo sulfato de alumínio e cloreto férrico, foram efetuados os experimentos de tratabilidade da água de estudo para que se pudesse obter e caracterizar, de acordo com as frações fixadas, o lodo produzido pelos coagulantes de origem orgânica que foram trabalhados neste estudo, no caso, tanfloc SL e tanfloc SG.

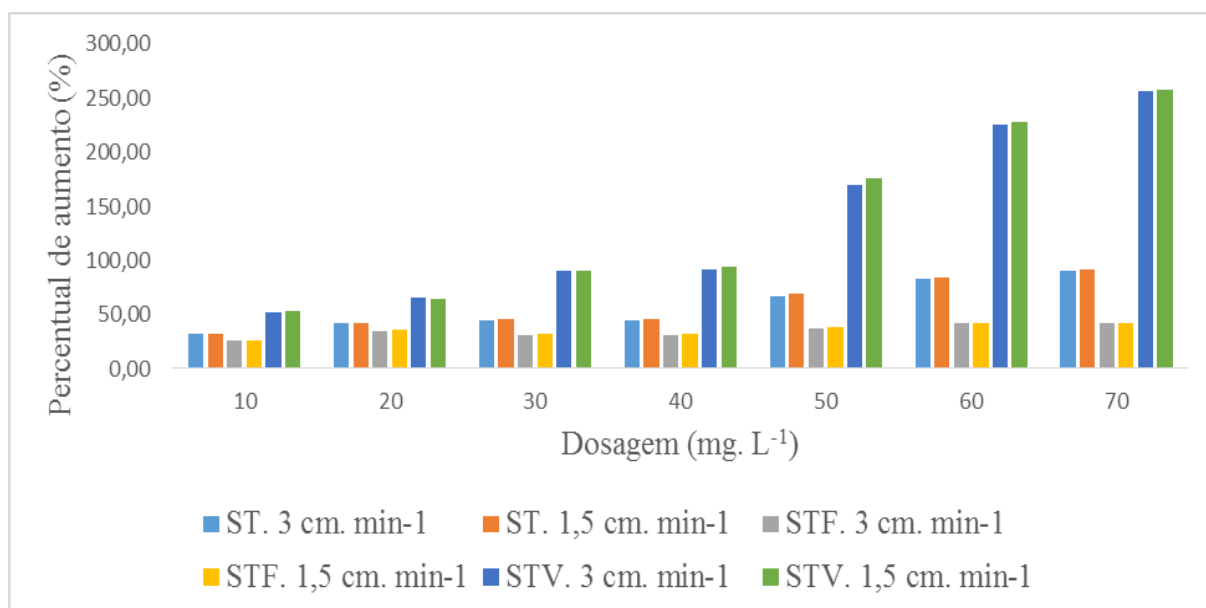
A Figura 70 trata dos resultados encontrados para as frações de ST, STF e STV para o lodo produzido pela adição do tanfloc SL na etapa de mistura rápida. Já a Figura 71 aborda os resultados do percentual dessas frações em relação aos valores encontrados para a água bruta. As Figuras 70 e 71, encontradas abaixo fazem referência a todas as dosagens de tanfloc SL que foram aplicadas nos jarros, assim como as duas velocidades de sedimentação fixadas.

Figura 70 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

Figura 71 - Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta, para o tanfloc SL



Fonte: Própria (2015).

As análises estatísticas aplicadas para a comparação dos valores encontrados, para cada dosagem, nas duas velocidades de sedimentação mostraram que, estatisticamente, não existiu uma influência da velocidade de sedimentação nos parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira, logo, para o tanfloc SL, a qualidade da água decantada correspondente a 3,0 cm. min⁻¹ se mostrou, estatisticamente, igual a água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, isso em termos de turbidez, cor aparente e cor verdadeira. Essa independência da velocidade de sedimentação refletiu na quantidade de lodo gerado, como pode ser observado pelas Figuras 70 e 71.

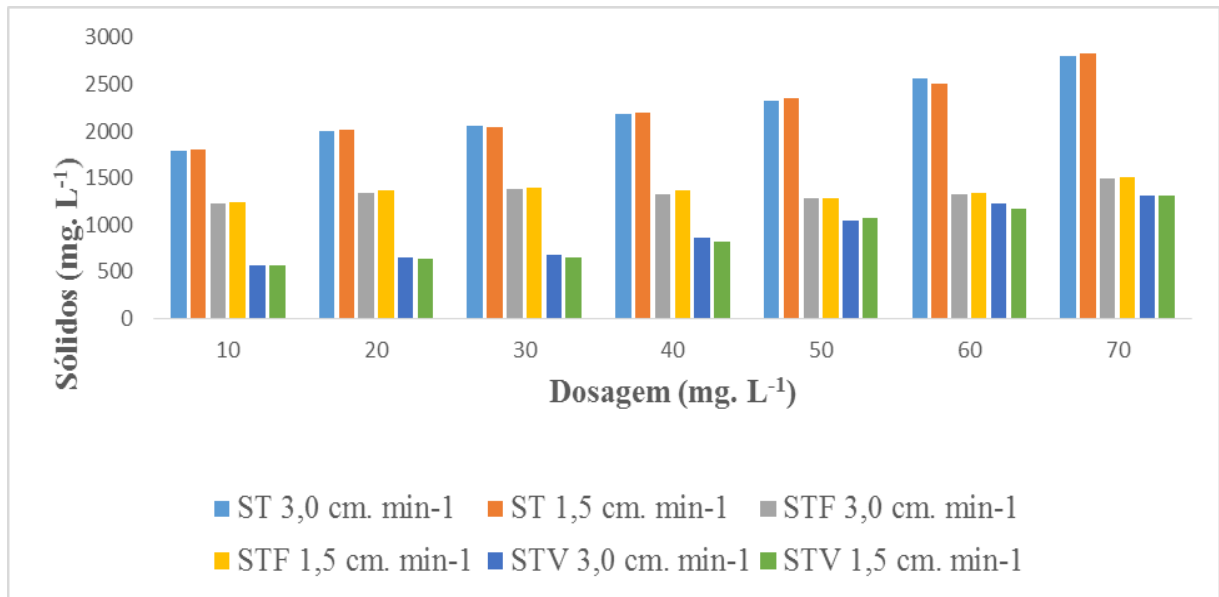
Valores praticamente iguais para turbidez, cor aparente e cor real, encontrados para as duas velocidades de sedimentação, logicamente, também proporcionaram uma formação de lodo em concentrações muito próximas, tanto para o lodo formado para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm. min⁻¹, como para o lodo correspondente a 1,5 cm⁻¹. Esses resultados reforçam ainda mais as afirmações discutidas no item 4.4.2, sobre a independência da velocidade de sedimentação apresentada pelos coagulantes orgânicos utilizados nestes estudos.

Pode-se afirmar que as frações de sólidos e os percentuais de aumento das mesmas em relação a água bruta retrataram bem a natureza do lodo formado pela adição de coagulante de origem natural, principalmente pelos valores de STV encontrados para o respectivo lodo. Segundo Von Sperling (2005), os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria

orgânica presente nos sólidos, já que a matéria orgânica submetida a uma temperatura elevada ($500 \pm ^\circ\text{C}$), oxida-se (volatilizando), permanecendo a matéria inorgânica, ou mineral. A Figura 71 mostra com clareza que, para a água coagulada com o tanfloc SL, o percentual de aumento da fração de STV foi consideravelmente superior ao aumento da fração de STF, ou seja, é possível afirmar que o teor de matéria orgânica nesse lodo é significativamente superior a encontrada no lodo mineral proporcionado pela adição de sais de ferro e de alumínio. Como exemplo da assertiva anterior, a menor dosagem de tanfloc SL, 10 mg. L^{-1} , tanto associada a velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm. min}^{-1}$ como a $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$ proporcionaram um maior teor de STV do que todas as dosagens do sulfato de alumínio e do que a maioria das dosagens de cloreto férrico, aonde, por exemplo, vertido 10 mg. L^{-1} e coletada água decantada correspondente a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$, o percentual de aumento da fração de STV, em relação a água bruta, foi de 53,29 %, enquanto que o maior percentual de aumento dessa fração encontrado para o sulfato de alumínio foi de apenas 16,13 %, correspondente a dosagem de 60 mg. L^{-1} e $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$. Mesmo assim é relevante especificar que, no caso do tanfloc SL, provavelmente ocorreu uma contribuição de matéria orgânica devido a água bruta, já que esse coagulante foi mais eficiente na remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, se comparado aos sais de ferro e alumínio estudados.

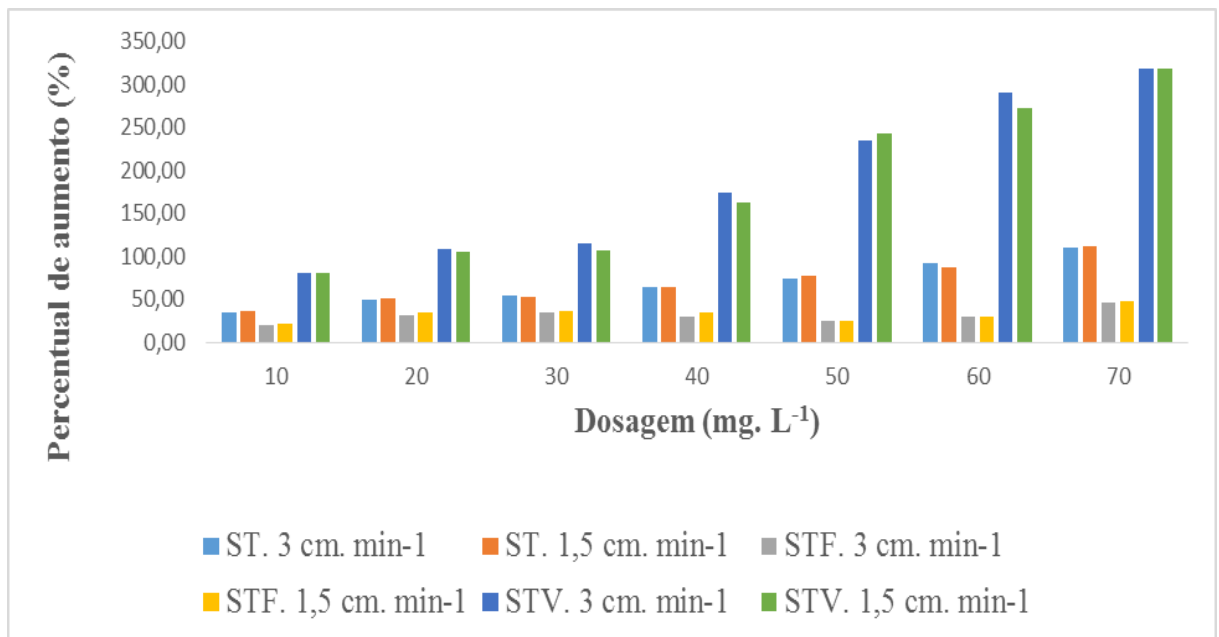
Para o outro coagulante orgânico que foi estudado, tanfloc SG, os resultados estão expressos nas Figuras 72 e 73, sendo a primeira correspondente aos valores das frações de sólidos determinadas, em mg. L^{-1} , e a segunda ao percentual de aumento dessas frações em relação aos valores quantificados para a água bruta. Analogamente aos resultados exibidos para os demais coagulantes, as Figuras 72 e 73 também trazem os resultados para todas as dosagens do coagulante que foram trabalhadas, bem como para as velocidades de sedimentação de 3,0 e $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$.

Figura 72 - Frações de ST, STF e STV encontradas para o lodo gerado pela coagulação com o tanfloc SG



Fonte: Própria (2015).

Figura 73 - Percentuais de aumento das frações de ST, STF e STV em relação aos valores encontrados para a água bruta



Fonte: Própria (2015).

Assim como o lodo proveniente da coagulação realizada com o tanfloc SL, o resíduo gerado pelo tratamento aplicando o tanfloc SG como coagulante primário apresentou baixos percentuais de aumento das frações de sólidos fixos e elevadas concentrações das frações de sólidos totais voláteis. Essa característica similar se deu pelo fato de que tanto o tanfloc SG como o tanfloc SL são a base de tanino.

Segundo Castro-Silva et al (2004), o tanfloc SG é um polímero orgânico catiônico que possui em sua composição total materiais essencialmente biodegradáveis. Essa característica proporciona ao lodo gerado um elevado teor de matéria orgânica (volátil) e um baixo acréscimo de fração inorgânica. Embora seja a dosagem e a natureza do coagulante que tem maior influência nas características do lodo gerado, a qualidade da água bruta também influi nessa composição. A contribuição para a fração de STF fornecida pelo tratamento com o tanfloc SG pode estar associada mais a remoção desse material inorgânico da água bruta do que pela presença do mesmo na composição do coagulante, já que para parâmetros como turbidez, por exemplo, esse coagulante se mostrou mais eficiente do que os sais de ferro e alumínio estudados, removendo, certamente, material inerte presente na água de estudo.

O tanfloc SG contribuiu para a adição de STV de forma mais expressiva que o tanfloc SL, com acréscimo máximo dessa fração de cerca de 319,49 %, em relação a água bruta, para a dosagem de 70 mg. L⁻¹ e velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹. Esse percentual é 1,24 vezes superior a maior contribuição fornecida pela dosagem de tanfloc SL, que foi de 257, 24 %, para a mesma dosagem e velocidade de sedimentação.

A menor dosagem desse coagulante já foi suficiente para proporcionar um aumento da fração de matéria orgânica superior a máxima presença de STV encontrada para os sais de alumínio e ferro. 10 mg. L⁻¹ de tanfloc SG, associado a velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹, proporcionou um acréscimo de 81,15 % na fração de STV, em relação a água bruta, esse valor é 5,13 vezes maior do que o maior percentual dessa fração proporcionada pelo sulfato de alumínio (para a dosagem de 70 mg. L⁻¹ e velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹) e 1,24 vezes superior a maior contribuição dada pela adição do cloreto férrico (para a dosagem de 70 mg. L⁻¹ e velocidade de sedimentação de 1,5 cm. min⁻¹).

Tanto o tanfloc SL como o tanfloc SG são a base de tanino, logo a maior contribuição desse último para a fração de STV pode estar associado a uma maior presença dessa matéria prima em sua composição, já que a água decantada coletada, quando coagulada pelo tanfloc SG, apresentou uma menor remoção de cor em dosagens elevadas contribuindo até para um acréscimo de cor verdadeira em relação ao valor encontrado para a água bruta.

Como também foi apresentado e discutido no item 4.4.2, o tanfloc SG também não apresentou, em nenhuma dosagem, uma dependência significativa da velocidade de sedimentação, para nenhum dos resultados dos três parâmetros da água decantada submetidos a análise do teste T para dados pareados. Esses resultados também refletiram nas frações de lodo produzidas para os ensaios de tratabilidade que utilizaram o tanfloc SG como coagulante primário, aonde para as duas velocidades de sedimentação, a produção de lodo foi bastante

similar, já que a qualidade da água decantada produzida para uma mesma dosagem, foi praticamente a mesma, tanto para a velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm. min}^{-1}$ como para a correspondente a $1,5 \text{ cm. min}^{-1}$. Assim, o percentual de aumento dessas frações para as duas velocidades de sedimentação foi bastante similar, como pode ser observado na Figura 73.

O fato é que o lodo produzido pela adição desses coagulantes a base de tanino apresentou um elevado teor de matéria orgânica, representada pela fração de STV, e uma menor porção de STF, diferentemente do resíduo proporcionado pela adição de sulfato de alumínio e cloreto férrico, que contribuiu de forma inversa para a composição dessas frações. Esses resultados podem tornar esse lodo orgânico um dotado de valor econômico. Segundo com Kawamura (1991) apud Bongiovani et al. (2010), por ser de natureza vegetal, o lodo produzido pela adição de coagulantes orgânicos possui um maior grau de biodegradabilidade, já que esses produtos químicos não apresentam em sua composição sais de alumínio e de ferro, por exemplo. Essa acentuada biodegradabilidade abre um leque de possibilidades para se trabalhar com esse resíduo, como afirma Skoronski (2014), o lodo produzido pelo tratamento com tanino apresenta potencial para valorização deste resíduo, quer seja como fertilizante através de compostagem ou mesmo seu uso para a produção de energia por biodigestão ou processos térmicos.

Além disso, certamente o lodo produzido pelo tratamento com tanino possui um menor grau de toxicidade, já que esse coagulante não possui em sua composição matérias como alumínio, nem metais pesados, entrando em harmonia com as rígidas leis que regem a preservação dos recursos naturais, tais como a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9 433, de 8 de janeiro de 1997, e a Lei de Crimes Ambientais, Lei 9 605, de 12 de fevereiro de 1998.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir de todos os resultados já discutidos, as seguintes conclusões podem ser estabelecidas:

- ✓ Tanto o tanfloc SL como o tanfloc SG não apresentaram redução dos valores da alcalinidade natural da água de estudo. Tanto o sulfato de alumínio como o cloreto férrico promoveram consumo significativo da alcalinidade total da água a medida que maiores dosagens desses coagulantes eram aplicadas. Para os dois coagulantes inorgânicos estudados, a maior dosagem adicionada, 70 mg. L⁻¹, acarretou na maior redução dos valores do parâmetro em questão, com decréscimos de 69,09 mg CaCO₃. L⁻¹ para o sal de alumínio e 79,09 mg CaCO₃. L⁻¹ para o sal de ferro estudado. Apesar de elevadas reduções nos níveis de alcalinidade apresentada pelo sulfato de alumínio e cloreto férrico, o valor do pH da água pôde ser manter praticamente inalterado, uma vez que a alcalinidade total média apresentada pela água bruta, 339,09 mg CaCO₃. L⁻¹, foi mais do que suficiente para evitar a depreciação dos valores de pH, enfatizando que o oposto aconteceria caso esse valor não fosse suficiente, necessitando, assim, da adição de alcalizantes.

- ✓ Na remoção do parâmetro turbidez, os coagulantes orgânicos se mostraram mais eficientes, uma vez que todas as dosagens aplicadas proporcionaram baixos índices de turbidez para a água decantada, enquanto que os percentuais de remoção apresentados pelos coagulantes inorgânicos foram, em sua maioria, inferiores. Para a cor aparente e cor verdadeira, é possível destacar o tanfloc SL como o mais satisfatório, já que apresentou maiores índices de remoção desses parâmetros, o tanfloc SG, por sua vez, se mostrou o menos eficiente, uma vez que encontrou maiores dificuldade para reduzir a cor presente na água, de modo até a contribuir para a cor verdadeira, quando dosagens mais elevadas era dosada. Sendo assim, o tanfloc SG produziu uma água decantada com baixa turbidez, porém, com elevada cor.

- ✓ A partir da aplicação do teste T de student para dados pareados, nenhum dos coagulantes a base de tanino que foram estudados apresentaram dependência do fator velocidade de sedimentação, com valores de turbidez, cor aparente e cor verdadeira estatisticamente iguais para as duas velocidades de sedimentação trabalhadas. Desta

forma, a fixação de maior velocidade de sedimentação, $3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, acarreta em economias expressivas em termos de instalação e operação das unidades de decantação de uma ETA. Diferentemente ocorreu com os sais de alumínio e ferro estudados. Para o sulfato de alumínio, todas as dosagens apresentaram valores de turbidez e cor aparente distintos para as duas velocidades fixadas, apenas os resultados da cor verdadeira se mostraram estatisticamente iguais. Quanto ao cloreto férrico, apenas as duas dosagens iniciais aplicadas não resultaram em valores de turbidez e cor aparente distintos para $3 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ e $1,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, se tratando da cor verdadeira, o resultado foi análogo ao encontrado para os demais coagulantes. Sendo assim, se tratando do sulfato de alumínio e do cloreto férrico, para se obter uma água decantada de melhor qualidade, em termos de turbidez e cor aparente, foi necessário permitir um maior período de sedimentação aos flocos formados, o que certamente oneraria os custos de implantação de operação das unidades de decantação.

- ✓ As dosagens dos coagulantes foram relevantes no processo de tratamento da água de estudo. Essa conclusão foi obtida a partir dos resultados da aplicação do teste de Tukey. Mesmo assim, a análise gráfica do respectivo teste mostrou igualdade entre os resultados obtidos para várias dosagens, em especial, os coagulantes orgânicos demonstraram uma particularidade de valores de turbidez remanescente igual a partir de uma determinada dosagens, não variando mesmo com a adição de maiores dosagens, possibilitando o tratamento com uma menor dosagem aplicada, gerando, assim, um menor custo com produtos químicos além de menor geração de lodo.
- ✓ O lodo produzido pelo tratamento com os sais de alumínio e ferro estudados, acarretaram em elevados teores de sólidos totais fixos, certamente com presença significativa de metais e outros materiais inertes com alto caráter contaminante que dificultam seu tratamento e disposição final. Tanto o tanfloc SL como o tanfloc SG foram responsáveis pela elevação dos teores da fração volátil apresentada em cada lodo gerado por suas utilizações, o que o caracteriza em um resíduo com elevada biodegradabilidade, de maior remoção, tratamento e disposição, com potencial até mesmo de utilização na produção de biogás, por meio de uma decomposição anaeróbica, além de sua aplicação na agricultura, como fertilizantes

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ed.. Washington, E.U.A., 1999.

AZEVEDO NETTO, J. M.; FERNANDEZ Y FERNANDEZ, M.; ARAUJO R. de; ITO, A.E. **Manual de Hidráulica**. 8 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1998. 670 p.

BARRADAS, J. L. D. **Tanino - Uma solução ecologicamente correta**: agente floculante biodegradável de origem vegetal no tratamento de água. Novo Hamburgo: Publicação Técnica, 2004.

BHUPTAWAT, H.; FOLKARD, G. K.; CHAUDHARI, S. **Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating Moringa oleifera seed coagulant**, Journal of Hazardous Materials, Volume 142, Issues 1-2, p. 477-482, 2007.

BOTERO, W. G. **Caracterização de Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água : Perspectivas de Aplicação Agrícola**. Quim. Nova, Vol. 32, No. 8, 2018-2022, 2009.

BRASIL. **Lei Federal N.º 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BONGIOVANI, M. C. et al. **Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável**. Acta Scientiarum. Technology, Maringá, v. 32, n. 2, 2010.

CAMP, T. R. **Flocculation and Flocculation Basins**. ASCE Transactions, v. September, 1953b.

CASTRO-SILVA, M. A. *et al.* **Microrganismos associados ao tratamento de águas de abastecimento com coagulante orgânico vegetal (tanato quaternário de amônio) – I. microrganismos filamentosos**. Revista Estudos de Biologia, v. 26, n. 54, p. 21-27, 2004.

CAVAZZANA, T. L.; **Ampliação de Escala de um Floco Decantador de Manta de Lodo no Tratamento de Água de Abastecimento**. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2006.

CIRILLO, M. A. e D. F. FERREIRA **Extensão do Teste para Normalidade Univariado Baseado no Coeficiente de Correlação Quantil-Quantil para o Caso Multivariado**. Rev. Mat. Estat. Revista de Matemática e Estatística, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 67–84, 2003.

L. A. CORAL, R. BERGAMASCO, F. J. BASSETTI. Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Abastecimento Público. Internation Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo, 2009.

CORNWELL, D.A., **Water treatment plant residuals**. In: LETTERMAN, R.D., Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5 ed. American Water Works Association, Mc Grall-Hill, New York. Cap. 16 p. 16.1-16.51, 1999.

CRUZ, J. G.; MENEZES, J. C. S. S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H. **Aplicação de coagulante vegetal á base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais. Campo Grande: CBESA, 2005.

CULP, G.; HANSEN, S.; RICHARDSON, G. **Hight-Rate Sedimentation in Water Treatment Works**, JAWWA, v. 60, n. 6, June 1968.

CUNHA, M.V.P.O. **Importância da frequência de descarte do lodo na eficiência dos decantadores de Estações de Tratamento de Água em ciclo completo**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, 2004.

CROUÉ, J. P.; DEBROUX, J. F.; AMY, G. L.; AIKEN, G.R.; LEENHEER, J.A. **Natural Organic Matter: Structural Characteristics and Reactive Properties**. In: Singer, P. C (ed). Formation and Controlo f Desinfection by – Products in Drinking Water. American Water Works Association, Denver, Colorado, 1999. pp. 65 – 94.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.24. 98p, 1993.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água**. São Carlos: Editora LDiBe, 2011.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A. D.; CENTURIONE F. P. L. **Ensaio de Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento**. São Carlos, Brasil: RIMA. 237 p, 2002.

DUTRA C., **Avaliação do potencial de actinomicetos no trabalho de efluentes de Indústrias que processam madeira**. Dissertação (Mestrado) - UFRJ, Rio de Janeiro, 1997.

FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. **FILTRACION**. In: Water and Wastewater Engineering. New Youk, Ed. John Wiley & Sons, January, 1967a.

FILHO, JESUINO, D. dos S.; RITA, E. S. S.; **Gerenciamento do resíduo gerado na clarificação de água da RLAM**. 2002. 54 f. Monografia (Título de Especialista) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.

FONTELLES, M. J. **Bioestatística Aplicada à Pesquisa Experimental**. 1. ed. São Paulo: Livraria da Física, 2012. 408 p.

HAZEN, A. **On Sedimentation**, Transactions ASCE, 1904.

HELLER, L; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora: UFMG, 2010 (b), v. 2.

KAUFMAN, W. J. **Recent Theoretical Conepts of Filtration**. 4th Annual Symposium of Water Filtration, 1969.

KAWAMURA, Susumu. **Integrated design and operation of water treatment facilities**. 2 ed. Nova York: Editora: John Wiley e Sons, Inc, 2000.

LEOTTI, V. B; A. R. BIRCK e J. RIBOLD. **Comparação dos Testes de Aderência à Normalidade Kolmogorov-smirnov, Anderson-Darling, Cramer–Von Mises e Shapiro-Wilk por Simulação**. 11º Simpósio de Estatística Aplicada à Experimentação Agronômica e a 0ª Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Interna-cional de Biometria (RBRAS). *Anais*. Londrina, PR, Brasil, 2005.

LETTERMAN, R. D.; AMIRTHARAJAH, A.; O’MELIA, C.R. **Coagulation and Flocculation**. In: **Water Quallity and Treatment**. 5. Ed. Denver, USA: AWWA, 1999.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. Ed. Campinas, Editora Átomo, 2010.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. **Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de Acácia mearnsii**. Revista Virtual de Química. 2013.

MARTINEZ, F. L. **Taninos Vegetais e suas aplicações**. Universidade de Havana/Cuba. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 1996.

McCLACLAN, C. R. D. “Aluminium and the Risk for Alzheimer Disease”, **Environmetrics**, v. 6, pp, 233 – 275, 1995.

MIERZW, J. C.; et al. **Tratamento de Água para Abastecimento Público por Ultrafiltração: Avaliação Comparativa Através dos Custos Diretos de Implantação e Operação com os Sistemas Convencional e Convencional com Carvão Ativado**, Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.13, n.1, p. 78-87, 2008.

MOURA, G. C; MONTEIRO, F. M; VIANA, L. G; VASCONCELOS, J. F; SILVA, S, M. **Cianobactérias no Açude de Bodocongó: Implicações para Saúde Pública**. Encontro Nacional de Ciências, Educação e Tecnologia. Campina Grande, 2012.

MONTGOMERY, J. M. **Disinfection. In: Water Treatment Principles and Design**, Ed. John Wiley & Sons, Pasadena, USA, 696 p., 1985.

O’MELIA, C. R. Coagulation. In: SANKS, R. L. (Ed). **Water treatment Plant Design**. Michigan, USA: Ann Arbor Science Publisher, 1978.

ÖZTUNA, D.; A. H. ELHAN e E. TUCCAR. **Investigation of Four Different Normality Tests in Terms of Type 1 Error Rate and Power under Different Distributions**. Journal of Medicine Cincinnati. v. 36, n. 3, p. 171–176, 2006.

PÁDUA, V.L.; **Tratamento de Águas para Abastecimento, Notas de Aula**. Escola de Engenharia da UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2001.

PEREIRA, S. L. M; **Características Físicas, Químicas e Microbiológicas do Lodo das Lagoas da ETA Gramame. João Pessoa**, 2011. 12p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa; 2011.

QUEIROZ, J. E.; LIMA, J. S.; KORN, M. G. **Efeito do uso do composto selecionado e não selecionado, provenientes de lixo urbano, no teor de metais pesados e na produção de biomassa na cultura do milho**. Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 5, n. 1, p.59-67, 2000.

REALI, M.A.P. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. **In: Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**, Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 21-39.

RITCHER, C.A. (2009). **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. 85 f. Dissertações (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

SANTIAGO, R. R.; FREIRE, V, A.; MOLOZZI, J. **Assoreamento do açude de Bodocongó/PB: Subsídios para Sucessão Ecológica e seu Desaparecimento?** I Workshop Internacional Sobre Água no Semiárido Brasileiro, Campina Grande, 2013.

SANTOS, H.R. **Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de eleito expandido alimentado com esgoto doméstico**. 2001. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SCALIZE, P.S. **Disposição de Resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto**, 2003, p.148. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SHAPIRO, S. S. e M. B. Wilk (1965). **Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples)**. Biometrika Trust, London, v. 52, p. 591–609. 3/4 (Dec., 1965). Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2333709>>. (Acesso em 02/01/2016).

SILVA, C. A.; SILVEIRA, C.; SILVA, F. A; KLEN, M, R, F.; BARGAMASCO, R. **Classificação dos Lodos Formados Durante o Processo de Coagulação/Floculação de Água com os Coagulantes PAC e Moringa Oleifera**. Engevista, V. 14, n. 3. p. 302-309, 2012

SILVA, T. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. Dissertação (Mestrado). Escola de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999.

SKORONSKI, E. *et al.* **Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC**, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1303>>. Acesso: 08 de outubro 2015.

SOUZA, F. G. C; CORDEIRO, J. S. **Resíduos Gerados em Estação de Tratamento de Água com Descargas Diárias**. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento. 2002.

TAMBO, N.; FRANÇOIS, R. J. **Mixing, Breakup, and Floc Characteristics**. In: AWWA. *Mixing in Coagulation and Flocculation, USA (CIDADE)*: AWWA Research Foundation, 1991.

TANAC. Tanfloc SG. 1999. Disponível em: <http://www.tanac.com.br/pt-br/produtos/aguas>. Acesso em: 05 de janeiro. 2016.

TANGERINO, E. P.; MATSUMOTO, T.; DALL'AGLIO SOBRINHO, M. **Floculador de Manta de Lodo Associado a Decantador Laminar em Tratamento de Água**. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária e Ambiental. Lima, 1998. p.1-10, Ilus, tab.

TRATAMENTO DE ÁGUA. Tanfloc. 2008. Disponível em: http://www.tratamentodeagua.com.br/r10/Biblioteca_Detalhe.aspx?codigo=89. Acesso em: 02 de janeiro. 2016.

USEPA (*United States Environmental Protection Agency*). **Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual**. Office of Water, Cincinnati, Ohio, EUA, 1999 (c).

VAZ,L.G.L.; KLEN,M.R.F.; VEIT, M.T.; SILVA, E.A; BARBIERO, T.A; BERGAMASCO, R. **Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia**. Revista Eclética Química. São Paulo. Volume 35, número 4, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WOLFF, E; SCHWABE, W. K; LANDIM, A. B; VITORINO, M, D. **Caracterização do Lodo Gerado na Estação de Tratamento de Água da Cenibra**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Mato Grosso, 2005; Anais. Mato Grosso: CBESA, 2005.