



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



**CAROLINE DE CASSIA SOUZA TIMÓTEO**

**ESTUDO DO COAGULANTE *TANFLOC* E DO  
COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO NO  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO**

**CAROLINE DE CASSIA SOUZA TIMÓTEO**

**ESTUDO DO COAGULANTE *TANFLOC* E DO  
COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO NO  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage  
Horta Morais

Uberlândia, 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

---

T586e Timóteo, Caroline de Cassia Souza, 1996-  
2025 Estudo do coagulante Tanfloc e do coagulante sulfato de alumínio no  
tratamento de efluente de laticínio [recurso eletrônico] / Caroline de  
Cassia Souza Timóteo. - 2025.

Orientador: Ismarley Lage Horta Moraes.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,  
Programa de Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.  
Modo de acesso: Internet.  
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2026.5001>  
Inclui bibliografia.  
Inclui ilustrações.

1. Engenharia civil. I. Moraes, Ismarley Lage Horta, 1984-, (Orient.).  
II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Programa de Pós-  
graduação em Engenharia Civil. III. Título.

---

CDU: 624

Nelson Marcos Ferreira  
Bibliotecário-Documentalista - CRB-6/3074



## UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil  
Av. João Naves de Ávila, 2121, Bloco 1Y - Bairro Santa Monica, Uberlândia-MG, CEP  
38400-902  
Telefone: 34 3239-4137 - [www.feciv.ufu.br/ppgce](http://www.feciv.ufu.br/ppgce) - [posgradcivil@ufu.br](mailto:posgradcivil@ufu.br)



### ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Engenharia Civil			
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 327, PPGEC			
Data:	12 de dezembro de 2025	Hora de início:	16h00	Hora de encerramento:
Matrícula do Discente:	12422ECV016			
Nome do Discente:	Caroline de Cassia Souza Timoteo			
Título do Trabalho:	Estudo do Coagulante Tanfloc e do Coagulante Sulfato de Alumínio no Tratamento de Efluente de Laticínio			
Área de concentração:	Análise Espacial, Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental			
Linha de pesquisa:	Recursos Hídricos			
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Tratamento Convencional e Avançado de Água de Abastecimento e Residuária			

Reuniu-se, em sessão pública por webconferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, assim composta pelos Professores Doutores: Iván Andrés Sánchez Ortiz - UDENAR, Sueli Moura Bertolino - UFU e Ismarley Lage Horta Moraes, orientador da candidata.

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr. Ismarley Lage Horta Moraes, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(as) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

**Aprovado(a)**

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ismarley Lage Horta Moraes, Presidente**, em 17/12/2025, às 13:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sueli Moura Bertolino, Presidente**, em 19/12/2025, às 10:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ, Usuário Externo**, em 19/12/2025, às 10:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site  
[https://www.sei.ufu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **6910629** e o código CRC **242876D2**.

---

**Referência:** Processo nº 23117.086164/2025-71

SEI nº 6910629

*Dedico este trabalho em memória de minha avó materna Iraci.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço em primeiro lugar à Deus, por me permitir sonhar e realizar sonhos como este e pela sua imensa bondade que me concede força dia após dia, não me deixando desistir mesmo nos momentos de dificuldade;

Aos meus pais Vivaldo e Marilane, que investiram no meu futuro e sempre me ensinaram que a educação é o melhor caminho;

Ao meu irmão Cássio, pelo amor e incentivo incondicional;

À minha avó Iraci, que me amou profundamente desde o dia em que eu nasci e que agora é meu anjo da guarda, a quem eu tanto amo;

À Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia por todo ensino e experiência adquiridos durante o mestrado;

Ao professor Dr. André Luiz de Oliveira pela orientação e ensinamentos dados durante todo esse período, que por um acaso do destino não pôde ver a finalização deste projeto. Saiba que a materialização do mesmo é uma singela homenagem;

Ao professor Dr. Ismarley Lage Horta Morais, que abraçou este trabalho e fez questão de honrar a memória do Dr. André, e não mediu esforços para ver o mesmo se concretizar;

Ao Laticínios Karol, por ceder o efluente estudado;

À Maria Júlia e Carol que me cederam moradia todas as vezes em que precisei.

A todos os colegas que adquiri ao longo deste percurso e que contribuíram direta ou indiretamente para a concretização deste trabalho;

Gratidão a cada um que se fez presente.

## RESUMO

O aumento da demanda por água e a necessidade de tratamento adequado de efluentes industriais têm incentivado a busca por processos mais eficientes e sustentáveis. Na indústria de laticínios, que gera efluentes com elevada carga orgânica, cor e turbidez, a coagulação e flocação são etapas essenciais para a remoção de partículas e matéria orgânica, sendo a escolha do coagulante determinante para o desempenho do tratamento. Nesse contexto, este estudo comparou o coagulante químico Sulfato de Alumínio ao coagulante natural Tanfloc na remoção de cor e turbidez de efluente lácteo, por meio de ensaios em equipamento Jartest e elaboração de diagramas de coagulação para definir pH e dosagens ideais, complementados por análise de imagens digitais para avaliação das características dos flocos formados e comportamento de sedimentação. Os resultados indicaram que o Sulfato de Alumínio apresentou boa remoção, porém exigiu correção rigorosa de pH e maiores dosagens, implicando aumento no consumo de insumos e na produção de lodo com maior teor de metais. O Tanfloc, por sua vez, mostrou eficiência em faixas mais amplas de pH e em menores dosagens, além de gerar menor volume de lodo, com características biodegradáveis. Embora o Tanfloc apresente custo unitário mais elevado, sua aplicação pode reduzir custos operacionais indiretos e impactos ambientais. Conclui-se que o Tanfloc é uma alternativa promissora e sustentável ao Sulfato de Alumínio, especialmente em sistemas que buscam eficiência aliada à redução de resíduos e simplificação operacional.

**Palavras-chave:** Coagulação – Coagulante Natural – Flocação – Tanfloc – Tratamento de Efluente

## ABSTRACT

The increase in demand for water and the need for adequate treatment of industrial effluents have encouraged the search for more efficient and sustainable processes. In the dairy industry, which generates effluents with high organic load, color, and turbidity, coagulation and flocculation are essential steps for the removal of particles and organic matter, and the choice of coagulant is decisive for the performance of the treatment. In this context, this study compared the chemical coagulant aluminum sulfate to the natural coagulant Tanfloc in the removal of color and turbidity from dairy effluent, through tests in Jartest equipment and the preparation of coagulation diagrams to define the ideal pH and dosages, complemented by digital image analysis to evaluate the characteristics of the flocs formed and sedimentation behavior. The results indicated that aluminum sulfate showed good removal, but required strict pH correction and higher dosages, implying an increase in input consumption and the production of sludge with a higher metal content. Tanfloc, on the other hand, showed efficiency in wider pH ranges and at lower dosages, in addition to generating less sludge, with biodegradable characteristics. Although Tanfloc has a higher unit cost, its application can reduce indirect operating costs and environmental impacts. It can be concluded that Tanfloc is a promising and sustainable alternative to aluminum sulfate, especially in systems that seek efficiency combined with waste reduction and operational simplification.

**Keywords:** Coagulation – Natural Coagulant – Flocculation – Tanfloc – Effluent Treatment

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Representação esquemática das etapas de coagulação e floculação.....	29
Figura 2- Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio como agente coagulante e associação das condições químicas com mecanismos de coagulação.....	31
Figura 3- Acácia Negra ( <i>Acacia mearnsii De Wild</i> ).....	35
Figura 4- Tipos de sedimentação: (a) sedimentação discreta, (b) sedimentação floculenta e (c) sedimentação zonal.....	39
Figura 5- Fluxograma geral do trabalho a ser desenvolvido .....	47
Figura 6- Local de coleta do efluente de laticínio .....	49
Figura 7- Equipamento de Jartest para realização do experimento e coleta das amostras .....	54
Figura 8- Esquema do aparato experimental .....	56
Figura 9- Instalação experimental para aquisição de imagens digitais em escala de bancada, composto de equipamento Jartest para a realização dos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação, laser, câmera Nikon D5500 e computador com CCP 2.0 .....	57
Figura 10- Ajuste manual da área de recorte desejada nas imagens. ....	60
Figura 11- Sincronização dos cortes simultaneamente nas imagens.....	61
Figura 12- Posicionamento da régua graduada dentro do jarro para obtenção das distâncias reais entre os flocos e calibração da imagem. ....	63
Figura 13- Armazenamento das configurações de calibração em formato “Tiff”.....	64
Figura 14- Transformação de imagens para 8 bits. ....	65
Figura 15- Importação do conjunto de imagens para o ImageJ.....	65
Figura 16- Ferramenta para ajuste manual da binarização das imagens (Threshold). .....	66
Figura 17- Adaptação do limiar de binarização de acordo com o aparecimento dos flocos desejados através do histograma de intensidade.....	67
Figura 18- Aplicação do limiar de binarização para o conjunto de imagens selecionado.....	67
Figura 19- Obtenção dos parâmetros a serem analisados através da janela “Set Measurements”. ....	68
Figura 20- Delimitação de cada partícula e o número correspondente a contagem feita através do ImageJ.....	69
Figura 21- Comando “Analyse particles” para detecção e medição das partículas.....	69
Figura 22- Obtenção das planilhas “Summary” e “Results” a partir dos resultados obtidos no ImageJ.....	70

Figura 23- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $5,0 \text{ cm. min} - 1$ .....	72
Figura 24- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $2,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	72
Figura 25- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $0,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	73
Figura 26- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $5,0 \text{ cm. min} - 1$ .....	74
Figura 27- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $2,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	75
Figura 28- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $0,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	75
Figura 29- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação $5,0 \text{ cm. min} - 1$ .....	77
Figura 30- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação $2,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	77
Figura 31- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação $0,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	78
Figura 32- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $5 \text{ cm. min} - 1$ .....	79
Figura 33- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $2,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	80
Figura 34- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação $0,5 \text{ cm. min} - 1$ .....	80
Figura 35- Resultado do processo de coagulação/flocação com Sulfato de Alumínio para tratamento de efluente de laticínio.....	85
Figura 36- Resultado do Tanfloc SL após período de sedimentação para pH de coagulação de 6,45 e dosagem de 200 mg/L.....	86
Figura 37- a) Imagem original capturada pela câmera; b) Imagem em 8 bits; c) Matriz binarizada; d) Matriz em processo de contagem e medição através do programa ImageJ.....	87

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do efluente bruto coletado.....	49
Tabela 2- Parâmetros adotados para obtenção dos diagramas de coagulação e programação do Jartest.....	53
Tabela 3- Configurações da câmera fotográfica para aquisição de imagens.....	58
Tabela 4- Pontos do diagrama de coagulação do Sulfato de Alumínio selecionados para análise das imagens em função da velocidade de sedimentação. ....	84
Tabela 5- Pontos do diagrama de coagulação do Tanfloc SL selecionados para análise das imagens em função da velocidade de sedimentação. ....	84
Tabela 6- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de turbidez para o Sulfato de Alumínio.....	101
Tabela 7- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de cor para o Sulfato de Alumínio. ....	102
Tabela 8- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de turbidez para o Tanfloc SL. ....	103
Tabela 9- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de cor para o Tanfloc SL. ....	104

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
cm	Centímetros
°C	Grau Celsius
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
FF	Fator de Força
FR	Fator de Recuperação
Funasa	Fundação Nacional de Saúde
$G_f$	Gradiente médio de velocidade de floculação
$G_{mr}$	Gradiente médio de velocidade de mistura rápida
GM/MS	Gabinete do Ministro/Ministério da Saúde
g	Grama
kDa	Quilodalton
Km	Quilômetro
L	Litro
mg	Miligramas
min	Minuto
ml	Mililitros
mm	Milímetros
mW	Megawatt
N°	Número
NaOH	Hidróxido de Sódio
NBR	Norma Brasileira
nM	Nanômetro
NTU	Nephelometric Turbidity Unity
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pt	Platina
Pt-Co	Unidades de cor
qps	Quadros por segundo

Rpm	Rotação por minuto
s	Segundos
SAVEH	Sistema de Autoavaliação da Eficiência Hídrica
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
$T_f$	Tempo de flocação
$T_{mr}$	Tempo de mistura rápida
$T_s$	Tempo de sedimentação
thm	Trihalometanos
uH	Unidade de Hazen
UNESCO	Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
$V_s$	Velocidade de sedimentação

# SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
1.1 OBJETIVOS.....	16
1.1.1 Objetivo Geral .....	16
1.1.2 Objetivos específicos.....	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1 LEGISLAÇÃO .....	18
2.2 DISPONIBILIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA .....	19
2.3 CARACTERÍSTICAS DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS E SEUS EFLUENTES ..	21
2.4 TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	23
2.4.1 Reúso de Efluentes de Laticínios.....	25
2.5 TURBIDEZ E COR.....	26
2.6 COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO .....	27
2.6.1 Diagrama de coagulação.....	30
2.6.2 Coagulantes Químicos.....	32
2.6.3 Coagulantes Naturais .....	33
2.6.4 Tanfloc.....	34
2.7 SEDIMENTAÇÃO.....	38
2.8 CARACTERÍSTICAS DOS FLOCOS .....	39
2.8.1 Força, Ruptura e Reformação dos Flocos.....	40
2.8.2 Dimensão Fractal.....	42
2.8.3 Distribuição do Tamanho das Partículas .....	43
2.9 ANÁLISE DAS PARTÍCULAS POR IMAGEM .....	45
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
3.1 EFLUENTE LÁCTEO .....	47
3.2 EQUIPAMENTOS UTILIZADOS .....	50
3.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO .....	51
3.3.1 Determinação do percentual de remoção de cor aparente .....	54
3.4 ELABORAÇÃO DOS DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO .....	54
3.5 OBTENÇÃO DE IMAGENS DIGITAIS E INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS .....	55
3.6 ANÁLISE E TRATAMENTO DAS IMAGENS .....	59
3.6.1 Preparação e tratamento das imagens para análise .....	59
3.6.2 Calibração e tratamento das imagens pelo programa ImageJ.....	61
3.6.2.1 Calibração .....	61
3.6.2.2 Tratamento das imagens .....	64

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	71
4.1 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO.....	71
4.1.1 Análise dos diagramas de coagulação em função da remoção de cor aparente para o Sulfato de Alumínio e Tanfloc SL.....	71
4.1.2 Análise dos diagramas de coagulação em função da remoção turbidez para o Sulfato de Alumínio e Tanfloc SL .....	76
4.2 AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DAS IMAGENS DIGITAIS.....	83
4.2.1 Escolha dos pontos à serem analisados .....	83
5. CONCLUSÃO.....	88
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	90
Apêndice A - Resultados dos ensaios de coagulação/flocação para construção dos diagramas de coagulação .....	101

## 1. INTRODUÇÃO

A limitação de disponibilidade de água doce no planeta, decorrente da degradação dos recursos naturais, comprova teoricamente que, ainda neste século, haverá a escassez de água para consumo humano (PAVANELLI, 2001). Essa degradação origina-se principalmente do descarte de resíduos irregulares nos leitos dos rios, tornando a qualidade da água cada vez pior, e consequentemente acarretando em riscos à saúde quando ingerida.

A disponibilidade da água está relacionada com sua qualidade, pois seu uso pode ser impedido devido à poluição das fontes hídricas. O uso inadequado da água pode levar a humanidade a um colapso que causará sua falta em âmbito global. Para evitar que isto ocorra, é necessário criar estratégias que busquem a utilização dos recursos hídricos de forma sustentável, para que aconteça o equilíbrio entre seu uso e economia, além de garantir acesso à água tratada, especialmente nos países em desenvolvimento.

Grande parte das atividades que englobam o uso da água geram águas residuais, o que acarreta na crescente poluição do meio ambiente. A UNESCO (2017) afirma que somente 20% da água residuária produzida no mundo é tratada, sendo que o restante volta para a natureza sem nenhum tipo de tratamento adequado, gerando impacto na produtividade econômica, na qualidade da água doce, nos ecossistemas e na saúde humana.

Em alguns países, o maior setor industrial de fabricação é a indústria alimentícia, que apesar de não ser a principal causadora de danos ambientais pode ser prejudicial quando a poluição gerada é negligenciada (SOARES et al 2018). Na indústria de produtos lácteos há um alto consumo de água nas operações de limpeza e processamento, gerando elevadas vazões de efluente, que segundo Saraiva et al. (2009), podem chegar a ordem de 1,1 a 6,8 m<sup>3</sup> por metro cúbico de leite processado. Em sua grande maioria, o efluente gerado na indústria de laticínios vem do processo de limpeza, descarga e descarte (HUANG et al., 2014).

Devido ao aumento da demanda geral por água, as águas residuais são uma opção favorável frente a alternativas de reutilização, sendo uma escolha confiável para o reaproveitamento, visando a recuperação dos recursos e promovendo a reciclagem dos mesmos.

Nos sistemas de tratamento de águas residuárias, particularmente os esgotos domésticos e efluentes industriais, predominam processos biológicos devido à elevada carga orgânica que caracteriza esse tipo de resíduo. Entre os sistemas mais utilizados destacam-se os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), amplamente aplicados no Brasil por apresentarem baixo custo operacional e eficiente redução de matéria orgânica (CHERNICHARO, 2021). Além deles, os sistemas de lodos ativados são tradicionalmente empregados, especialmente quando se busca maior controle operacional e elevada eficiência na remoção de DBO e DQO (METCALF & EDDY, 2020). Em regiões com disponibilidade de área, as lagoas de estabilização também representam alternativa bastante difundida, principalmente em pequenas e médias comunidades, devido à sua simplicidade construtiva e baixo custo de manutenção (VON SPERLING, 2022).

Apesar da predominância dos tratamentos biológicos, há situações em que tratamentos físico-químicos se tornam necessários, seja como etapa preliminar, complementar ou mesmo alternativa ao tratamento biológico convencional. Processos como coagulação, floculação, decantação, flotação e oxidação avançada são especialmente úteis quando o efluente apresenta compostos de difícil biodegradação, alta turbidez, presença significativa de sólidos suspensos ou variações bruscas de carga orgânica que comprometam a estabilidade dos processos biológicos (SANTOS & PIVELI, 2021). Dessa forma, a integração entre tratamentos físico-químicos e biológicos é uma estratégia consolidada para garantir eficiência de remoção de contaminantes e estabilidade operacional em estações de tratamento de efluentes industriais.

Entre os processos físico-químicos, a coagulação e floculação assumem papel central, pois promovem a desestabilização e o agrupamento de partículas coloidais e matéria orgânica dispersa, permitindo sua posterior remoção por sedimentação ou flotação. Embora seja um conjunto de etapas frequentemente associado ao tratamento de água para abastecimento, onde integra o chamado ciclo completo, a coagulação e a floculação também são amplamente aplicadas no tratamento de efluentes industriais, incluindo os efluentes lácteos, nos quais a elevada carga orgânica, turbidez e presença de gorduras dificultam a separação sólido-líquido e comprometem tratamentos subsequentes (ZANGO et al., 2023; SHARMA et al., 2022).

Os processos de coagulação e floculação são os mais importantes segundo Lopes et al. (2020) e Mendes (1990), pois são através destes que ocorrerá a redução das forças repulsivas entre as partículas e a formação partículas maiores (flocos) que serão separadas e removidas

posteriormente, garantindo assim a eficácia das próximas etapas e otimizando o tratamento de efluentes. Dada a importância destes processos de separação, é fundamental estudos do comportamento dos agentes coagulantes (VAZ et al., 2010).

Os coagulantes químicos requerem um rígido controle quanto à presença de metais na água, seja nos mananciais ou em sua forma potável (KAWAMURA, 1991; CLAYTON, 1989), como é o caso do Sulfato de Alumínio ( $Al_2(SO_4)_3$ ) que, atualmente, é o coagulante mais utilizado no mundo para o tratamento de água. No entanto, seu uso é associado a diversas doenças quando utilizado em larga escala, como Alzheimer, demência, fibrose pulmonar, encefalopatia, osteomalacia e a anemia (SILVA et al., 2019). Além disso, o uso desse tipo de coagulante gera lodo de difícil remoção, pois são formados subprodutos na reação entre as cargas poluentes vindas da água bruta em reação com o Sulfato de Alumínio. Desta forma, alternativas para a substituição desse coagulante vem sendo estudadas.

Uma alternativa ao uso dos coagulantes químicos são os coagulantes vegetais, como o Tanfloc, que oferecem vantagens por serem biodegradáveis e não tóxicos, além de produzirem lodo em menor quantidade e com menor teor de metais (KAWAMURA, 1991). Schmitt (2011), reforça que quando combinados com outros processos de tratamento terciário das águas residuárias, o uso de coagulantes orgânicos tem se mostrado como uma alternativa que permite o reúso das mesmas.

Neste sentido, o presente projeto visa comparar o coagulante natural Tanfloc em relação ao coagulante químico Sulfato de Alumínio, em função da remoção dos parâmetros de cor e turbidez no tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios. Além disso, objetiva-se a análise das imagens das partículas formadas de modo a avaliar sua eficiência no processo de tratamento das mesmas.

## 1.1 OBJETIVOS

### *1.1.1 Objetivo Geral*

Avaliar a utilização do coagulante de origem vegetal Tanfloc em comparação com a utilização do coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio, para tratamento de águas residuárias da indústria

de laticínios.

### *1.1.2 Objetivos específicos*

- Determinar para cada tipo de coagulante estudado as condições ótimas de coagulação e escolha do ponto de trabalho (pH de coagulação e dosagem de coagulante);
- Avaliar o processo de sedimentação no tratamento de efluente de laticínio, utilizando-se tanino comercial e sulfato de alumínio como agentes coagulantes, a partir da análise de imagens de agregados obtidas por método não intrusivo, com vistas às características dos flocos formados e sua influência na operação unitária de separação sólido/líquido por sedimentação.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 LEGISLAÇÃO

A partir do momento em que a ciência foi se desenvolvendo, começou-se a analisar os novos elementos presentes na água dos rios, seja naturalmente ou aqueles introduzidos por meio do descarte das atividades humanas, agrícolas e industriais, criação animal, abastecimento público, etc. Posteriormente descobriu-se que alguns desses componentes eram nocivos à saúde, o que gerou a necessidade da criação de um sistema eficiente para a remoção dos mesmos. Foi então criada uma legislação para regular os limites de concentração aceitáveis destes elementos para o consumo humano, cuja versão atual em vigência é a portaria GM/MS Nº 888/2021 (BRASIL, 2021), em concordância com a Resolução CONAMA 357/2005 que estabelece níveis para esses parâmetros para diferentes usos da água.

Nas indústrias, grande parte das produções são vistas como geradoras de efluente, principalmente pela utilização da água nos processos de fabricação, lavagem e retenção de materiais. O correto manejo desses efluentes é regido por leis que visam o descarte adequado a fim de não prejudicar a saúde humana e evitar a degradação do meio ambiente, desta forma, as empresas devem estar atentas às normas para seu funcionamento.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Nela se estabelece o padrão para o lançamento de efluentes de fontes poluidoras nos corpos d'água receptores, obedecendo a condições, parâmetros, padrões e diretrizes instituídos, ou seja, significa que a água poluída deve passar por tratamento antes de ser devolvida aos rios, afim de reduzir os impactos negativos causados pelo lançamento.

É de extrema importância que a empresa saiba as características do efluente produzido, para determinar o procedimento necessário para seu tratamento. Isso evitará que o empreendimento seja autuado ambientalmente conforme a Lei 9605/98, que dispõe sobre sanções penais e administrativas que sejam originárias de atividades prejudiciais ao meio ambiente. O tratamento desses efluentes visa eliminar substâncias que possam vir a prejudicar os cursos d'água.

O conhecimento das leis ambientais para o tratamento e descarte de efluentes é essencial para evitar a poluição dos recursos naturais, além de poupar a saúde humana de doenças que podem ser transmitidas pela água e a não contaminação do solo, expondo assim a importância do tratamento do efluente antes do descarte do mesmo.

## 2.2 DISPONIBILIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA

A água é um recurso fundamental para as formas de vida existentes em todo planeta, em especial para os seres humanos e seu desenvolvimento socioeconômico. Estima-se que 70% da superfície terrestre é coberta por fontes hídricas, portanto, é um recurso abundante em todo o mundo (ANA, 2022). Apesar desta abundância, a má distribuição da água na superfície do planeta faz com que, a longo prazo, sua retirada seja maior que a oferta, o que causará o desequilíbrio dos recursos hídricos disponíveis, além da degradação dos ecossistemas aquáticos.

A disponibilidade e qualidade da água são indicadores importantes do desenvolvimento social e econômico de um país. Além disso, é fundamental analisar a capacidade de conservação e preservação dos mananciais. Locke (2024), afirma que usos antrópicos como agricultura, urbanização, mineração e silvicultura geram poluição difusa, enquanto a vegetação natural atua como barreira e filtro ambiental. Sublinha ainda a importância de manter áreas intactas de vegetação, especialmente em zonas ripárias e em toda a bacia, como estratégia de gestão hídrica.

De acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), estima-se que 97,5% da água existente no planeta é salgada, não sendo apropriada para o consumo (ANA, 2022). Apenas 2,5% desta água disponível é doce e, desses, a grande maioria (69%) está concentrada em geleiras de difícil acesso, 30% estão reservadas em aquíferos subterrâneos e somente 1% encontra-se disponível em rios e lagos. Isso significa que, apesar de ser um recurso abundante, sua utilização é limitada e desigual, o que acarreta em custos altos para assegurar água de qualidade para consumo humano.

Com o passar dos anos e o aumento da população e das atividades econômicas, muitos países enfrentam escassez hídrica, o que impacta seu desenvolvimento econômico. O Relatório

Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento da Água, divulgado pela UNESCO (2023) indica que cerca de 70 % da captação de águas subterrâneas globais destina-se à agricultura (produção de alimentos, fibras, pecuária e culturas industriais). A escassez de água no mundo pode ser atribuída à gestão inadequada dos recursos naturais e ao aumento constante da poluição ambiental (STIVAL et al. 2021).

O Brasil possui a maior reserva de água doce do mundo, representando cerca de 12% do total global. Desses, 80% estão concentrados na região norte, 15% na região Centro-Oeste, 6% no Sul, 6% no Sudeste e o restante na região Nordeste (JADE, 2018). Porém, apesar de ser favorecido quanto a isto, ainda assim são sentidos os efeitos da escassez. De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005) e Richter (2009), a indisponibilidade orçamentária e a falta de confiança na operação e manutenção de sistemas de abastecimento podem inviabilizar o uso de qualquer corpo d'água como fonte de água potável independentemente de sua qualidade.

No ano de 2002, foi elaborado o Comentário Geral nº 15, através do Comitê das Nações Unidas sobre os Direitos Econômicos, Sociais e Culturais, que dispunha sobre o direito humano à água. Nele, foram especificados os seguintes requisitos em relação ao acesso a água: qualidade suficiente para uso doméstico e pessoal, segurança e qualidade em relação aos riscos à saúde, aceitabilidade quanto a cor, cheiro e sabor, além de ser de fácil acesso, respeitando principalmente os princípios dos direitos humanos (SILVA E HELLER, 2016).

Em 2017, a UNICEF apontou que 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso a água potável em casa, e mais do dobro de pessoas não tem acesso ao saneamento seguro. Apesar da água ser um direito de todos, o Brasil tem baixa cobertura quando se refere ao saneamento básico, o que acarreta na dificuldade ao acesso adequado ao abastecimento de água, gerando problemas em relação à poluição dos ecossistemas e impactando negativamente a saúde da população.

Embora, em tese haja milhões de litros de água para cada brasileiro por ano, nem toda essa água é apropriada para o consumo. Além desta questão, de acordo com o Sistema de Autoavaliação da Eficiência Hídrica (SAVEH), o Brasil registra números alarmantes em relação ao desperdício de água, com perdas que podem chegar até 60% da água tratada para consumo em alguns municípios. De acordo com o SNIS, o Brasil apresentou uma perda média de 40,3% de água tratada antes no consumo em 2021. Em 2022, esse índice teve uma leve redução, chegando

a 37,8%. No entanto, nas 100 maiores cidades brasileiras, as perdas atingiram 45,4% em 2023. (BRASIL, 2022; 2023; 2024).

Segundo Konradt-Moraes (2009), são quase nulos os locais no mundo onde não há problemas de perda hídrica, degradação e poluição de águas subterrâneas e superficiais. A poluição dos recursos hídricos em sua grande parte é ocasionada pelo lançamento de substâncias químicas ou microbiológicas presentes em efluentes sanitários, agrícolas e industriais, causando alterações físicas, químicas e biológicas. Os principais problemas que afetam a qualidade da água dos rios e lagos são, em sua grande maioria, atribuídos ao tratamento inadequado de esgotos domésticos, ao controle irregular de efluentes industriais, à destruição das bacias de captação, ao desmatamento, à agricultura migratória e a práticas agrícolas prejudiciais. Todos esses fatores levam à perturbação dos ecossistemas aquáticos, acarretando na ameaça das fontes vivas de água doce.

## 2.3 CARACTERÍSTICAS DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS E SEUS EFLUENTES

A produção de resíduos vem desde os primórdios da civilização, onde inicialmente eram constituídos por restos de alimentos, que eram degradados através do ciclo natural. A partir do momento em que as civilizações evoluíram, a quantidade de resíduos aumentou gradualmente, sendo significativamente acelerada a partir do século XVIII com a Revolução Industrial, que marcou o início da produção em larga escala de produtos sintéticos e industrializados (SILVA, 2016).

A indústria alimentícia necessita de grande volume diário de água potável para sua produção. Ramjeawon (2000), afirma que o processamento de alimentos não está entre as atividades mais prejudiciais ao meio ambiente, porém, pode ser considerada poluente quando o descarte e despejo são feitos de forma inadequada, causando sérios danos ao meio ambiente. Além da elevada necessidade de água para o funcionamento das indústrias alimentícias, outros problemas podem ser observados e considerados relevantes, como a geração de águas resíduárias em larga escala com altas cargas orgânicas e a geração de grandes quantidades de resíduos sólidos.

A indústria de laticínios cresceu exponencialmente devido à alta demanda por leite e seus derivados. Este setor é caracterizado pela combinação de atividades voltadas para a produção de um insumo básico que resulta em uma ampla gama de produtos finais (HENARES, 2015). Com uma importância significativa na economia global, o Brasil ocupa o terceiro lugar no ranking dos maiores produtores de leite do mundo, com mais de 34 bilhões de litros produzidos anualmente em 98% dos municípios do país. Segundo Hessel (2022), há um grande potencial para que o Brasil alcance a primeira posição na produção de leite.

O volume de água consumido e efluente gerado pela indústria de laticínios varia muito dependendo do tipo de processo utilizado, dos produtos fabricados, da qualidade da água requerida e das práticas de gestão aplicadas. Apesar dos efluentes gerados no processo de produção serem de origem orgânica, eles podem ser extremamente prejudiciais ao meio ambiente. Isso se deve ao grande volume de rejeitos e à alta concentração de nutrientes, sólidos em suspensão e gorduras, que, se não tratados adequadamente, podem causar sérios danos ambientais quando despejados nos corpos hídricos (SCHMITT, 2011).

Os efluentes gerados pelas indústrias de laticínios apresentam elevada carga poluidora, com características físico-químicas que variam conforme o tipo de produto processado e a eficiência das práticas de limpeza e reaproveitamento de água adotadas. De modo geral, esses efluentes são compostos por altos teores de matéria orgânica, gorduras, proteínas, lactose, além de nutrientes como nitrogênio e fósforo, que podem contribuir significativamente para processos de eutrofização em corpos hídricos receptores (AZU WATER, 2023; MDPI, 2022).

O alto potencial poluidor das águas residuárias geradas pelas indústrias de laticínios destaca a necessidade de implementar mecanismos para o tratamento desses efluentes. O objetivo é produzir efluentes com menor carga poluidora e reduzir o impacto ambiental. Além disso, é essencial buscar soluções para a reutilização das águas residuais em diferentes situações (SILVA e EYNG, 2013).

A literatura reporta valores expressivos para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e para a demanda química de oxigênio (DQO). Em efluentes típicos de laticínios, a DBO pode variar de 500 a 3.000 mg/L e a DQO de 750 a 7.500 mg/L, com razão DQO/DBO<sub>5</sub> próxima de 1,2 a 1,5, indicando elevada biodegradabilidade (WATER TECHNOLOGY, 2018; TETRA PAK, 2021). Entretanto, em correntes específicas, como o soro de leite ou resíduos de produtos

concentrados, esses valores podem ser significativamente mais elevados, chegando a DBO acima de 40.000 mg/L e DQO próxima de 200.000 mg/L (AQUAENERGY EXPO, 2020; CONDORCHEM, 2023). Outros estudos apontam concentrações de nitrogênio total entre 30 e 50 mg/L e fósforo total entre 10 e 20 mg/L, reforçando o potencial de impacto ambiental caso não haja tratamento adequado (AZU WATER, 2023).

Além da carga poluidora, destaca-se o elevado volume de efluentes gerados. Estima-se que para cada litro de leite processado sejam produzidos, em média, entre 2,5 e 10 litros de efluente, dependendo do tipo de derivado lácteo produzido e da eficiência das operações de limpeza da planta industrial (ENGINEERING NOTES, 2021; INFLIBNET, 2020). Esse volume expressivo, associado às altas cargas orgânicas, evidencia a necessidade de tecnologias de tratamento que aliem eficiência na remoção de poluentes com alternativas de reaproveitamento da água e dos subprodutos presentes nos resíduos, de modo a reduzir os impactos ambientais e promover a sustentabilidade no setor.

## 2.4 TRATAMENTO DE EFLUENTES

Algumas indústrias buscam inovar no tratamento de seus efluentes, à procura de inovações para reduzir no custo e no impacto ao meio ambiente, além da possibilidade de reúso das águas residuárias. Para que se possa projetar uma estação de tratamento de águas residuárias, alguns fatores devem ser analisados, como a qualidade do efluente tratado e o destino final do mesmo que pode ser o lançamento no corpo receptor, reuso ou outro destino (SCHIMMITT, 2011).

Skoronski (2008), explica que os processos preliminares de tratamento são os condicionamentos da água para o reuso ou ainda o próprio tratamentos de efluentes. Esses processos podem ser divididos em três classes:

- a) **Processos Primários:** são processos físicos pelos quais são envolvidos fenômenos da natureza física em seu funcionamento e concepção. Dentre eles, os mais utilizados são caixa de areia, peneiramento, caixa de gordura, gradeamento, equalização, filtração e sedimentação.
- b) **Processos Secundários:** são processos de reações bioquímicas responsáveis pela remediação de determinados resíduos. Suas formas mais comuns são as lagoas de

estabilização, reatores de lodo, biodigestores e filtros biológicos.

c) **Processos Terciários:** são processos físico-químicos que desencadeiam reações não biológicas para proporcionar o tratamento desejado. Podem ocorrer através da precipitação, flotação, absorção, floculação/coagulação, processos oxidativos e filtração por membranas.

O tratamento primário está associado à remoção de partículas sólidas e sólidos em suspensão. Este por sua vez é obrigatório antes do processo secundário, pois caso não executado corretamente pode acarretar em danos aos equipamentos utilizados no processo, logo as partículas não serão removidas e irão atrapalhar a etapa seguinte tornando-a menos eficiente. Em alguns casos isolados, o tratamento terciário se faz indispensável devido a necessidade de remoção de poluentes ou substâncias produzidas durante a etapa secundária, como por exemplo segundo Renault et al. (2009), a remoção de sais produzidos pela mineralização da matéria orgânica.

Diversos problemas têm sido relatados durante o tratamento convencional do efluente de laticínio, que normalmente inclui o tratamento primário para a remoção de sólidos suspensos e gorduras, e o tratamento secundário. Cammarota e Freire (2006) e Machado et al. (2002), explicam que esses problemas estão relacionados à produção elevada de escuma, à baixa sedimentabilidade do lodo, à baixa resistência a choques de cargas, à dificuldade da remoção de nutrientes como o fósforo e nitrogênio e aos problemas na degradação de gorduras, óleos e outros tipos de poluentes específicos como o corante.

Arvanitoyannis e Kassaveti (2008), afirmam que os processos mais utilizados para o tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios são os tratamentos aeróbios e anaeróbios, tratamento de separação por membranas, “wetlands”, tratamentos por coagulação/floculação ou eletrocoagulação/precipitação, biorremediação ou ainda combinações entre estes tratamentos.

Geralmente, as técnicas de tratamento para águas residuárias oriundas da indústria de laticínios estão vinculadas aos processos tradicionais onde combinam tratamentos físico-químicos e biológicos. Porém, a ineficiência destes processos para a remoção dos compostos eutrofizantes e as desvantagens específicas de cada tratamento biológico, faz necessária a busca por sistemas que atendam a necessidade referente à qualidade dos resultados do efluente tratado, por

exemplo processos de natureza não-biológica, como a coagulação e a floculação, são utilizados para alcançar os resultados desejados.

#### *2.4.1 Reúso de Efluentes de Laticínios*

Devido à crescente demanda de água, a reutilização planejada, consciente e eficiente é essencial para controlar perdas e desperdícios afim de minimizar a produção de efluentes. A água resultante do tratamento de efluentes é um recurso extremamente atrativo para indústrias que buscam reduzir custos com a reutilização, visto que a prática do reúso melhora a percepção ambiental da indústria perante a população, podendo gerar aumento dos lucros na medida em que proporciona a redução dos custos em relação à compra de água tratada, além da diminuição da dependência de instalações de empresas de saneamento local (ANDRADE, 2011).

Para definir se há possibilidade de utilização de um efluente industrial, é necessário realizar um levantamento de qualidade da água requerida para cada tipo de utilização. De acordo com Braga Jr. et al. (2002), a qualidade da água de reúso e sua finalidade são determinantes para os níveis de tratamento e critérios de segurança a serem adotados posteriormente, podendo-se assim, determinar os custos efetivos para operação e manutenção do sistema.

O reúso contribui para a redução da captação de água visando distribuir o volume utilizado para fins mais nobres, além de reduzir os impactos ambientais dos setores industriais. No caso do setor de laticínios, os efluentes gerados possuem alta carga orgânica devido à presença de proteínas, carboidratos, gorduras e outros compostos orgânicos presentes nos resíduos gerados na produção. Além disso, os efluentes gerados no processo de produção do setor lácteo, possuem pH ácido, elevada concentração de sólidos totais, alta demanda química e bioquímica de oxigênio (SILVA et al., 2011).

A reutilização da água dependerá do nível de qualidade da água obtida no tratamento, de acordo com as regulamentações existentes no Brasil para água de reúso, sendo observadas principalmente a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico e a Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65, de 18 de junho de 2020, que estabelece as diretrizes, as modalidades e os procedimentos a serem observados na prática do reúso direto de água não

potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE) de sistemas públicos e privados, buscando a eficiência nos usos de recursos hídricos.

## 2.5 TURBIDEZ E COR

Pode-se caracterizar as impurezas presentes na água por meio de suas propriedades físicas, sendo turbidez e cor os principais parâmetros monitorados nas estações de tratamento que empregam processos físico-químicos, como coagulação e flocação, uma vez que influenciam diretamente a eficiência dessas operações (SILVEIRA et al., 2019). Nessas etapas, a turbidez está relacionada à presença de partículas suspensas, enquanto a cor está associada predominantemente à matéria orgânica dissolvida. Já nas estações que utilizam tratamentos biológicos, os parâmetros mais relevantes são demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), pois representam o teor de matéria orgânica biodegradável e oxidável do efluente, sendo essenciais para avaliar o desempenho dos processos aeróbios e anaeróbios. Assim, a distinção entre esses conjuntos de parâmetros é fundamental para a escolha adequada das técnicas de tratamento de águas e efluentes.

Vaz et al. (2010), explica que na água que apresenta turbidez, geralmente resultante da decomposição orgânica, da presença de íons metálicos ou do lançamento de dejetos industriais, é evidenciada por partículas suspensas que refletem a luz, fazendo com que estas não cheguem aos organismos aquáticos. A turbidez pode ser definida como um parâmetro que indica a possível presença de silte, argila, substâncias orgânicas e/ou inorgânicas, plânctons e algas que possam estar contidas na água bruta, podendo indicar o risco de entupimento das tubulações que essa água irá percorrer.

A cor da água resulta da presença de partículas muito pequenas capazes de absorver determinados comprimentos de onda da luz visível. Essa coloração pode ter origem tanto em microrganismos quanto em metais, como ferro e manganês, além da presença de plâncton, todos responsáveis por modificar a forma como a luz é refletida e percebida. Segundo o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 888/GM/MS, de 4 de maio de 2021, o limite máximo permitido para água para consumo humano é de 15 uH. Além disto, a portaria determina ainda que os parâmetros máximos de ferro e manganês devem ser de 0,3 e 0,1 mg/L, respectivamente. Entretanto, esses valores podem ser superiores aos valores máximos citados, desde que estejam

aliados a produtos químicos que sejam de baixo risco à saúde, como o poliortofosfato, não podendo ultrapassar 2,4 mg/L de ferro e 0,4 mg/L de manganês em suas concentrações.

Oliveira (2018), destaca que grande parte das fontes de abastecimento de água tem cor verdadeira elevada e baixa turbidez como as principais características físicas. A cor quando tem origem pela presença de substâncias húmicas de natureza orgânica, além de ter alta complexidade e estabilidade, é de difícil sua remoção. Essa matéria orgânica, pode ter origem natural, como é o caso da decomposição de resíduos vegetais e animais, quanto artificial, como o lançamento direto de efluentes e o carregamento de compostos químicos utilizados no meio agrícola, através do escoamento superficial em períodos de precipitação.

Quando a água apresenta cor intensa, não significa necessariamente que há também alta turbidez. Águas que apresentam cor verdadeira relativamente alta e baixa turbidez, tem o processo de tratamento de água dificultado devido a redução da incidência de colisões entre as partículas, que dificulta na formação de agregados, reduzindo a eficiência do processo de flocação, além de prejudicar as etapas subsequentes do tratamento. Este tipo de água pode criar subprodutos cancerígenos chamados de trihalometanos (THM), que tem origem da reação de substâncias que podem estar presentes na água, como esgotos e algas em mistura com o cloro ou outro desinfetante.

A água que apresenta turbidez maior em relação a cor, tem como principal mecanismo de coagulação a adsorção de monômeros e polímeros de alumínio pelas partículas coloidais. Já no caso das águas caracterizadas pela cor elevada em relação à turbidez, há um revestimento das partículas coloidais por compostos orgânicos e ácidos húmicos e fúlvicos livres em solução. A princípio, há reação entre os polímeros resultantes da hidrólise do coagulante químico com as substâncias húmicas em dispersão, o que faz com que se formem partículas que precipitam. Após este processo, são necessárias dosagens maiores de coagulantes quando comparadas com águas de cor baixa, pois os polímeros adicionais reagem com a turbidez e com os compostos coloidais (OLIVEIRA, 2018).

## 2.6 COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Segundo Vaz et al. (2010), o processo de coagulação/flocação tem por finalidade a remoção de substâncias coloidais, ou seja, material sólido em suspensão (turbidez) e/ou dissolvido (cor). Além disto, esse procedimento tem por finalidade reduzir a matéria orgânica presente na água que contribui para os índices de DBO e DQO. O processo de coagulação/flocação é a principal etapa para a otimização do tratamento da água, já que quando ocorre a flocação incompleta todas as etapas subsequentes são afetadas, pois o agrupamento dos flocos de forma ineficiente acarreta na dificuldade da sedimentação.

As etapas de coagulação e flocação consistem na aplicação de coagulantes químicos para a formação de espécies hidrolisadas com cargas positivas que atuam na precipitação de compostos em solução e desestabilização de suspensões coloidais de partículas sólidas (OLIVEIRA, 2018). De acordo com a NBR 12216 (1992), para o tratamento convencional de água, é necessária a adição de um coagulante no processo de mistura rápida. Em seguida, ocorrem as etapas de coagulação e flocação, seguidas pela decantação e filtração para a remoção das partículas suspensas.

Suave (2021), cita que o processo de coagulação visa a adição do coagulante para que ocorra a desestabilização das impurezas presentes na água, facilitando o aumento do tamanho das partículas na etapa da flocação. Esta, por sua vez, tem como objetivo a agitação da água realizada após a coagulação, promovendo o contato entre as partículas impuras e aumentando seu tamanho para posterior remoção.

No processo de coagulação/flocação, os flocos formados nem sempre terão características uniformes, pois podem resultar de uma variedade de impurezas que reagem com os diversos coagulantes utilizados. Essa variabilidade também depende do mecanismo de coagulação empregado.

Konradt-Moraes (2009) explica que a coagulação realizada com sais de alumínio e ferro, resulta de dois fenômenos. O primeiro fenômeno é o químico, que forma espécies hidrolisadas com cargas positivas devido à reação do coagulante com a água, dependendo da concentração do metal e do pH da mistura. Já o segundo fenômeno é físico, que transporta as espécies hidrolisadas para que ocorra contato com as impurezas que estão presentes na água. Esse processo é extremamente rápido e pode variar entre décimos de segundo a 100 segundos, dependendo das características da água como temperatura, pH, quantidades de impurezas etc.

Ao fim da fase de coagulação, a etapa de floculação se faz necessária para que as impurezas se aglomerem formando partículas maiores, como mostrado na Figura 1.

Figura 1- Representação esquemática das etapas de coagulação e floculação



Fonte: Di Bernardo e Paz (2008)

Di Bernardo e Dantas (2005) explicam que a coagulação decorre em dois mecanismos básicos. Primeiro, a coagulação eletrocinética, onde o Potencial Zeta é reduzido por coloides de cargas opostas ou através de íons. A segunda é a coagulação ortocinética, onde as micelas são agregadas formando flocos que aglomeram as partículas em suspensão. Neste caso o Potencial Zeta tem a medida do potencial elétrico definida entre a superfície externa da camada compacta, que é desenvolvida ao redor da partícula e entre o meio líquido em que ela está inserida.

De acordo com Azevedo et al. (1979), a floculação tem seu processo definido a partir do momento em que as partículas são forçadas a se movimentar, quando estão em estado electrostáticamente instável no seio da massa líquida. Esse fenômeno ocorre afim de que as partículas sejam atraídas entre si para a formação de flocos, que através da continuidade da agitação fiquem mais pesados devido à aderência de uns aos outros, onde posteriormente ocorrerá a separação dos mesmos nas unidades de decantação e filtração.

A floculação ocorre imediatamente após o processo de coagulação (mistura rápida), por isso está completamente ligada às dosagens de coagulantes e de reagente auxiliar, além do método de operação utilizado. No processo, há possibilidade das partículas suspensas se tornarem coloides ou agregados, devido à agitação prolongada e suave. Segundo Konradt-Moraes (2009), as câmaras onde ocorrem o processo de floculação, são projetadas a fim de ressaltar o fluxo laminar e prevenir que os flocos sejam destruídos, com mistura suficiente para que os mesmos

se formem. Afirma ainda que o tempo de mistura do processo de floculação se dá em um gradiente de velocidade entre 10 e 100  $s^{-1}$ , onde o tempo de floculação também é um fator que influência na formação do floco.

Outro ponto importante a ser analisado no processo de coagulação/floculação é a temperatura. Em temperaturas baixas, o floco é formado lentamente e com partículas finas, o que pode dificultar a decantação. Por outro lado, em temperaturas moderadas, o floco se forma mais rapidamente. Entretanto, Babbitt (1973) observa que, em certas condições, a presença de altas concentrações de coagulante pode levar a um aumento da temperatura.

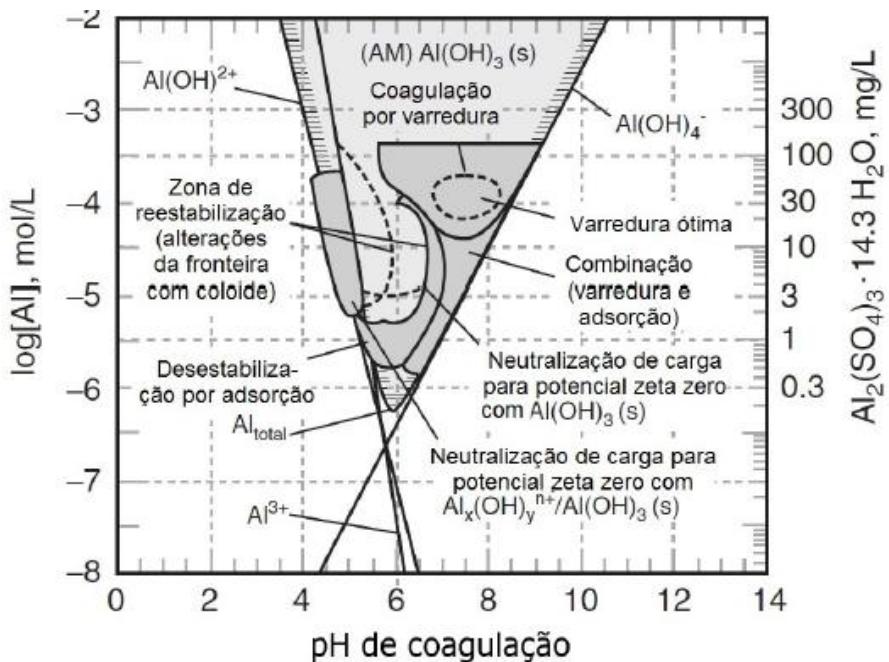
### *2.6.1 Diagrama de coagulação*

O estudo do coagulante e a otimização das condições químicas e dos parâmetros operacionais do processo de mistura rápida e floculação, são imprescindíveis para que os flocos sejam produzidos com características adequadas para sua remoção, visando a eficiência do tratamento de determinadas águas (OLIVEIRA, 2018). Para isto, a princípio são determinados os pares de valores de pH de coagulação x dosagem de coagulante a partir de diagramas de coagulação. Após este processo, os parâmetros ótimos de coagulação são determinados a partir de experimentos, fixando-se o gradiente médio de velocidade ( $G_f$ ) e tempo de floculação ( $T_f$ ). Por fim, os parâmetros de mistura lenta são otimizados e assim são encontradas as melhores condições de tratamento. De acordo com Di Bernardo, Botari, Paz (2004) e Moreno (2014), o valor de  $G_f$  pode variar entre 10 e 60  $s^{-1}$ , enquanto o  $T_f$  pode variar entre 10 e 40 minutos.

Edwards e Amirtharajah (1985), visando a possibilidade de planejamento, análise e interpretação de resultados obtidos através da coagulação, criaram o “diagrama de coagulação”, que relaciona pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação, para analisar testes feitos em Jartest e em instalações piloto. Essa ferramenta foi de extrema importância para estudos futuros, já que através dela pôde-se conhecer o melhor pH de atuação para cada tipo de coagulante e a dosagem necessária.

Sua elaboração é de extrema importância em diversos estudos que analisam parâmetros de remoção de turbidez, cor, filtração direta e seleção de dispositivos para mistura rápida. Através das estruturas do diagrama de coagulação, também é possível associar condições químicas específicas com a atuação dos diferentes mecanismos de coagulação de forma associada ou individual, conforme observado na Figura 2.

Figura 2- Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio como agente coagulante e associação das condições químicas com mecanismos de coagulação



Fonte: Adptado de Crittenden et al. (2012)

Segundo Konradt-Moraes (2009), através do diagrama de coagulação são feitos estudos visando diminuir a utilização de produtos químicos, minimizar o lodo gerado e otimizar a etapa de coagulação/flocação para obtenção de água potável para consumo. Além disto, através deste diagrama é possível fazer a associação de quais tipos de coagulante químico e natural, e quais dosagens em função do pH são necessárias para utilização nas ETA's, para obtenção de melhorias na água produzida.

De acordo com Amirtharajah e O'Melia (1990) e Valencia (1990), a construção do diagrama se dá através da sobreposição do diagrama de solubilidade do coagulante com as condições químicas em que o processo ocorre, obtidas por meio de Jartest, onde são variados os valores de pH de coagulação e dosagem do coagulante. As características da água são capazes de mudar

as condições do mecanismo de coagulação, por isso a construção do diagrama de coagulação para cada água de estudo é de extrema importância (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982).

### *2.6.2 Coagulantes Químicos*

Nos processos de tratamento de água convencionais que envolvem a clarificação, coagulação e floculação, o uso de coagulantes para a remoção de cor, turbidez e matérias orgânicas, tem se mostrado cada vez mais assertivo quanto à sua utilização para conferir água de qualidade. A principal característica dos coagulantes é sua capacidade de produzir precipitados e espécies hidrolisadas no meio aquoso, fazendo com que as partículas suspensas na água sejam desestabilizadas (SILVA, 2016).

O tipo de coagulante escolhido irá depender das características da água a ser tratada, da eficiência do processo utilizado e da viabilidade econômica. Neste caso, é necessária a realização de testes a fim de determinar as dosagens corretas para o tratamento do efluente. Libânia et al. (1997), afirmam que a escolha do coagulante se baseia na sua eficiência, no custo dos produtos químicos envolvidos no processo de coagulação como um todo e no volume de lodo gerado. O lodo gerado na ETA é influenciado diretamente pelo processo de coagulação/floculação utilizado, sendo este composto por água e sólidos suspensos que estejam contidos na água, acrescidos ainda de resíduos dos reagentes aplicados na água durante o processo de tratamento.

Em um estudo feito por Pavanelli (2001), foram testados quatro tipos de coagulantes químicos para verificar a eficiência no processo de tratamento de água. São eles: sulfato férrico, cloreto férrico, sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio. Através do estudo, ficou comprovado que não há dosagem de coagulante, nem pH de coagulação ótimos, e sim pares apropriados de “dosagem de coagulante x pH de coagulação” para cada situação. Ele ainda reforça a importância de se construir um diagrama de coagulação para cada água estudada, afim de analisar com maior precisão as regiões de maior remoção e a necessidade da utilização de alcalinizante ou acidificante para obtenção da remoção desejada, além de atentar-se ao custo dos produtos químicos utilizados.

No entanto, impactos ambientais são constantemente discutidos devido à utilização de coagulantes a base de alumínio e ferro, que tem como desvantagem resíduos gerados quando utilizados nos processos de coagulação e floculação, já que são ricos em hidróxidos metálicos não biodegradáveis (LIMA JUNIOR E ABREU, 2018).

Dentre os diversos tipos de coagulantes químicos existentes no mercado, o sulfato de alumínio merece uma atenção especial, já que é o coagulante mais utilizados no mundo para o tratamento de água devido a seu baixo custo, além de sua facilidade de transporte e manuseio. Ele é identificado através da fórmula  $Al_2(SO_4)_3$ , podendo ser disponibilizado na forma de pó, pedra e soluções concentradas, sendo caracterizado por sua cor acinzentada. Geralmente, o sulfato de alumínio é eficiente no processo de coagulação quando a água analisada tem pH entre 5,5 e 8. Entretanto, o seu uso em larga escala vem sendo discutido mundialmente, pois o alumínio permanece na água e gera grande produção de lodo.

Um ponto que deve ser extremamente bem analisado ao utilizar coagulantes químicos é a presença de alumínio e manganês na água tratada, pois a concentração desses contaminantes está associada ao desenvolvimento de doenças que afetam o sistema nervoso central (GOYER, 1995; RICHARDSON e GANGOLLI, 1992). O alumínio não é a principal causa do Alzheimer, entretanto as transformações moleculares causadas pelo uso de quantidades elevadas do mesmo podem causar o agravamento e progresso da doença (MCLACHLAN, 1995).

### *2.6.3 Coagulantes Naturais*

A preocupação em substituir coagulantes químicos por coagulantes naturais para obtenção de água potável, surgiu inicialmente com a ideia de melhorar o processo de coagulação/floculação, visando a qualidade dos flocos e a eliminação da presença de metais no lodo produzido, além da preocupação com a associação do alumínio ao Alzheimer.

Lima Junior e Abreu (2018), afirmam que o desenvolvimento de novos floculantes e coagulantes originados de matéria-prima abundante na natureza, ganham cada vez mais espaço através de tecnologias que visam princípios da “química verde”. Teixeira et al. (2017), cita como vantagens de coagulantes orgânicos a alta disponibilidade de matéria-prima que na maioria das vezes é renovável, tem baixa corrosividade perante o sistema de distribuição, não

apresenta riscos a saúde humana e animal, além de reduzir custos e perigos no tratamento de água em relação a coagulantes inorgânicos.

De acordo com Tanac (2003), o lodo gerado com coagulantes naturais não possui alumínio incorporado, uma vez que esses coagulantes são orgânicos. Devido a isto, é gerada grande quantidade de matéria orgânica que não é prejudicial ao meio ambiente. Além disso, o lodo pode ser usado como composto orgânico na agricultura posteriormente à sua remoção, e ainda pode ser decomposto através de processos biológicos de biodigestão. Essa abordagem não apenas facilita a disposição em aterros sanitários, mas também contribui para a redução dos custos de transporte.

Kawamura (1991), alega que devido aos motivos desfavoráveis em relação ao uso de coagulantes químicos, países como Japão, China, Índia e Estados Unidos, tem optado pela utilização de polímeros de origem natural. Essa escolha se deve às vantagens que esses agentes oferecem no tratamento de águas superficiais, visando a produção de água potável.

Akelah e Moet (1990), afirmam que a flocação através de polímeros, é explicada devido às ligações poliméricas e à neutralização das cargas do polímero. Asseguram ainda que os polieletrolitos são polímeros de cadeia molecular longa, sendo que, quando ocorre a adição de água aos mesmos, é gerado um número de cargas muito grande. Essas cargas quando positivas dão nome ao polieletrolito de “catiônico” e quando são negativas, são chamados de “aniônicos”, podendo ser ainda “não iônicos”.

São apresentados por Lima Junior e Abreu (2018) como exemplo de coagulante natural os taninos, que são constituintes de coagulantes e floculantes poliméricos catiônicos utilizados no tratamento de efluentes industriais, devido a sua capacidade de neutralizar cargas superficiais que contenham partículas coloidais em suspensão, beneficiando sua aglomeração e posterior remoção.

#### *2.6.4 Tanfloc*

Ao longo dos últimos anos, a indústria nacional começou a interessar-se pelo investimento em pesquisas e desenvolvimento de produtos floculantes orgânicos biodegradáveis de origem

vegetal. Alguns desses coagulantes vegetais são fabricados a base de tanino, com finalidade de clarificação da água, tendo seus resultados comprovadamente eficientes no processo de floculação primário quanto no auxiliar. O Tanino é um coagulante de origem natural, que pode ser extraído de diversas partes de árvores, frutas, folhas, entre outros. Algumas das espécies de plantas que podem ser utilizadas para a fabricação de tanino são *Acacia* e *Schinopsis*, *Quercus ilex*, *Castanea* e *Pinus*. A Figura 3 ilustra a Acácia-negra (*Acacia mearnsii De Wild*) que recebe grande destaque devido a sua adaptação a climas secos, tendo em seu cultivo a principal fonte de produção de biocoagulantes por ser rica em tanino (PEQUENO et al., 2019).

Figura 3- Acácia Negra (*Acacia mearnsii De Wild*)



Fonte: Revista Campo e Negócios (2020).

Diversos trabalhos, como os desenvolvidos por Sánchez-Martín et al. (2010), demonstraram que sua utilização como coagulante proporciona bons resultados de remoção de turbidez e cor, é de fácil utilização e produz lodo com boas características de biodegradabilidade, o que em linhas gerais pode configurar alternativa viável aos coagulantes químicos.

Os diversos estudos já realizados utilizando o tanino como coagulante confirmam que a sua eficiência depende principalmente da estrutura química e do grau de modificação química que ele sofre em sua extração (HAMEED et al., 2016). Entretanto o fato de poder ser extraído de

diferentes locais da planta e de diferentes espécies dificulta a determinação de sua estrutura química exata. A alteração química realizada nos taninos para que possam atuar como agentes coagulantes, compreende a adição de grupos carregados positivamente, de forma a permitir a interação com as partículas coloidais presentes na água, em sua maior parte são carregadas negativamente.

Para a cationização de taninos é necessário possibilitar reações químicas que permitam manter as características como solubilidade e estabilidade em diferentes pHs e acrescentem novas características que conferem carga positiva, permitindo sua utilização como coagulante (BELTRÁN-HEREDIA et al., 2010). Os referidos autores utilizaram o tanino, em ensaios de Jartest, no tratamento de água sintética com adição de cor para simulação de efluente de indústria têxtil, água sintética com adição de surfactantes para simulação de efluente de lavanderia, água natural de um rio e efluente doméstico. Verificaram que quanto maior o grau de cationização melhores os resultados da clarificação para temperatura ótima de experimento, próximas a 30º C.

Dentre as principais vantagens da utilização dos taninos, pode-se citar a eliminação ou diminuição da toxicidade presente na água oriunda de fontes com cianofíceas ou bactérias clorofiladas, além da possibilidade de adsorver metais que nela forem diluídos, aglutinando-os por precipitação (SILVA, 1999). Além destas vantagens, o menor custo, uso de matéria-prima renovável, diminuição da geração de lodo e obtenção de lodo orgânico com facilidade de remoção, são fatores que influenciam ainda mais na escolha de coagulantes naturais na substituição do sulfato de alumínio para o processo de tratamento de água mais limpo.

Dias et al. (2005), afirma que o Tanfloc é definido como um polímero orgânico catiônico com baixa massa molar, à base de taninos naturais. O Tanfloc, de acordo com seu fabricante Tanac, é um extrato vegetal aquoso de tanino, composto de estruturas de flavonoides, com massa molar média de 1,7 kDa. Através de informações toxicológicas, é possível afirmar que as doses utilizadas não conferem risco a saúde. Quando o pH é analisado em relação ao sulfato de alumínio no tratamento de água, geralmente há uma grande queda, o que exige correção. Já no caso do Tanfloc, seu uso não gera necessidade de correção, já que a redução do pH é bem pequena por não consumir alcalinidade do meio, sendo ao mesmo tempo efetivo em grandes faixas de pH, entre 4,5 a 8, segundo Silva (1999).

De acordo com Konradt-Moraes (2009), são inúmeras as vantagens da utilização do Tanfloc quando comparados aos processos de precipitação química e coagulação/flocação tradicionais, como por exemplo a origem vegetal, a facilidade na produção através da modificação química dos taninos e a facilidade no ajuste do pH quando comparados aos sais de alumínio e ferro. Segundo Tanac (2003), experiências que analisaram a concentração de Tanfloc, mostraram que quanto mais eram diluídas, maior era sua eficiência, tendo valores recomendados entre 5 e 10 % (m v<sup>-1</sup>).

Os flocos formados pela utilização do Tanfloc, de acordo com Tanac (2003), possuem forma irregular, o que gera uma maior área de contato em relação ao flocos formados pelo sulfato de alumínio. Isso acarreta em uma clarificação com maior eficiência e menor turbidez ao final do processo. Afirma ainda que os resíduos gerados nos decantados representam 10% em relação à utilização de outros produtos similares, sendo que tem tamanho médio e apresenta rápida decantação, além de boa clarificação.

Nnaji et al. (2013) utilizaram tanino extraído da planta *Anacardium occidentale* para a remoção de sólidos suspensos de efluente obtido em indústria de fibrocimento. Os ensaios foram conduzidos em equipamento Jartest com remoção ótima observada de 84%. Vaz et al. (2018), com utilização de tanino extraído a partir da flor de *Musa sp.*, obtiveram remoção de 97,58% de turbidez nos ensaios de Jartest no tratamento de efluente de indústria de processamento de minério de ferro.

Beltrán-Heredia et al. (2009) avaliaram a eficiência de oito coagulantes, dentre eles quatro diferentes taninos comerciais (Silvafloc, Tanfloc, Acquapol C-1 e Acquapol S5T), na remoção de tintas utilizadas em indústrias têxteis. Em sua pesquisa, enquanto o sulfato de alumínio removeu menos de 5% da tinta nos ensaios preliminares, os taninos comerciais obtiveram resultados entre 50 e 65%. No entanto, foi verificado que a remoção depende da afinidade do coagulante com a tinta, já que foram verificadas remoções menores que 10% para a Indigo Carmine e maiores que 80% para a Palatine Fast Black WAN para o coagulante Acquapol C-1 para a turbidez.

Sánchez-Martín et al. (2010) avaliaram a eficiência do coagulante Silvafloc (Silvateam), comparando-o com o Tanfloc, *moringa oleifera* e sulfato de alumínio na clarificação de água

de rio, utilizando o equipamento Jartest. Todos os coagulantes propiciaram remoção de turbidez acima de 80%, com os melhores resultados obtidos utilizando-se a moringa e o Tanfloc.

Grehs et al. (2019) compararam, a partir de ensaios conduzidos com o Jartest, os resultados obtidos com utilização do Tanfloc e do sulfato de alumínio com coagulantes no tratamento de efluente doméstico. A remoção obtida com o alumínio foi de 94 e 88% para turbidez e cor, respectivamente, um pouco superior às do tanino, de 89 e 73,6%, respectivamente. No entanto, a dosagem de sulfato de alumínio requerida foi quatro vezes superior à de tanino.

Santos et al. (2018) compararam diferentes extratos de tanino comerciais, além do Sulfato de Alumínio para o tratamento de água residual de processamento de mandioca por meio de ensaios de Jarteste. A cor e turbidez remanescentes foram os parâmetros avaliados, e os melhores resultados obtidos foram os de Acquapol S5T (Acqua Química) e Tanfloc SL, com remoção de 77,5% e 88,5% de cor e turbidez, respectivamente. Diversos outros estudos com utilização do tanino no tratamento de diversos tipos de efluente demonstraram o potencial de utilização deste coagulante natural em relação a coagulantes químicos tradicionais, evidenciando vantagens sobre estes (HAMEED et al. 2016).

## 2.7 SEDIMENTAÇÃO

Azevedo (2013), define a sedimentação como uma operação unitária que utiliza a força gravitacional sobre as partículas na remoção dos sólidos pela disposição dos mesmos no fundo de tanques, com distintas configurações e formatos. Afirma ainda que é o procedimento mais utilizado em Estações de Tratamento de Água e Esgoto no Brasil, visto que possui grande facilidade operacional devido ao baixo número de variáveis controláveis.

O processo de sedimentação está relacionado com as propriedades de cada partícula presente no fluido, assim, quando o processo ocorre, o resultado é um fluido clarificado com suspensão mais concentrada. As partículas sedimentam de diferentes formas a depender das características de cada uma e de sua concentração. Desta forma, de acordo com Santos et al. (2005), é possível classificar a sedimentação em três formas, que são ilustradas através da Figura 4:

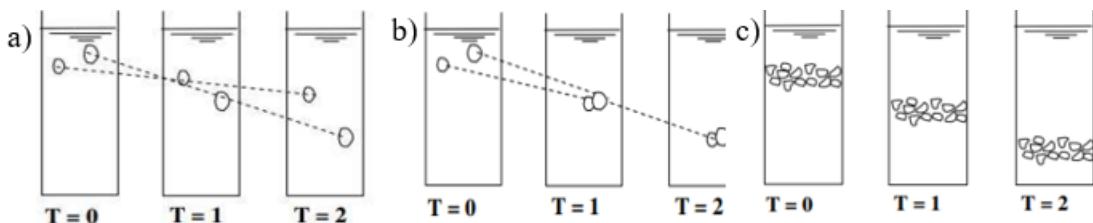
- a) **Sedimentação Discreta:** ocorre quando as partículas sedimentam de forma

individualizada, mantendo-se as características físicas da suspensão, onde geralmente tem baixa concentração de sólidos, sem agregação entre elas. Neste caso, já que as partículas que fazem a alimentação dos tanques de sedimentação, apresentam como características uma morfologia irregular e de baixa esfericidade, de acordo com Azevedo (2013), a velocidade de sedimentação dos flocos é determinada através da relação entre o deslocamento vertical da partícula ( $\Delta d$ ) e o tempo ( $\Delta t$ ) necessário para que ela percorra essa distância em ensaios de proveta conforme Equação 1.

$$v = \frac{\Delta d}{\Delta t} \quad (1)$$

- b) **Sedimentação Floculenta:** ocorre quando há aglomeração das partículas, onde acarreta em alterações consideráveis de suas características de sedimentação e físicas, como por exemplo a sedimentação de partículas orgânicas que ocorrem no decantador primário do processo de lodo ativado. Esse tipo de sedimentação é caracterizado pelo aumento gradual da velocidade de decantação do corpo em suspensão, e ocorre, pois, os sólidos tem sua massa aumentada devido a interação das partículas, gerando uma queda acelerada.
- c) **Sedimentação Zonal:** ocorre quando as partículas são sedimentadas em uma única massa, principalmente quando há ocorrência de elevadas concentrações de sólidos suspensos, onde é possível observar uma interface nítida de separação entre as fases sólida e líquida. Um exemplo deste tipo de sedimentação pode ser observado no decantador secundário do sistema de lodo ativado.

Figura 4- Tipos de sedimentação: (a) sedimentação discreta, (b) sedimentação floculenta e (c) sedimentação zonal.



Fonte: UFSM (2020), adaptado pela Autora (2025).

## 2.8 CARACTERÍSTICAS DOS FLOCOS

De acordo com Arboleda (1992), os flocos resultantes das colisões sucessivas entre as partículas, são dependentes da relação entre suas velocidades de formação vinculadas ao tamanho das partículas, à agitação do meio, ao grau de desestabilização e a concentração das

partículas, fazendo com que ocorra a otimização da aderência através do choque, contribuindo assim para a formação dos agregados que irão influenciar significativamente e diretamente nas características de sedimentabilidade dos flocos.

Flocos com características e tamanhos distintos podem apresentar a mesma velocidade de sedimentação. Isso ocorre, pois, a sedimentação depende da densidade e da força de ligação entre as partículas que constituem o floco, podendo também apresentar diferentes tempos de sedimentação para flocos com forma e tamanhos semelhantes (HAN et al., 2006).

O processo de tentar descrever a variação do tamanho das partículas em meio aquoso, segundo Thomas et al. (1999), teve início com Smoluchowski (1917), em um modelo baseado nas seguintes hipóteses: se a eficiência das colisões é de 100%; se o escoamento experimentado pelo meio líquido é laminar; se as partículas estão monodispersas; se não ocorre ruptura dos flocos formados; se todas as partículas são esféricas e permanecem assim após as colisões, e se as colisões ocorrem somente entre duas partículas.

#### *2.8.1 Força, Ruptura e Reformação dos Flocos*

Segundo Bache e Gregory (2010), o fator que exerce maior influência sobre a densidade e a força de formação dos flocos é o tamanho do floco. afirmam ainda, que a força do floco está diretamente relacionada à sua estrutura, dependendo assim do processo de formação dos mesmos. O crescimento dos flocos não é infinito, chegando a um estado estacionário para dadas condições de cisalhamento, estando geralmente relacionado com a quebra de modo que a taxa de agregação está condicionada ao equilíbrio entre a formação e a ruptura dos agregados.

De acordo com Jarvis et al. (2005), é de extrema dificuldade o desenvolvimento de técnicas para quantificação da resistência dos agregados, visto que a grande variação do tamanho, forma e composição dos mesmos, além de sua ruptura acontecer através da erosão superficial e pela fragmentação em larga escala. Devido ao aumento dos gradientes médios de velocidade, pode ocorrer a ruptura dos flocos, que decorrem da resistência do floco e da intensidade do cisalhamento.

A capacidade que os flocos têm de recrescerem, podem acarretar em uma melhor eficiência da remoção dos flocos (JARVIS et al., 2005). A etapa de recrescimento é facilitada devido aos flocos desagregados apresentarem maior contato entre si. Dessa forma, o fator de força (que é a resistência estimada do flocos), pode ser relacionada através do diâmetro médio do flocos, conforme Equação 2. De acordo com François (1987), o fator força é responsável por medir a sensibilidade do flocos ao aumento das forças de cisalhamento em sua superfície. Já o fator de recuperação é utilizado para medir a capacidade de recuperação do flocos após ser rompido, conforme Equação 3, indicando a sensibilidade do flocos quanto à intensidade da mistura em relação à capacidade de reflocação.

$$Fator\ de\ força = \frac{d_2}{d_1} \times 100 \quad (2)$$

$$Fator\ de\ recuperação = \frac{d_3 - d_2}{d_1 - d_2} \times 100 \quad (3)$$

Em que:

$d_1$  o diâmetro médio do flocos antes da ruptura;

$d_2$  o diâmetro médio do flocos após a ruptura;

$d_3$  o diâmetro médio do flocos após reflocação.

Em resumo, um fator de força (FF) elevado, indica os flocos que possuem maior capacidade de resistir ao cisalhamento, devendo ser considerados mais fortes do que os de uma suspensão de FF inferior. De maneira contrária, o aumento do fator de recuperação (FR), indica flocos com menor capacidade de recrescimento após sofrerem cisalhamento.

A estabilidade dos flocos em suspensão depende da facilidade de quebra dos mesmos, sendo relacionada diretamente com a força e o número de relações que os mantém juntos. No início, durante a rápida formação, os micro flocos agregados dominam a quebra dos flocos. No entanto, à medida que os flocos vão aumentando a importância da ruptura também aumenta, até que a distribuição do tamanho das partículas chegue a um estado estacionário de crescimento, assim, o tamanho dos flocos nesse estado é regido através de condições onde prevalecem os choques/cisalhamentos dentro do recipiente que os contêm. De acordo com Jarvis et al. (2005), a taxa de colisão e a natureza de interação das partículas, se torna fundamental para a taxa de

crescimento dos flocos, podendo ser resumida como o resultado da diferença entre a taxa de agregação e a taxa de quebra dos flocos.

### 2.8.2 Dimensão Fractal

Os conceitos da geometria fractal são de grande importância e utilidade para a descrição da superfície robusta dos agregados grandes, irregulares e porosos, que não sejam bem definidos pela geometria euclidiana (CHAKRABORTI et al., 2000). Os agregados resultados do processo de tratamento de efluentes apresentam geometria fractal, o que implica que eles sejam auto-similares e possuam uma variação de escala (LI et al., 2006).

Segundo Waite (1999); Bushell et al. (2002); Jarvis et al. (2005), a representação matemática da estrutura dos fractais de massa é representada através da Equação 4. Qualquer objeto que pode ser encontrado em um processo físico real tem uma dimensão fractal em massa compreendida entre o intervalo de 1 à 3 (BUSHELL, 2002).

$$M \propto L^{D_f} \quad (4)$$

Sendo:

$M$  a massa das partículas;

$L$  o tamanho das partículas;

$D_f$  a dimensão fractal em massa.

Waite (1999), afirma que uma expressão semelhante pode ser escrita através do número de partículas por agregado ( $N$ ) relacionado ao tamanho do agregado (Equação 5).

$$N \propto L^{D_f} \quad (5)$$

De acordo com Gregory (1997), a dimensão  $L$  pode ser definida de várias formas onde geralmente é tomada como o raio de rotação do agregado. Quando se aplica a Equação 3 sob uma grande quantidade de agregados, é possível se observar uma das principais características dos agregados fractais que é a autossimilaridade estrutural em que pequenas partes do agregado possuem a mesma estrutura do agregado como um todo.

Existem três tipos de representação das estruturas fractais: unidimensional, bidimensional e tridimensional (CHAKRABORTI et al., 2003). Segundo Chakraborti; Atkinson; Van Benschoten (2000), a dimensão bidimensional pode ser definida através da Equação 6, que relaciona a área projetada e o comprimento característico do agregado.

$$A_s \propto l^{D_2} \quad (6)$$

Em que:

$A_s$  a área projetada;

$l$  o comprimento característico dos agregados;

$D_2$  a dimensão fractal bidimensional.

Através do uso da técnica de análise de imagem, é possível realizar a determinação da dimensão fractal pela análise individual ou conjunta dos atributos dos agregados. Outra maneira para realizar essa determinação é através da técnica da caixa de areia, que consiste em selecionar pontos próximos ao centro da imagem e realizar a contagem da quantidade de massa de flocos que fica retida no interior de uma caixa de tamanho pré-definido, situada no centro do ponto selecionado. O cálculo da dimensão fractal pode ser calculada através da Equação 7, conforme Bushell et al. (2002).

$$D_f = \frac{\log(N)}{\log(L)} \quad (7)$$

Em que:

$N$  é a quantidade de massa contida em determinado volume;

$L$  é a dimensão linear deste volume (caixa).

### 2.8.3 Distribuição do Tamanho das Partículas

Para que se possa determinar a distribuição do tamanho das partículas, é necessário escolher o tamanho característico representativo. Como exemplo, pode-se citar segundo Santos et al. (2004), o diâmetro da esfera equivalente que relaciona o diâmetro da esfera com alguma propriedade do agregado, como área projetada, maior ou menor dimensão, volume, velocidade,

área superficial, velocidade de sedimentação e perímetro da área projetada. De acordo com Junker (2006), o Diâmetro de Feret ( $d_F$ ), representa o diâmetro de um objeto circular de mesma área que o objeto irregular (Equação 8), onde  $A_i$  é a área do objeto irregular.

$$d_F = \left( \frac{4A_i}{\pi} \right)^{1/2} \quad (8)$$

A distribuição do tamanho das partículas é importante para que se possa determinar a velocidade de sedimentação do grupo de agregados, que é fundamental no processo de coagulação/flocação. Essa distribuição depende do gradiente médio de velocidade e do tempo de exposição das partículas pelo mesmo (MORENO, 2014).

Crittenden et al. (2012) explica que a dimensão do tamanho das partículas pode ser representada através da relação entre a concentração do número de partículas e o incremento em seu tamanho, conforme Equação 9.

$$F(d_p) = \frac{dN}{d(d_p)} \quad (9)$$

Em que:

$F(d_p)$  a função que define a frequência de distribuição das partículas;

$dN$  a concentração do número de partículas em relação a mudança incremental no diâmetro das partículas;

$d(d_p)$  a mudança incremental no diâmetro das partículas.

Crittenden et al. (2012), afirma ainda que a distribuição de frequência obedece à lei de potência mostrada na Equação 10.

$$\frac{dN}{d(d_p)} = A(d_p)^{-\beta} \sim \frac{\Delta N}{\Delta(d_p)} \quad (10)$$

Sendo:

$A$  o coeficiente de densidade da lei de potência;

$d_p$  o diâmetro das partículas;

$\beta$  o coeficiente de inclinação da lei de potência.

Com a aplicação do log dos dois lados da equação apresentada é possível determinar os coeficientes  $A$  e  $\beta$ , representativos da distribuição de tamanho.

## 2.9 ANÁLISE DAS PARTÍCULAS POR IMAGEM

Há diversos métodos para obtenção e análise da distribuição do tamanho das partículas (DTP) por imagens, segundo Junker (2006). São eles: dispersão de luz por meio de laser, ultrassom, análise óptica de imagem, medição mecânica direta e análise digital de imagens.

Para que se possa realizar o acompanhamento da floculação através da aquisição e análise das imagens, são necessárias as configurações ideais de aquisição, visto que, após a aquisição é indispensável realizar o tratamento dessas imagens em softwares específicos, que irão diferenciar os elementos contidos nas imagens e transformá-los em números binários. De acordo com Marques Filho e Vieira Neto (1999), este processo recebe o nome de binarização, ou limiarização, sendo um processo simples onde é escolhido um limiar de tom cinza e posteriormente ocorre a conversão de cada pixel maior ou menor a este limiar em branco e os demais em preto. Desta forma, a partícula de interesse é evidenciada através do brilho elevado, se destacando no plano de fundo onde se torna possível realizar sua contagem.

As imagens quando monocromáticas, são representadas matematicamente em forma de matriz, onde cada índice de linha e coluna representa um ponto, que é o pixel. Marques Filho e Vieira Neto (1999), afirmam que a intensidade luminosa presente nesse ponto lhe atribui um valor proporcional em escala de cinza.

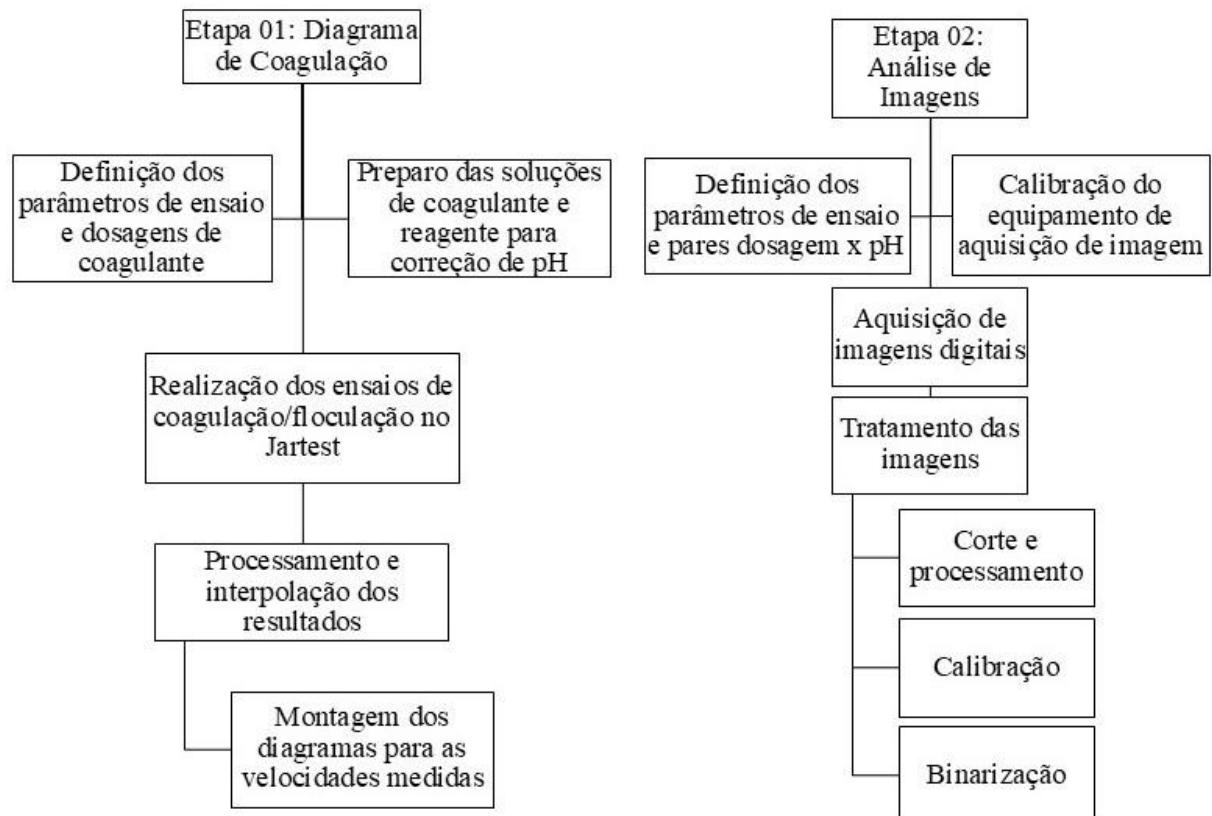
Neste trabalho, o interesse principal se concentra na determinação da morfologia e distribuição do tamanho das partículas para fins de avaliação da influência dessas características sob o processo de sedimentação. Vários estudos monitoraram o comportamento das partículas nos processos de coagulação e floculação, como pode ser observado nos trabalhos de Moruzzi (2005), Bouyer et al. (2005), Oliveira et.al. (2015) e Ren et al. (2017).

A partir do momento em que se estabelece um plano de luz incidente em um recipiente com suspensão, ocorre o destaque das partículas, possibilitando assim a aquisição das imagens através de uma câmera digital, tratadas posteriormente por softwares específicos (MENDES, 2017). A principal vantagem deste método é não ser intrusivo e não alterar o processo de coagulação/flocação/sedimentação.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão abordadas as metodologias que irão ser utilizadas para a realização de todas as etapas do estudo, bem como os materiais empregados para tal. Na Figura 5 está apresentado o fluxograma geral das etapas.

Figura 5- Fluxograma geral do trabalho a ser desenvolvido



Fonte: A Autora (2025).

#### 3.1 EFLUENTE LÁCTEO

As amostras do efluente para análise foram coletadas no Laticínio Karol, localizado no km 18 da Rodovia 190, na zona rural de Monte Carmelo.

A linha de produção da empresa iniciou há 27 anos, possui diversos funcionários e distribui seus produtos em todo estado de Minas Gerais. Atualmente, o leite utilizado para fabricação dos queijos e seus derivados vem de pequenos produtores rurais da região. Sua industrialização é de aproximadamente 20.000 litros de leite por dia.

Para a caracterização do processo produtivo, foram feitas diversas visitas in loco, durante as quais foram conduzidas conversas com o proprietário da indústria e com os funcionários responsáveis pela produção. O objetivo dessas interações foi identificar todas as etapas do processo, conhecer cada produto utilizado na fabricação dos queijos e seus derivados e assim, determinar os constituintes do efluente estudado.

O sistema utilizado pelo laticínio em questão, gera danos ao meio ambiente a longo prazo, visto que os resíduos orgânicos são depositados em caixas de passagem e posteriormente lançados em lagoas a céu aberto. Com o passar do tempo, à medida que esses dejetos se acumulam e secam no local devido ao calor, surgem fortes odores além da contaminação do solo devido à decomposição dos resíduos acumulados.

Diante dos problemas identificados ao longo do tempo, foi apresentada à empresa uma alternativa para o tratamento dos efluentes gerados no processo de produção dos produtos lácteos. O objetivo é reduzir o índice de poluição das águas residuais e diminuir os custos, minimizando os danos ao meio ambiente e priorizando o reúso da água.

Atualmente, o sistema de tratamento da indústria é composto apenas por caixas de armazenamento, que recebem os efluentes originários das etapas de processamento e produção dos queijos e seus derivados, por meio de uma única tubulação.

Quando uma caixa de armazenamento se enche, o líquido é passado para outra, sendo o sistema composto por sete caixas no total. O efluente acumulado nessas caixas é descartado posteriormente em uma lagoa independente. No entanto, após a chegada desse efluente na lagoa, não há nenhum processo de tratamento posterior. Aos poucos, esse efluente infiltra no solo, e quando a lagoa atinge sua capacidade máxima, ele é lançado em uma represa da propriedade.

As amostras foram coletadas diretamente da tubulação de chegada da primeira caixa (Figura 6), onde o efluente era considerado “bruto”, ou seja, sem entrar em contato com o efluente já armazenado.

Figura 6- Local de coleta do efluente de laticínio



Fonte: A Autora (2025).

As medições realizadas no efluente bruto, com o objetivo de analisar suas características e composição, foram pH, cor aparente e turbidez (Tabela 1).

Tabela 1 - Características do efluente bruto coletado

	Valor	Unidade
<b>pH</b>	5,14	-
<b>Cor Aparente</b>	5	mgPt-Co/L
<b>Turbidez</b>	>1100	UNT

Fonte: A Autora (2025).

A tabela fornece os dados sobre a coleta do efluente realizada, resultando em um pH de 5,14. Isso indica a acidez ou alcalinidade do efluente, podendo ser considerado levemente ácido. A cor do efluente é medida em unidades nefelométricas de cor (Pt-Co), que representam a concentração de compostos coloridos. Nesse caso, a concentração é 5 mgPt-Co por litro, indicando uma cor leve.

Já a turbidez refere-se à quantidade de partículas suspensas no efluente que afetam sua clareza. Um valor maior que 1100 unidades nefelométricas de turbidez (UNT) indica um nível alto de partículas no efluente, o que significa que ele está muito turvo.

### 3.2 EQUIPAMENTOS UTILIZADOS

Para realização dos ensaios foram utilizados os equipamentos a seguir para aferir os parâmetros analisados:

- a) pHmetro digital de bancada, modelo PG2000, da marca GEHAKA, com precisão de 0,01 pH, para medição do pH;
- b) espectrofotômetro, modelo DR 5000 UV-Vis, da marca HACH, para a medição de cor aparente;
- c) turbidímetro da marca PoliControl, modelo AP2000, para medição da turbidez;
- d) ponteiro laser, utilizado como fonte de iluminação para o estabelecimento de um plano de luz, evidenciando as partículas formadas durante a captura das imagens;
- e) câmera fotográfica digital D5500, da marca Nikon, para aquisição das imagens dos flocos formados no processo de flocação;
- f) cronômetro digital para medição do tempo de coleta de cada velocidade de sedimentação;
- g) reatores estáticos de bancada (Jartest), da marca NOVA ÉTICA, modelo 218/6 LDB com seis jarros, cada um com capacidade de 2L, provido de eixos com paletas movimentadas com rotações de variação entre 15 rpm e 600 rpm;
- h) programas computacionais: JPEG Crops para recorte das imagens capturadas; ImageJ 1.51, para tratamento das imagens; Camera Control Pro 2.0 (CCP 2.0), utilizado no controle da câmera e disparo do obturador durante a aquisição de imagens; Surfer 15, para interpolação de dados experimentais e elaboração do diagrama de coagulação; e planilhas eletrônicas para tratamento de dados e construção de gráficos;
- i) equipamentos diversos: agitador magnético, balança eletrônica digital com precisão de 0,0001 g, vidrarias variadas e copos descartáveis com capacidade de 50 mL para coleta das amostras, tripé para a câmera fotográfica e suporte para fixação do ponteiro laser.

### 3.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

No processo de coagulação/flocação/sedimentação, é de extrema importância a determinação da concentração adequada de coagulante e a faixa mais favorável à formação dos flocos. Desta forma, é possível afirmar que diferentes tipos de coagulantes apresentam melhor desempenho em certas faixas e concentrações de pH. Por isso, se faz necessário a realização de diversos ensaios em Jartest para a determinação da dosagem ótima do coagulante e a faixa de pH escolhida para o desenvolvimento do estudo com cada um dos coagulantes escolhidos.

Os ensaios de coagulação/flocação/sedimentação foram feitos com objetivo de elaborar os diagramas de coagulação, além da observação de quaisquer alterações da qualidade da água durante a realização dos experimentos como a eficiência da formação de flocos, para que posteriormente fosse possível a análise das características dos flocos em diferentes pares de valores de dosagem de coagulante x pH de coagulação.

Os experimentos de coagulação e flocação foram simulados no equipamento de bancada Jartest (Figura 7), que possui um painel digital para ajuste manual da rotação de paletas. As condições estabelecidas para a execução do experimento foram: gradiente médio de velocidade de mistura rápida ( $G_{mr}$ ) de  $800\text{ s}^{-1}$ , tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ) de 10 s, gradiente médio de velocidade de flocação ( $G_f$ ) de  $30\text{ s}^{-1}$ , e tempo de flocação ( $T_f$ ) de 20 min.

Para a obtenção dos diagramas de coagulação, foram realizados ensaios tanto com o coagulante químico Sulfato de Alumínio quanto com o coagulante orgânico Tanfloc, nas seguintes concentrações: 40 mg/L, 50 mg/L, 60 mg/L, 70 mg/L, 80 mg/L, 90 mg/L, 100 mg/L, 110 mg/L, 120 mg/L, 130 mg/L, 140 mg/L, 150 mg/L, 160 mg/L, 170 mg/L, 180 mg/L e 200 mg/L. Para cada dosagem, foram efetuadas três análises em função do pH, ou seja, para o primeiro jarro fez-se a combinação do efluente bruto sem correção de pH e a dosagem estabelecida do coagulante; no segundo jarro corrigiu-se o pH do efluente com NaOH para a faixa de 7 e manteve-se a dosagem do coagulante; no terceiro jarro também foi feita a correção do pH para a faixa de 9 e manteve-se a dosagem do coagulante. Ou seja, para a mesma dosagem de coagulante foram feitos três ensaios de variação de pH entre 5 e 9 em função da dosagem de coagulante, tanto de Sulfato de Alumínio quanto de Tanfloc, totalizando 96 ensaios.

Os ensaios foram realizados da seguinte forma:

- a) foram colocados em cada um dos 6 jarros, 2 litros do efluente com o auxílio de um becker;
- b) colocaram-se os volumes distintos do alcalinizante Hidróxido de Sódio (NaOH), da marca Sciacicco (Lote 1906009), nas 6 cubetas traseiras do Jartest, conforme pH desejado;
- c) colocaram-se os volumes de solução de coagulante correspondentes às dosagens de Sulfato de Alumínio da marca Synth (Lote 44590), ou de Tanfloc SL da marca Tanac (Lote 13558), nas 6 cubetas frontais do Jartest;
- d) programou-se o Jartest para melhor aproveitamento do tempo e padronização do experimento conforme Tabela 2.
- e) com as paletas abaixadas, o equipamento foi ligado com a rotação correspondente ao  $G_{mr}$  de  $800\ s^{-1}$ . Dessa forma, foi adicionado o volume correspondente ao alcalinizante aos jarros, homogeneizando a água antes da adição do coagulante por um período de 10 s;
- f) passados os 10 s iniciais, foram adicionadas as dosagens de coagulante aos jarros, com o respectivo  $G_{mr}$  e contabilizou-se o  $T_{mr}$  de 10 s, conforme programado anteriormente no Jartest. Ao final da mistura rápida, amostras de todos os jarros foram coletadas por meio de tubos coletores localizados a 7,0 cm da lâmina superficial de água, para conferir os respectivos pH de coagulação;
- g) após o tempo estabelecido para a mistura rápida, a rotação do Jartest foi reduzida para o valor correspondente ao  $G_f$  de  $30\ s^{-1}$ , durante  $T_f$  de 20 min, conforme programado;
- h) ao final da floculação, o aparelho foi desligado, as paletas foram erguidas e o cronômetro foi inicializado, a fim de inicializar as coletas de amostras nos tempos preestabelecidos, correspondentes às velocidades de sedimentação ( $V_s$ ):  $V_{s1} = 5,0\ cm\cdot min^{-1}$ ,  $V_{s2} = 2,5\ cm\cdot min^{-1}$ ,  $V_{s3} = 0,5\ cm\cdot min^{-1}$ , determinadas com base nas taxas de aplicação superficial aplicada em decantadores de ETAs, que são da ordem de 1,0 a  $5,0\ cm\cdot min^{-1}$ . O tempo necessário para as coletas foi calculado pela razão entre a altura da lâmina da superfície da água (7,0 cm) e a  $V_s$  desejada;
  - a. primeiramente, foram coletadas as amostras dos jarros que representam a primeira velocidade de sedimentação ( $V_{s1} = 5,0\ cm\cdot min^{-1}$ ), após decorrido o tempo de sedimentação ( $T_s$ ) de 1,4 min;

- b. com  $T_s$  de 2,8 min, foram coletadas as amostras que representam a segunda velocidade de sedimentação ( $V_{s2} = 2,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ );
- c. finalmente, foram coletadas as amostras que representam a terceira velocidade de sedimentação ( $0,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ ), com  $T_s$  de 14 min de sedimentação;
- i) determinou-se a turbidez das amostras coletadas sob diferentes taxas de sedimentação através do turbidímetro, para a construção dos diagramas de coagulação;
- j) determinou-se a cor aparente remanescente das amostras coletadas sob diferentes taxas de sedimentação por espectrofotometria, para a construção dos diagramas de coagulação.

Os parâmetros adotados para o experimento constam de forma resumida na Tabela 2.

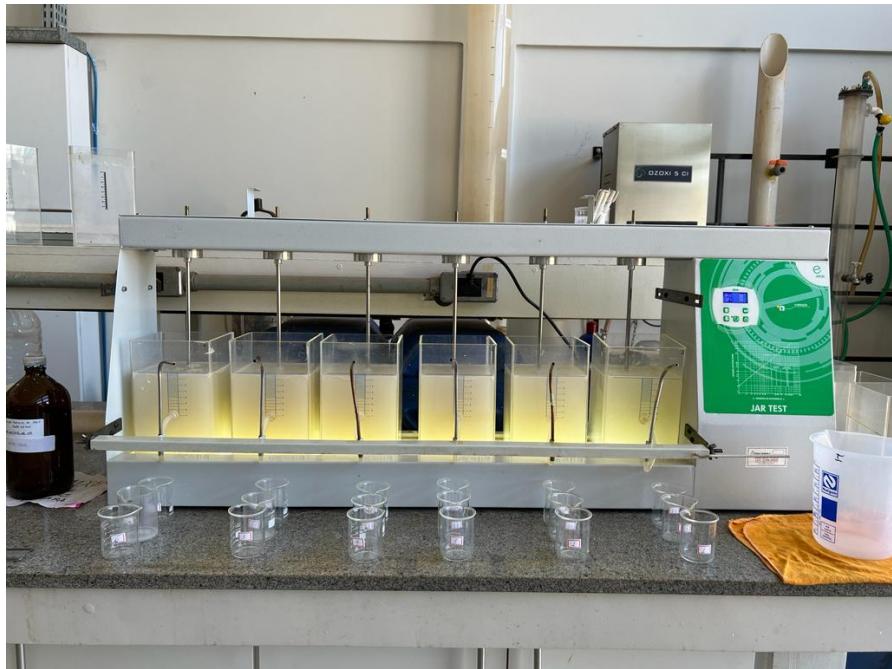
Tabela 2- Parâmetros adotados para obtenção dos diagramas de coagulação e programação do Jartest.

Etapa	Parâmetros	Valores	Rotação Jartest (RPM)	Tempo (s)
<b>Mistura Rápida</b>	$G_{mr}$	$800 \text{ s}^{-1}$	400	10
	$T_{mr}$	10 s		
<b>Floculação</b>	$G_f$	$30 \text{ s}^{-1}$	400	1,0
	$T_f$	20 min		
<b>Sedimentação</b>	$V_{s1}$	$5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$	30	1200
	$V_{s2}$	$2,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$		
	$V_{s3}$	$0,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$		

Fonte: A Autora (2025).

As disposições dos aparelhos para o experimento podem ser observadas na Figura 7.

Figura 7- Equipamento de Jartest para realização do experimento e coleta das amostras



Fonte: A Autora (2025).

### 3.3.1 Determinação do percentual de remoção de cor aparente

Por meio das leituras de residual remanescente de cor aparente, foram calculados seus respectivos percentuais de remoção (R), conforme a Equação 10.

$$E = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \quad (10)$$

Onde:

$E$  a eficiência de remoção, em %;

$C_0$  a cor aparente inicial da amostra antes do ensaio em Jartest, em mg Pt-Co/L;

$C_f$  a cor aparente final da amostra após a etapa de sedimentação, em mg Pt-Co/L.

## 3.4 ELABORAÇÃO DOS DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Os dados obtidos através dos ensaios realizados como as leituras do pH de coagulação, dosagem de coagulante e os percentuais relativos a remoção de cor e turbidez foram tabulados para uma planilha no *Microsoft Excel* e posteriormente transferidos para o programa *Surfer 15* para

interpolação dos dados. Desta forma, visou-se a estimativa dos percentuais em pontos não amostrados, sendo possível traçar as curvas de mesma eficiência de remoção, ou seja, o diagrama de coagulação.

Após tabelar os dados na planilha do *Microsoft Excel*, foi aberto o programa Surfer 15 onde uma nova planilha de trabalho foi gerada através da aba “*Worksheet*” no menu inicial do mesmo. Os dados foram copiados para esta tabela e posteriormente salvos no formato “*dat*”, extensão necessária para leitura no diagrama. Em seguida, foi criado o “*Gridding*” do arquivo anterior e salvo na extensão “*grd*”, através do menu “*Grid Data*” e seleção do arquivo gerado anteriormente.

As colunas foram organizadas da seguinte forma: no eixo x foram selecionadas as dosagens de coagulante, no eixo y foram selecionados o pH de coagulação e no eixo z os respectivos valores da remoção de turbidez e cor (%). Além disto, o “*Gridding Method*” selecionado foi o método de regressão de Krigagem (“*Kriging*”), que segundo Oliveira (2018), é um modelo matemático para interpolação espacial e estimativa dos percentuais médios de cor residual.

Em seguida, foram definidos os limites mínimos e máximos do eixo Y (pH de coagulação), na faixa entre 4,5 e 9, bem como do eixo X (dosagem de coagulante), na faixa entre 0,5 e 2 (ppm), através da opção “*Grid Line Geometry*”. Após isto, foi possível plotar os diagramas para cada velocidade de sedimentação através da opção “*Contour Map*” no menu “*Map*”.

### 3.5 OBTENÇÃO DE IMAGENS DIGITAIS E INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS

As características dos flocos como a distribuição de tamanho e diâmetro fractal, podem ser adquiridas através da obtenção e análise das imagens, permitindo assim o acompanhamento da evolução da distribuição de partículas, além da verificação da estrutura morfológica dos flocos durante o processo da floculação, fazendo com que tenha relação direta na eficiência do tratamento de água e esgotos (OLIVEIRA, 2018).

Nesta etapa, as velocidades de sedimentação foram avaliadas em 10 pontos selecionados através do diagrama de coagulação. Os pontos foram escolhidos a partir dos resultados de remoção de

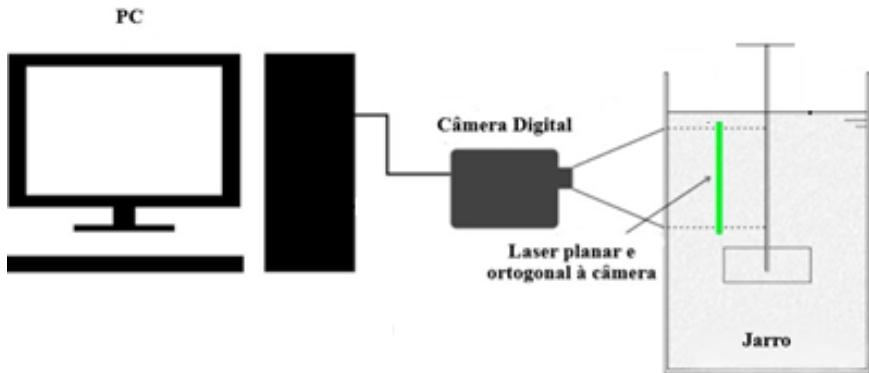
cor e turbidez, onde os pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação obtiveram boa remoção de cor e turbidez em algumas velocidades de sedimentação, mesmo que o mesmo ponto para outra velocidade de sedimentação tenha tido a remoção baixa ou até mesmo nula.

Após a escolha dos pontos através do diagrama de coagulação, os ensaios foram novamente realizados consistindo na simulação da etapa de coagulação pela adição de Sulfato de Alumínio e Tanfloc, além da correção do pH com NaOH, a qual foi submetida novamente ao  $G_{mr}$  de 800  $s^{-1}$  e  $T_{mr}$  de 10 s, e posteriormente ao  $G_f$  de 30  $s^{-1}$   $T_f$  de 20 min, conforme primeira etapa.

A análise das partículas foi feita através da técnica de aquisição e processamento de imagens, que é não intrusiva e não destrutiva e conta com o auxílio de uma câmera que tem como objetivo a aquisição de imagens *in situ* (Figura 8). Segundo Bouyer et al. (2005), Moruzzi e Reali (2010), essa técnica constitui-se de um jarro acrílico em diferentes condições operacionais sem a necessidade de se extrair as amostras, para que seja evitado possíveis alterações nas características morfológicas, se diferenciando dos métodos intrusivos como a granulometria e microscopia a laser.

Essa metodologia é baseada em um plano de luz que incide no jarro para visualização dos flocos conforme Figura 8. Após o laser ligado, é feita a captura das imagens dos flocos através da câmera fotográfica de alta resolução, que é acionada pelo computador em que está conectada. Após a captura das imagens, é feito o processamento para análise das mesmas através do programa *ImageJ*.

Figura 8- Esquema do aparato experimental



Fonte: Adaptado de Silva, P. A. G. (2017).

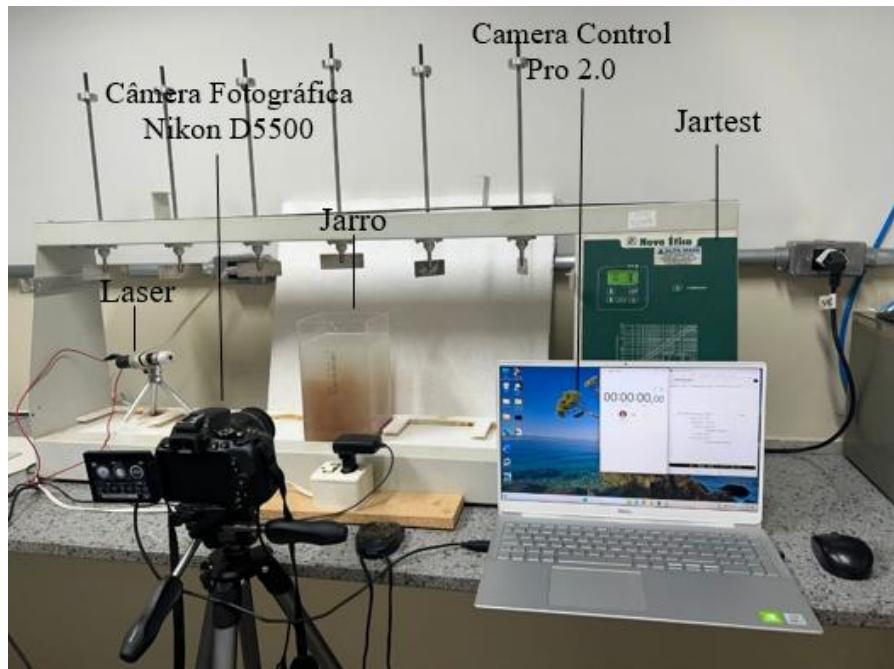
Para a obtenção das imagens, inicialmente limpou-se com água e sabão a parede do jarro de acrílico para evitar “ruídos” nas imagens. A câmera fotográfica Nikon D5500 foi fixada no tripé

em frente ao jarro com distância de aproximadamente 11,2 cm entre a lente e a parede frontal do jarro, possibilitando a captura de imagens no foco. O plano de luz para atravessar o jarro de acrílico foi constituído pelo laser com potência nominal de 98.000 mW, comprimento de onda verde de 532 nm e espessura de 2 mm, adaptado com um bastão de vidro cilíndrico, que foi disposto perpendicularmente à câmera de forma a proporcionar o brilho das partículas que passassem por este, possibilitando sua aquisição.

É imprescindível a manutenção de todas as características do aparato experimental, como distâncias e posicionamento, de modo que os resultados não sofram possíveis influências pela modificação óptica. Posteriormente, o campo de visão foi definido de forma que uma amostra dos flocos formados representasse toda a sua população, utilizando a resolução máxima da câmera de 6000 x 4000 pixels, possibilitando maior detalhamento da imagem.

Para a aquisição das imagens, a câmera foi colocada em frente ao jarro acrílico e perpendicularmente ao plano do laser, onde foi conectada ao computador e gerenciada pelo programa Camera Control Pro 2.0 (CCP 2.0), como mostra a Figura 9.

Figura 9- Instalação experimental para aquisição de imagens digitais em escala de bancada, composto de equipamento Jartest para a realização dos ensaios de coagulação/flocação/sedimentação, laser, câmera Nikon D5500 e computador com CCP 2.0



Fonte: A Autora (2025).

A fim de evitar a sobreposição, omissão de partículas, rastros e imagens deformadas, foi feita a calibração da câmera fotográfica antes da realização dos ensaios de aquisição das imagens para

otimizar os seguintes parâmetros: abertura do obturador (número F); compensação de exposição; sensibilidade ISO; velocidade de captura do obturador, evitando rastros ou deformações nas imagens; e frequência de disparo da câmera, para o estabelecimento de uma amostra de imagens representativa da população de flocos. A melhor configuração adotada de cada um dos parâmetros para a execução dos ensaios consta na Tabela 4.

Tabela 3- Configurações da câmera fotográfica para aquisição de imagens

Parâmetro	Valor utilizado
<b>Abertura do obturador</b>	F 5.6
<b>Compensação de exposição</b>	+1 1/3 EV
<b>Sensibilidade ISO</b>	8.000
<b>Velocidade de captura do obturador</b>	1/640
<b>Frequência do disparo</b>	4 qps
<b>Distância focal</b>	45 mm
<b>Resolução</b>	6000 x 4000 <i>pixels</i>

Fonte: A Autora (2025).

Para cada início de ensaio foi obtida uma imagem para calibração, necessária para a conversão das medidas de *pixels* em milímetros. Para tanto, foi utilizada uma régua graduada em centímetros como referência de medida, posicionada exatamente no plano de luz e também de foco da câmera. Após a retirada da régua nenhuma alteração foi permitida, caso contrário, todo o processo deveria ser refeito.

Para que os flocos ficassem bem nítidos através da captura das imagens, era necessário o mínimo de interferência externa. Para isto, a luz do laboratório era mantida desligada e a porta fechada durante a realização do ensaio de sedimentação, além do brilho da tela do notebook ajustado para o mínimo e a tampa entreaberta, já que o computador estava posicionado próximo à câmera. Deste modo, o jarro era iluminado unicamente pela luz do laser, o que permitia a visualização dos flocos.

Após o tempo de floculação, o aparelho foi desligado e a lâmina levantada para que ocorresse a sedimentação. Foi necessário levantar a lâmina no processo de sedimentação pois alguns flocos poderiam ficar aderidos a ela, causando alteração nos ensaios. Esse processo foi feito visando a diminuição da interferência entre os resultados.

Devido as dimensões do jarro e a influência da energia cinética do processo de floculação, foi observado que além do movimento das partículas ser descendente, era também rotacional após a cessação da mistura. Desta forma, esperava-se 30 segundos após o desligamento do Jartest e o início da captura de imagens. Esse tempo se fazia necessário para hastear a lâmina, fechar a porta do laboratório, apagar a luz e ajustar o brilho da tela do computador, além de ser um intervalo para redução da turbulência dentro do jarro após o processo de mistura lenta.

A aquisição das imagens foi feita no processo de sedimentação e o tempo de acompanhamento foi feito durante 15 minutos para cada tipo e dosagem de coagulante, com capturas a cada 30 segundos. A cada experimento, foram obtidas 4 imagens em cada intervalo de tempo, totalizando 120 imagens por ensaio, sendo ao final 1200 imagens no total. Estas imagens foram salvas automaticamente em uma pasta selecionada no computador e analisadas posteriormente.

### 3.6 ANÁLISE E TRATAMENTO DAS IMAGENS

#### 3.6.1 *Preparação e tratamento das imagens para análise*

As imagens obtidas possuem dimensão de 6000 x 4000 megapixels, onde apresentam áreas que não interessam ao estudo de sedimentação, visto que o laser só consegue cortar parte do jarro. Por isso, antes da análise, todas as imagens foram recortadas na mesma posição e tamanho utilizando o programa computacional *JPEGCrops*, de forma a se obter amostras homogêneas dos agregados e regiões com maior nitidez no interior do jarro.

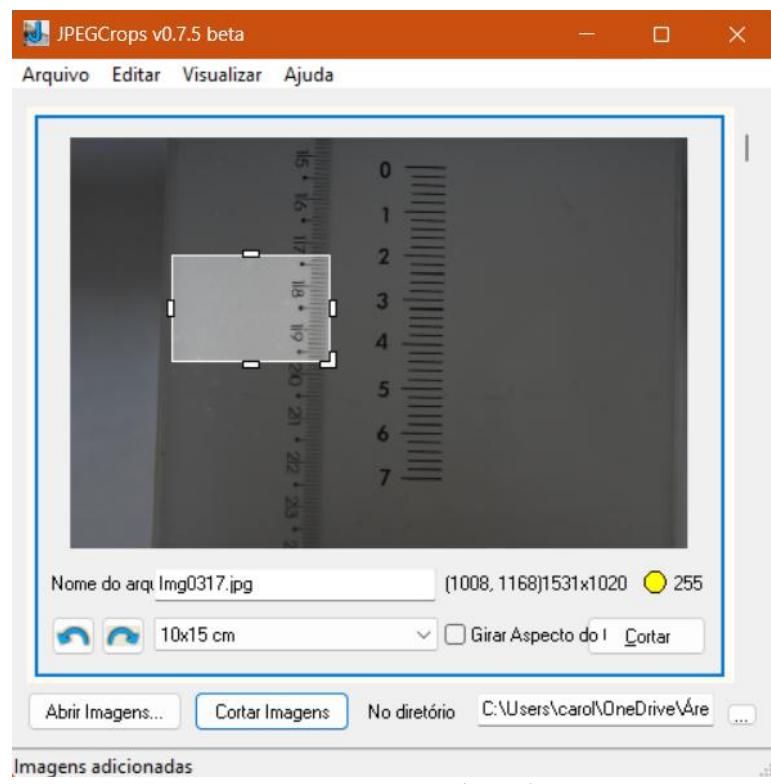
A preocupação para que as imagens mantivessem a qualidade é importante pois quanto maior a qualidade, maior é o nível de detalhamento dos flocos. Assim, ao utilizar o programa, foi possível realizar o corte de todas as imagens a serem analisadas de uma só vez, no mesmo enquadramento e sem perder a qualidade, permitindo a padronização do experimento.

O primeiro passo para realização do corte das imagens, é a abertura do programa *JPEGCrops*, e posteriormente através da opção “Abrir Imagens” localizada na barra de ferramentas do programa descrita como “Arquivo”, fazer a importação das imagens a serem cortadas de uma única vez, bem como a imagem de calibração. Após as imagens serem carregadas no programa,

é necessário ajustar a área de corte para a parte da imagem desejada, ou seja, aquele que tem maior incidência de flocos. Esse ajuste é feito manualmente, conforme Figura 10.

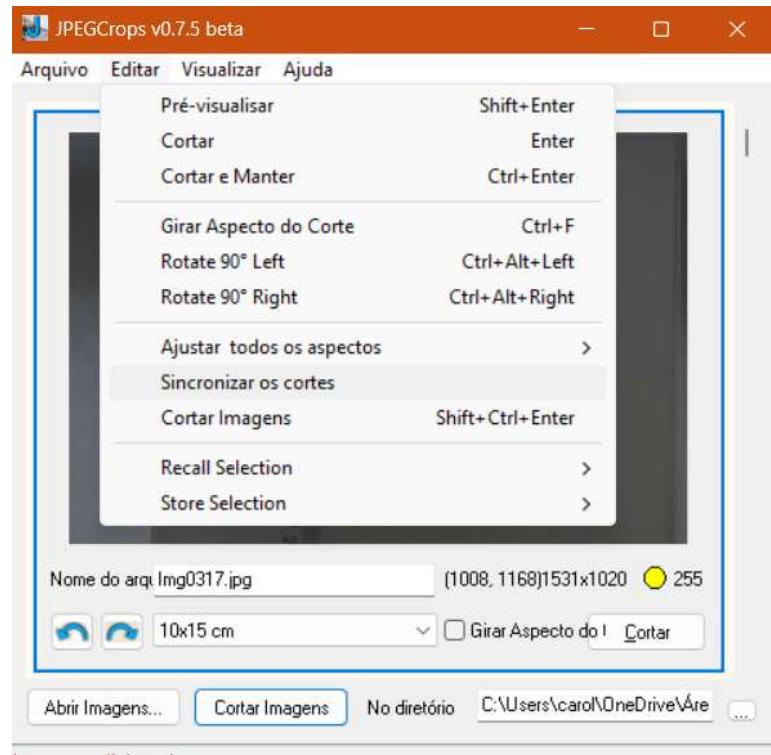
Após realizar o ajuste para a área desejada, clicou-se na opção “Sincronizar Cortes”, que fica no menu “Editar” (Figura 11). Assim, todas as imagens foram cortadas no mesmo tamanho e na mesma área de referência da imagem escolhida, mantendo-se o padrão. Posteriormente, a opção “Cortas Imagens” que fica na parte inferior do programa foi acionada, fazendo a aplicação dos cortes simultaneamente nas áreas selecionadas. Por fim, as imagens foram salvas no computador para posterior análise através do programa ImageJ.

Figura 10- Ajuste manual da área de recorte desejada nas imagens.



Fonte: A Autora (2025).

Figura 11- Sincronização dos cortes simultaneamente nas imagens.



Fonte: A Autora (2025).

### 3.6.2 Calibração e tratamento das imagens pelo programa ImageJ

Após a preparação inicial, as imagens foram tratadas por meio do programa computacional ImageJ, que é um processador e analisador de imagens gratuito criado para processamento e análise de imagens na área da medicina. Com a utilização deste software, é possível o processo de binarização, detecção de feições e mensuração dos parâmetros para a caracterização dos flocos formados durante a floculação.

Para agrupamento dos dados obtidos, além da determinação de informações secundárias a partir dos dados primários, foram produzidas planilhas eletrônicas com informações sobre número de partículas por imagem capturada, bem como os parâmetros característicos de interesse como área, diâmetro equivalente e diâmetros máximo e mínimo.

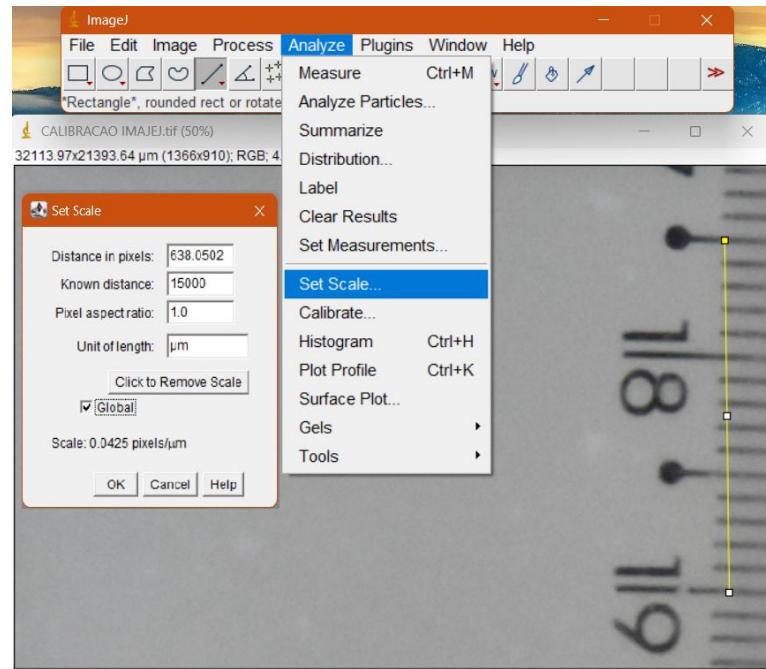
#### 3.6.2.1 Calibração

Após o corte das imagens de forma simultânea, foi feita a calibração da imagem a partir do ImageJ, que é necessária para conhecer a distância de dois pontos no plano de luz e posteriormente realizar a conversão das imagens capturadas em pixels para milímetros, a fim de que o tamanho seja o mesmo para todas as imagens adquiridas e se evite o comprometimento da calibração. Para a calibração, usou-se uma régua graduada em milímetros posicionada no jarro de modo que a mesma coincidisse com o plano de luz formado pelo laser. Essa conversão permite medir as dimensões reais dos flocos formados. Devido à alta nitidez para a limitação das bordas, não foi preciso a binarização da imagem em questão.

O procedimento para calibração consistiu na abertura do programa ImageJ após o corte das imagens, onde a imagem foi adicionada através da opção “*Open*” alocada na barra de ferramentas do menu “*File*”. Através do item “*Straight*”, foi desenhada uma linha entre a distância conhecida da régua.

Em seguida, através do item “*Analyse*” foi feita a correção da escala clicando-se no subitem “*Set Scale*”, onde foi aberta a janela para preenchimento das informações necessárias. A distância conhecida através da régua graduada foi inserida no item “*Know distance*”, na unidade de medida de micrômetros. A simbologia utilizada para a unidade de medida foi alocada no item “*Unit of length*”, que corresponde a  $\mu\text{m}$ , sendo assim possível calcular a quantidade de pixels por micrometros existentes na imagem em questão. Ao final, a opção “*Global*” foi marcada para que as alterações sejam salvas para todas as imagens que serão analisadas. O processo citado pode ser observado na Figura 12.

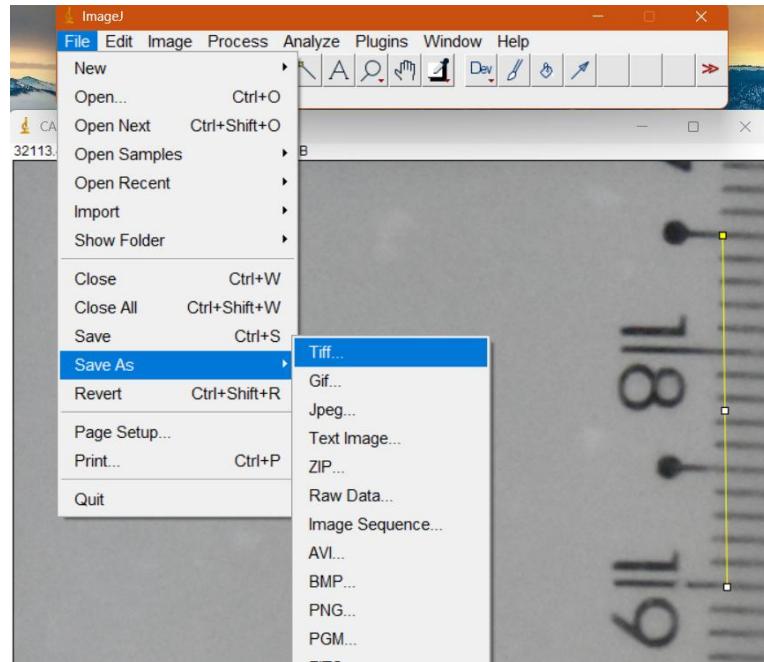
Figura 12- Posicionamento da régua graduada dentro do jarro para obtenção das distâncias reais entre os flocos e calibração da imagem.



Fonte: A Autora (2025).

A imagem de calibração foi salva no formato “*Tiff*” conforme Figura 13, novamente através do menu “*File*”, na opção “*Save As*”. Desta forma, é possível que se salve as informações adquiridas diretamente nos metadados do arquivo possibilitando que todas as imagens que estiverem nas mesma condições que o arquivo de calibração sejam medidas sem a necessidade de efetuar todo o procedimento novamente, economizando tempo.

Figura 13- Armazenamento das configurações de calibração em formato “Tiff”.



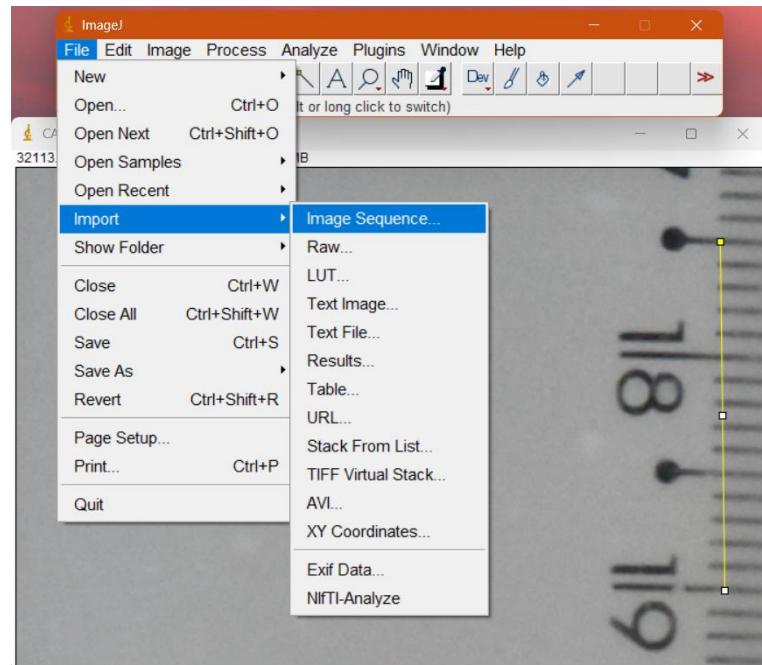
Fonte: A Autora (2025).

### 3.6.2.2 Tratamento das imagens

Após a calibração da imagem da régua graduada, as imagens a serem analisadas foram importadas para o programa. A importação foi feita de quatro em quatro imagens, que correspondem aos cliques feitos em cada tempo analisado. O conjunto de imagens foi importado através da opção “File”, seguida da opção “Import” e por último do item “Image Sequence”, conforme Figura 14.

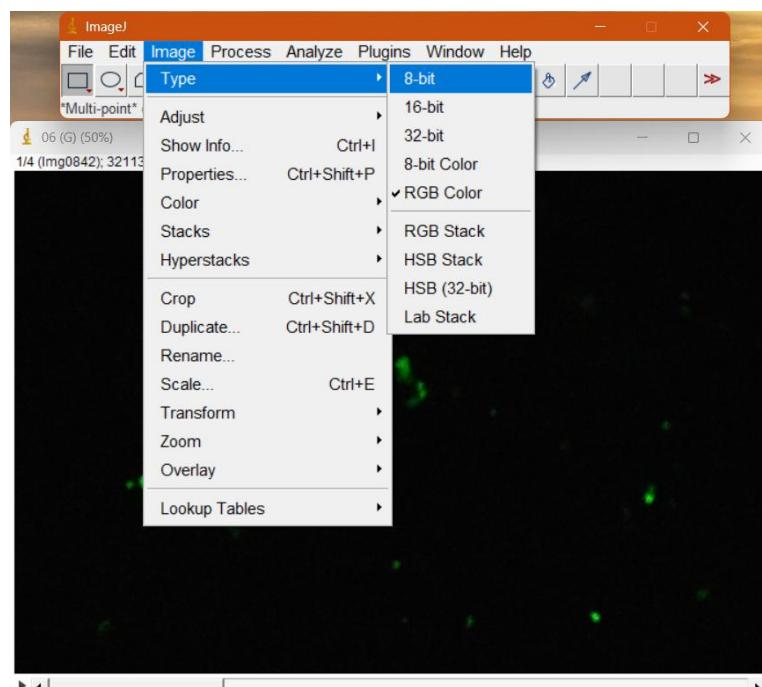
Após a alocação das imagens no programa, foi necessária sua conversão para escala cinza, ou seja, fazer a transformação da imagem real para 8 bits conforme Figura 15, por meio da opção “Type”, que fica no item “Image” da barra de ferramentas do programa.

Figura 15- Importação do conjunto de imagens para o ImageJ.



Fonte: A Autora (2025).

Figura 14- Transformação de imagens para 8 bits.



Fonte: A Autora (2025).

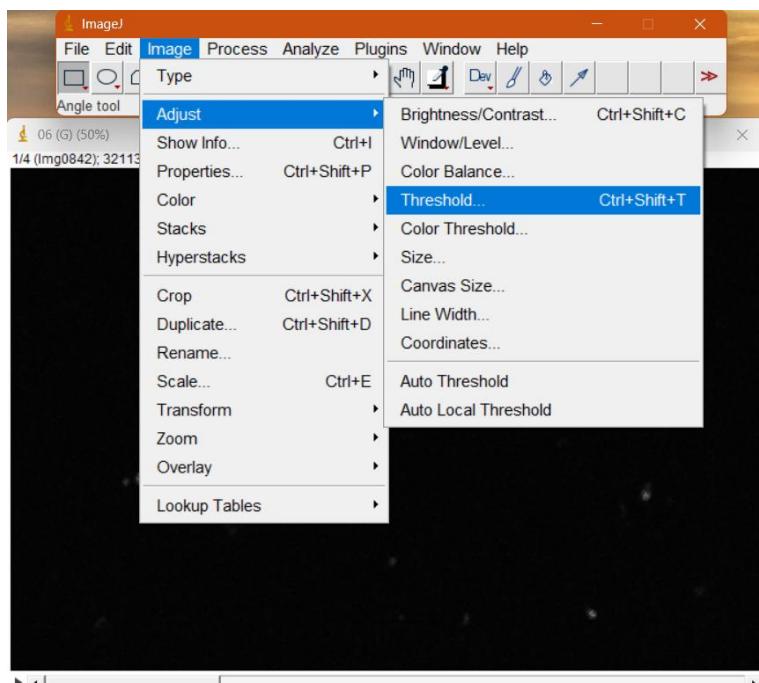
O próximo passo consiste na binarização das imagens, que incide na transformação das imagens em escala cinza em uma imagem binária (MORGAN, 2008). De acordo com Oliveira (2018), essa técnica consiste na segmentação das imagens de regiões classificadas por pixels brancos

através de um valor limiar, que representam os agregados iguais ao valor de 1 e os pretos de valor igual a 0, assim eliminam as interferências de pontos que estão ligados às partículas de interesse.

Esse processo é feito a partir do comando “*Threshold*”, que fica na aba “*Image*” seguida da opção “*Adjust*”. Esta opção abre uma nova janela onde consta um histograma de intensidade da imagem, que varia entre 0 e 255, sendo possível a escolha do limiar de binarização. No caso esta opção foi feita manualmente e independente para cada grupo de imagens, a fim de remover a maior quantidade de interferência possíveis, realçando somente os flocos de interesse, efetuando a comparação da imagem original e a imagem binarizada.

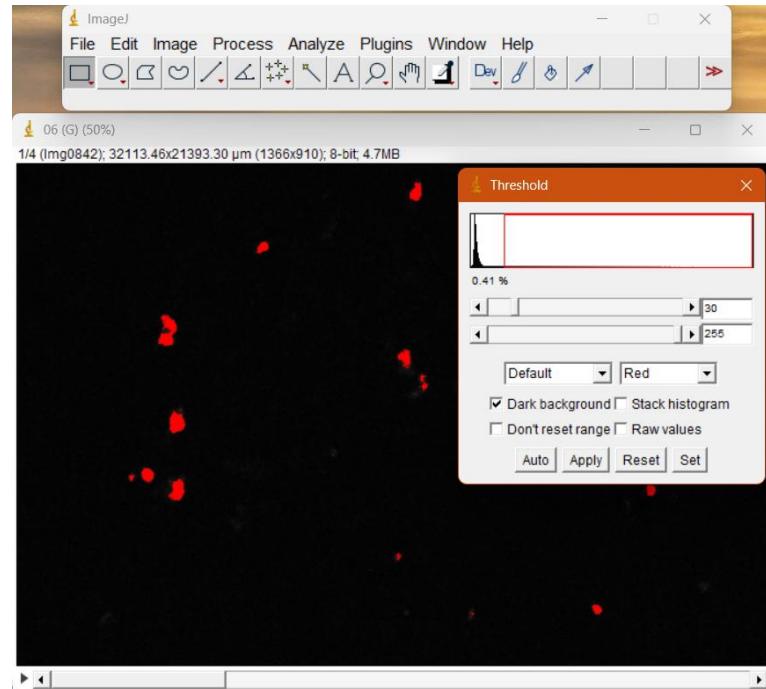
Após concluir o ajuste do limiar de binarização, é feita a confirmação através da opção “*Apply*”, onde em seguida é aberta uma nova aba denominada “*Convert Stack to Binary*”. É necessário desmarcar a opção “*Calculate threshold for each image*”, e deixar apenas a opção “*Black Background (of binary masks)*”, que é o método padrão de binarização do programa, onde o plano de fundo é convertido em um fundo preto e as partículas ficam brancas. Este processo pode ser visualizado através das Figuras 16, 17 e 18.

Figura 16- Ferramenta para ajuste manual da binarização das imagens (Threshold).



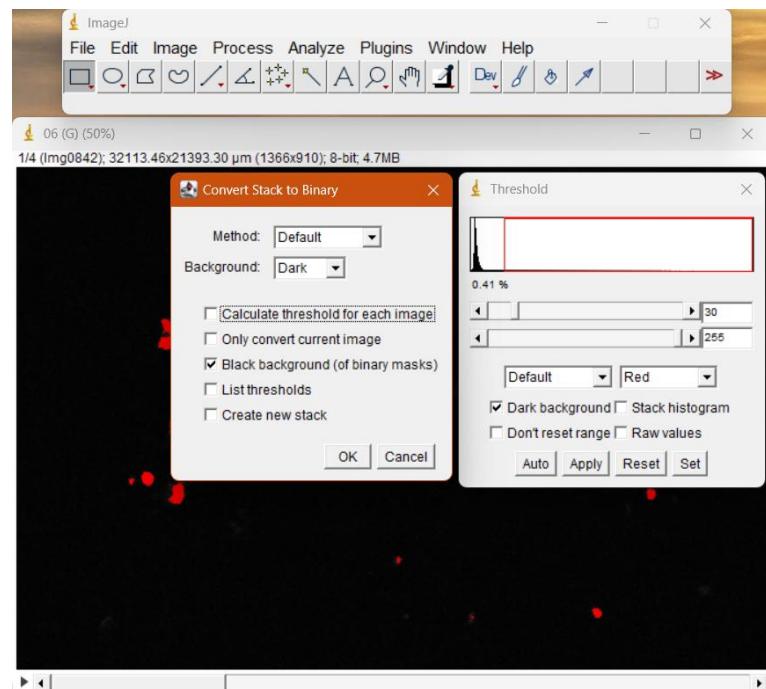
Fonte: A Autora (2025).

Figura 17- Adaptação do limiar de binarização de acordo com o aparecimento dos flocos desejados através do histograma de intensidade.



Fonte: A Autora (2025).

Figura 18- Aplicação do limiar de binarização para o conjunto de imagens selecionado.

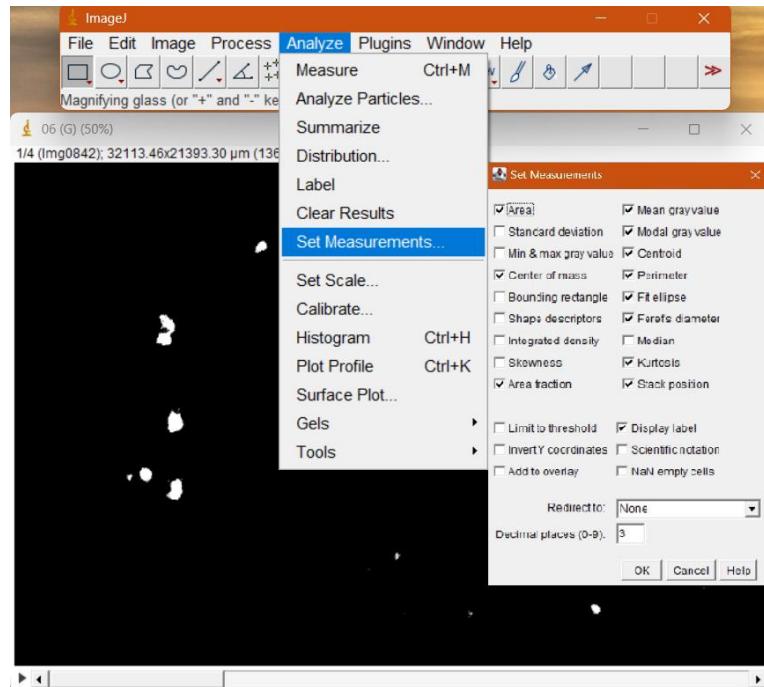


Fonte: A Autora (2025).

Com as imagens binarizada, pôde-se iniciar o processo de detecção e medição das partículas. Para isso, definiram-se os parâmetros de interesse a serem analisados através da opção “Set

*Measurements*” no item “*Analyse*”. Nesta janela, foram marcadas as opções de “*Area*, *Center of mass*, *Area fraction*, *Mean gray Value*, *Modal gray value*, *Centroid*, *Perimeter*, *Fit ellipse*, *Feret's diameter*, *Kurtosis* e *Stack position*”, conforme Figura 19.

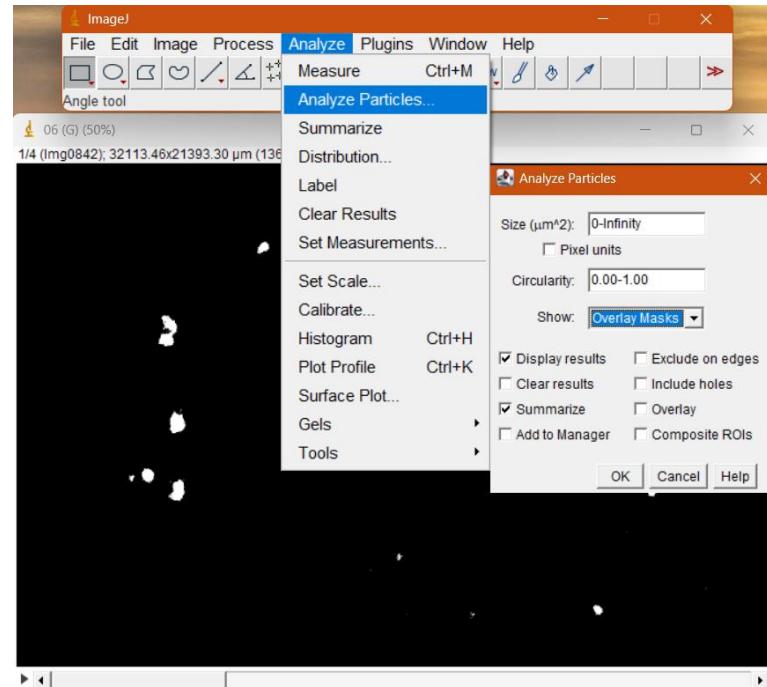
Figura 19- Obtenção dos parâmetros a serem analisados através da janela “Set Measurements”.



Fonte: A Autora (2025).

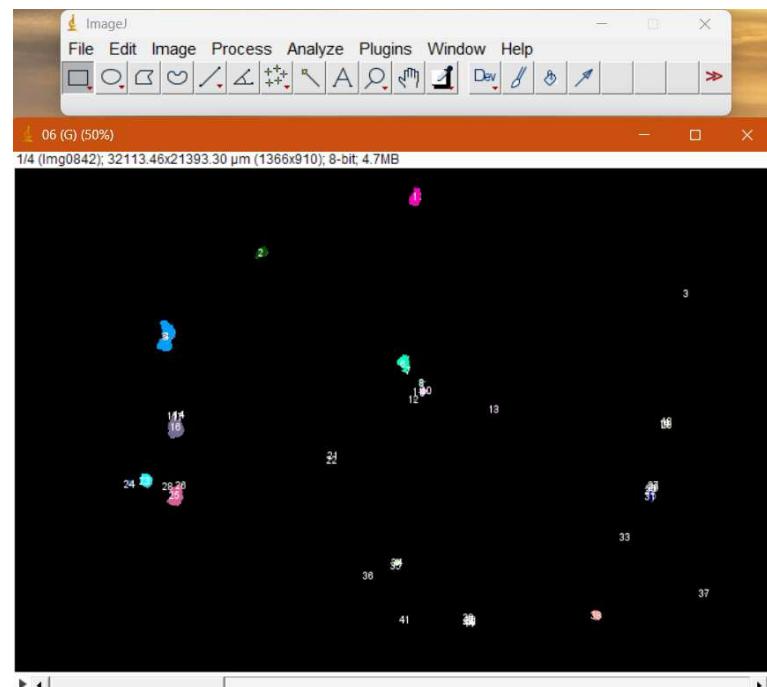
Após a seleção dos parâmetros de interesse, é feito a análise das partículas através da opção “*Analyse particles*”, que fica no menu “*Analyse*”. Esta opção é responsável pela contagem, identificação, seleção e medição das partículas. Após selecionar o comando, é aberta uma nova janela onde a opção “*Overlay Masks*” (Figura 20) é selecionada. Ao final, é aberta uma caixa de diálogo para confirmação da aplicação do processo em todas as imagens que foram importadas para o programa, onde a opção “*Yes*” é selecionada afim de visualizar os arquivos delineados, preenchidos e numerados, conforme mostra a Figura 21.

Figura 21- Comando “Analyse particles” para detecção e medição das partículas.



Fonte: A Autora (2025).

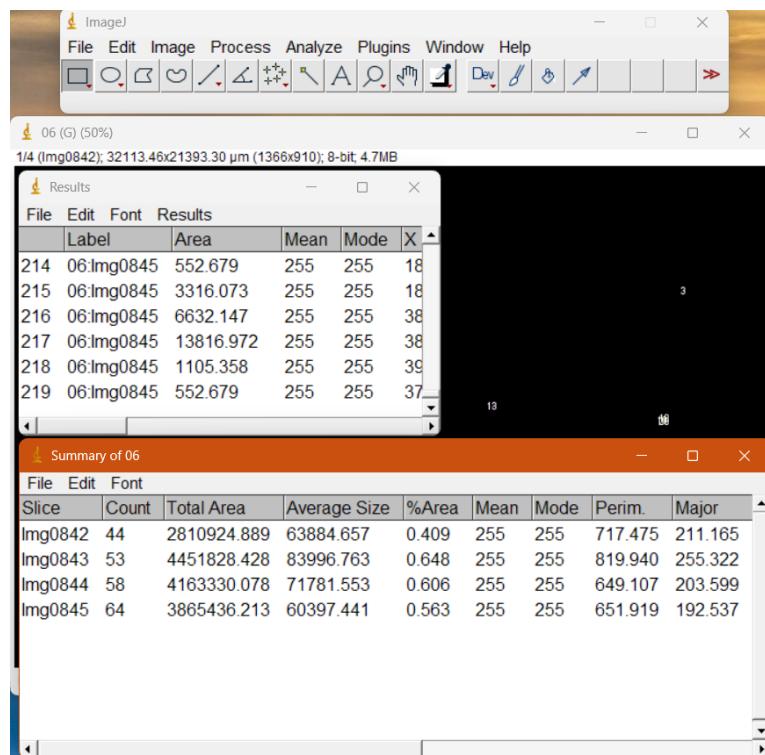
Figura 20- Delimitação de cada partícula e o número correspondente a contagem feita através do ImageJ.



Fonte: A Autora (2025).

Após a realização de todas as etapas descritas anteriormente, o programa gera duas planilhas de resultados nomeadas como “Summary” e “Results”, onde constam o número de imagens e a quantidade de flocos detectados, soma da área de todas as partículas e os parâmetros característicos que foram marcados na opção “*Set Measurements*”, para cada partícula detectada conforme Figura 22. Essas planilhas foram salvas como arquivos “*xls*”, através da opção “*Save As*” no menu “*File*”. Os arquivos gerados foram extremamente extensos, havendo a necessidade de organização através de um comando macro no programa “*Microsoft Excel*”, afim de organizar os dados obtidos.

Figura 22- Obtenção das planilhas “Summary” e “Results” a partir dos resultados obtidos no ImageJ.



Fonte: A Autora (2025).

Esse procedimento foi realizado para cada conjunto de imagens capturadas a cada clique e tempo determinado, repetindo todas as etapas descritas. Além disso, todas as vezes que o programa era reiniciado, foi feita a leitura do arquivo de calibração previamente.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

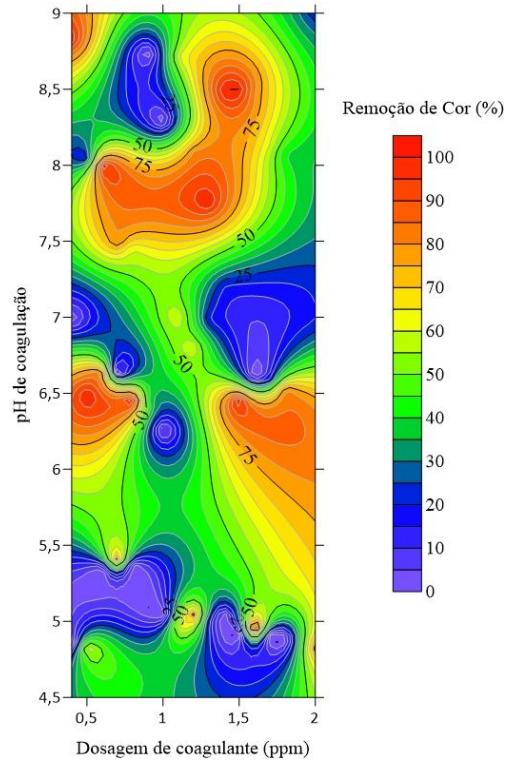
### 4.1 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Para posterior entendimento e discussão sobre os diagramas de coagulação obtidos, é importante salientar que na maioria dos experimentos realizados com o sulfato de alumínio, os flocos formados após o processo de floculação flotavam, ao invés de sedimentarem. Já no caso do uso do tanino, ocorreu a sedimentação dos flocos em sua totalidade.

#### *4.1.1 Análise dos diagramas de coagulação em função da remoção de cor aparente para o Sulfato de Alumínio e Tanfloc SL*

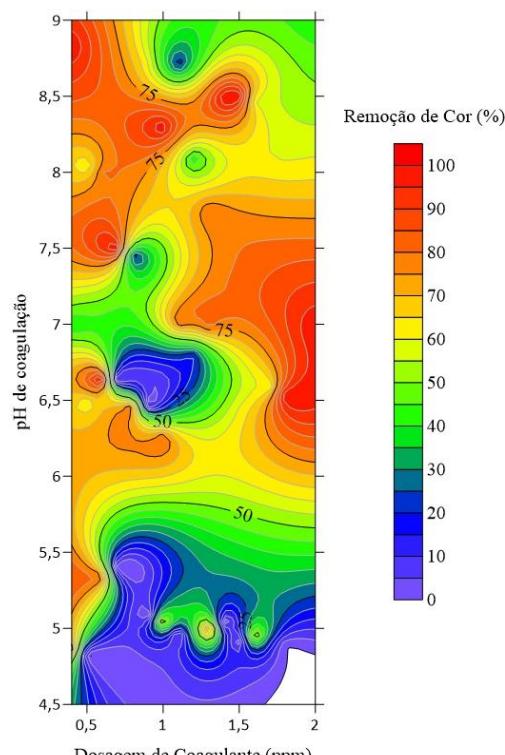
Nas figuras 23, 24 e 25 são apresentados os resultados dos diagramas de coagulação para o Sulfato de Alumínio, que foram construídos a partir dos resultados de percentuais de remoção de cor aparente para as velocidades de sedimentação de ( $V_s$ ):  $V_{s1} = 5,0 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ ,  $V_{s2} = 2,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$  e  $V_{s3} = 0,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ , em função dos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação.

Figura 23- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $5,0 \text{ cm. min}^{-1}$ .



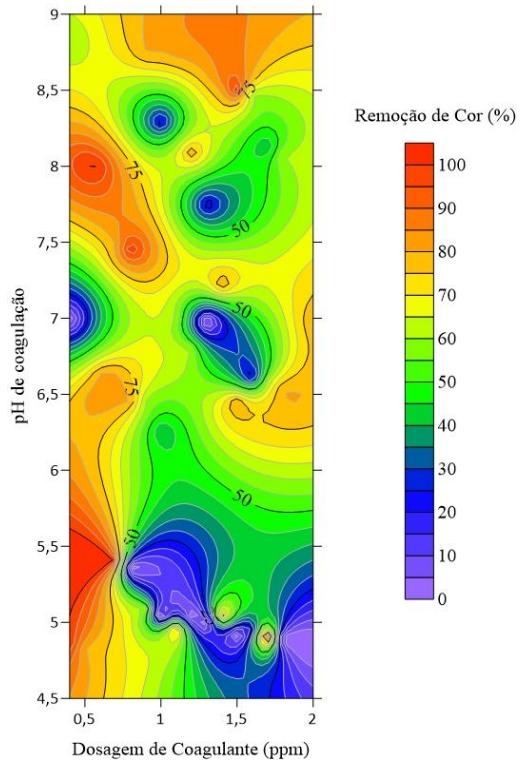
Fonte: A Autora (2025).

Figura 24- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Figura 25- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $0,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Verificou-se através da análise dos diagramas de coagulação, que os flocos formados no processo de coagulação/flocação/sedimentação não são de difícil remoção, visto que foi possível obter remoção de cor em percentuais de até 100% em baixas concentrações de dosagem de coagulante.

No diagrama com taxa de sedimentação em  $5 \text{ cm. min}^{-1}$ , houve menor remoção, com boa parte do percentual abaixo de 70%, visto que era o menor tempo de coleta após o período de sedimentação. O diagrama de coagulação com taxa de sedimentação de  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$ , apresentou os melhores desempenhos de remoção, tendo boa parte de seu contorno acima de 85% em todas as faixas de dosagem de coagulante e pH de coagulação acima de 6.

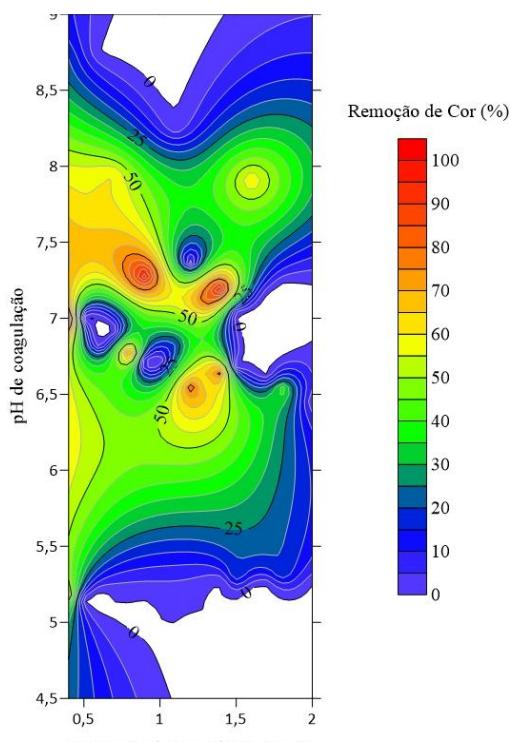
Já o diagrama correspondente à taxa de sedimentação de  $0,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ , que corresponde ao maior tempo de sedimentação, não se mostrou tão efetiva, uma vez que grande parte do percentual de remoção se concentrou abaixo de 60%. Entretanto a região que apresentou remoção, correspondente a faixa de pH de coagulação de 5,1 a 5,6 e dosagem de coagulante de 40 mg/L a 70 mg/L, justifica-se ao mecanismo de adsorção e neutralização de carga, onde

segundo Edwards e Amirtharajah (1985), prevalecem as condições de pH mais ácidos e dosagens de coagulante mais baixas.

Desta forma, pôde-se analisar que os flocos formados no processo de floculação com Sulfato de Alumínio, adquirem boa remoção de cor aparente em tempo intermediário de sedimentação. A partir do momento que se aumenta a dosagem de coagulante, há uma maior eficiência de floculação em faixas mais amplas de pH de coagulação, conforme pode ser analisado nas figuras 23 e 24. As condições químicas das principais regiões com valores percentuais de remoção de cor aparente acima de 85% observadas na Figura 24, estão na faixa de pH de coagulação entre 6 e 9 e dosagens de Sulfato de Alumínio entre 40 mg/L e 200 mg/L, havendo tendência de melhora em dosagens superiores do coagulante em regiões de pH de coagulação entre 6,2 e 7,3 aproximadamente.

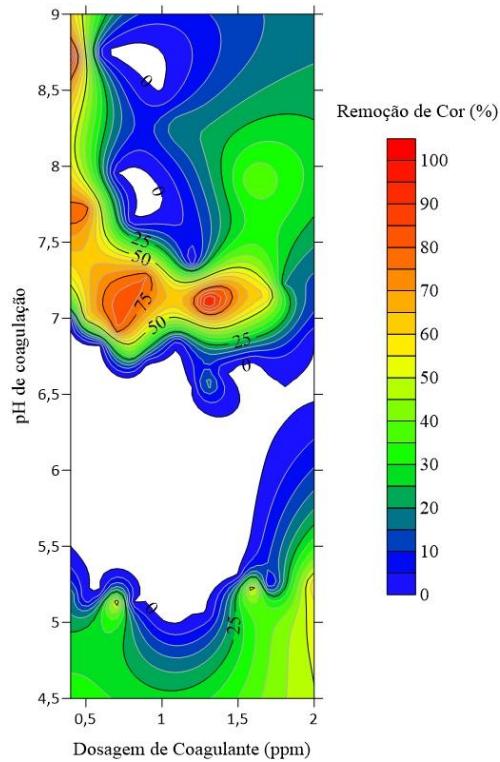
Nas figuras 26, 27 e 28 são apresentados os resultados dos diagramas de coagulação para o Tanfloc SL, que foram construídos a partir dos resultados de percentuais de remoção de cor aparente já mencionados anteriormente, em função dos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação.

Figura 26- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $5,0 \text{ cm. min}^{-1}$ .



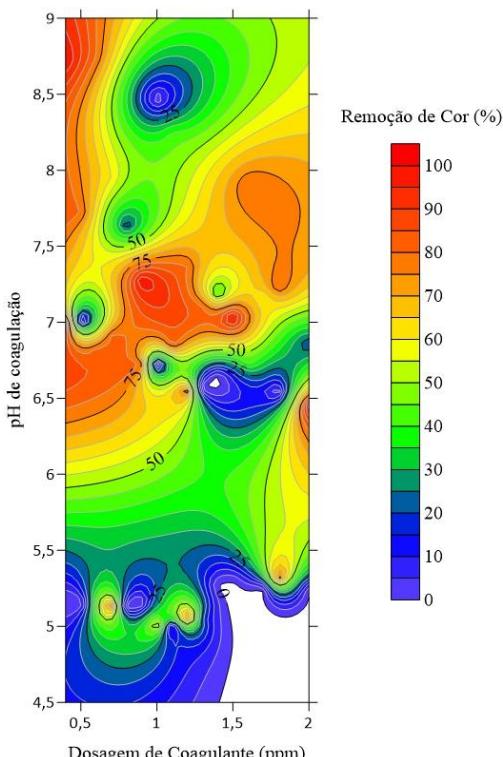
Fonte: A Autora (2025).

Figura 27- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Figura 28- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $0,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Pôde-se observar que a remoção de cor aparente através do Tanfloc SL é baixa, visto que o coagulante orgânico confere cor ao efluente bruto, devido à sua coloração natural. Nos diagramas que correspondem as velocidades de sedimentação de  $5,0 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$  e  $2,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ , foi observado que a maior parte da percentagem de remoção se manteve abaixo de 50%.

Isto ocorre porque em menores tempos de coleta, os flocos não sedimentaram por completo, e devido à condição de adição de cor ao efluente foi verificado que o coagulante orgânico tem maior eficiência em tempos maiores de sedimentação, visto que a massa formada pela floculação possui uma maior densidade e faz com que os flocos se acumulem no fundo do jarro, removendo a cor conforme observado em áreas de dosagem do coagulante entre 40 mg/L e 160 mg/L, no diagrama correspondente à velocidade de sedimentação de  $0,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ . As melhores taxas de remoção se mantiveram entre o pH de coagulação de 6,5 a 7,0, e a percentagem de remoção da cor aparente chegou à índices superiores à 90%.

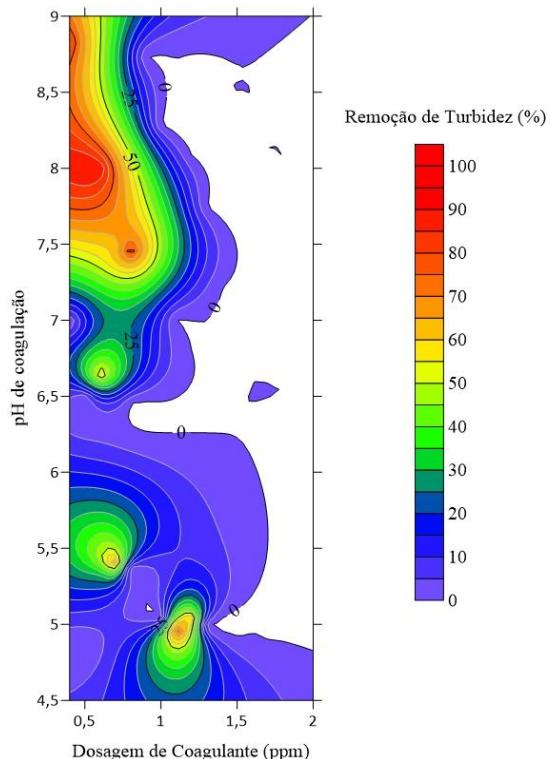
Houve notória eficiência de remoção também nas faixas de pH de coagulação entre 7,6 e 9,0 e entre a dosagem de Tanfloc de 40 a 60 mg/L. Neste caso é possível observar que não são necessárias dosagens altas de coagulante para remoção da cor e que a eficiência da remoção ocorre em faixa de pH de coagulação mais altas, assim como observado nos diagramas referentes ao Sulfato de Alumínio.

As áreas em branco que constam no diagrama, podem ser explicadas também ao fato da adição de cor pelo coagulante, pois a adição foi maior que a cor original do efluente bruto, não podendo ser medida nas áreas constantes dos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação.

#### *4.1.2 Análise dos diagramas de coagulação em função da remoção turbidez para o Sulfato de Alumínio e Tanfloc SL*

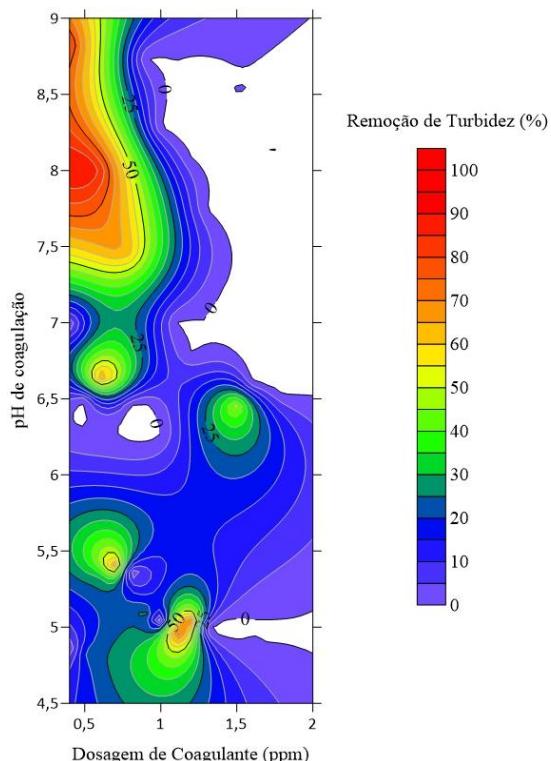
As figuras 29, 30 e 31 representam os diagramas de coagulação obtidos através dos experimentos que relacionam os pares de dosagem de coagulante e pH de coagulação em função da remoção de turbidez para as velocidades de sedimentação já mencionadas anteriormente.

Figura 29- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação  $5,0 \text{ cm. min}^{-1}$ .



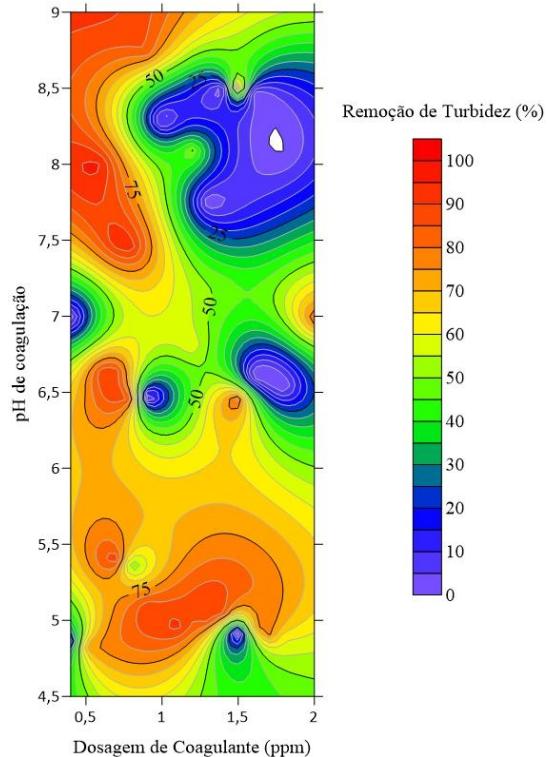
Fonte: A Autora (2025).

Figura 30- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Figura 31- Diagrama de coagulação para o Sulfato de Alumínio em termos de percentual de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação  $0,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Nos diagramas apresentados através das Figuras 29 e 30, pode-se observar que houve combinações de dose e pH muito específicas em regiões estreitas com o uso do Sulfato de Alumínio, visto que seu percentual ficou em grande parte abaixo de 20%.

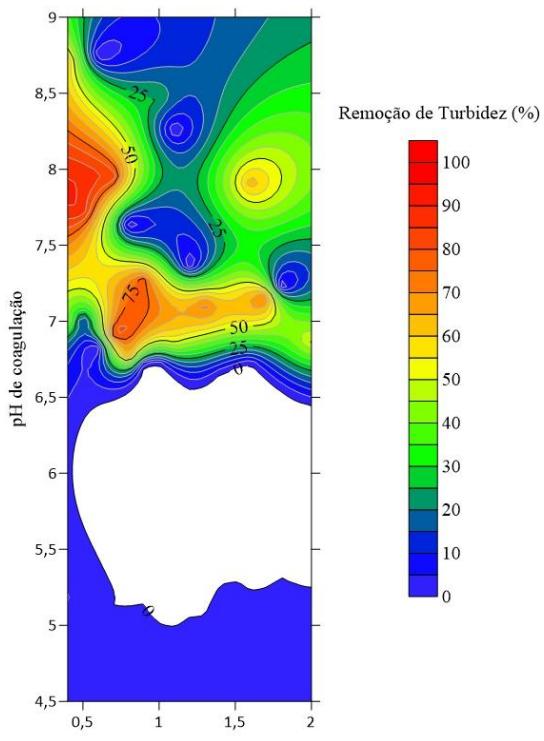
Entretanto nas áreas de pH de coagulação entre 7,7 e 8,4 e na dosagem de coagulante entre 40 mg/L e 70 mg/L apresentados na Figura 29 que corresponde à velocidade de sedimentação de  $5,0 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ , é possível observar boa eficiência de remoção, com índices superiores à 85%. Na Figura 30, também pode ser observada eficiência de remoção nas áreas correspondentes ao mesmo pH de coagulação e dosagem de coagulante da figura anterior, para a velocidade de sedimentação referente à  $2,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ .

Já na Figura 31, é possível analisar que houve índices de remoção superiores aos tempos de coleta analisados nas velocidades de sedimentação de  $5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$  e  $2,5 \text{ cm.} \text{min}^{-1}$ . As melhores percentagens de remoção de turbidez, podem ser analisadas nos pHs de coagulação entre 4,8 a 5,2 e 7,4 a 9, através das dosagens de Sulfato de Alumínio de 80 mg/L a 140 mg/L e 40 mg/L a 90 mg/L respectivamente.

Nestas regiões, possivelmente o mecanismo de coagulação atuante de remoção é o de varredura, como pode ser observado na etapa dos experimentos, visto que eram gerados grandes flocos. Esse mecanismo é dominante em faixas de pH mais baixas e pequenas dosagens de coagulante, que são responsáveis pela formação de precipitados de alumínio, onde apresentam densidade suficiente para que se possa permitir a sedimentação em decantadores, sendo o mesmo mecanismo convencionalmente utilizado em estações de tratamento que utilizam os processos de coagulação, floculação, decantação e filtração (DI BERNARDO, 2008).

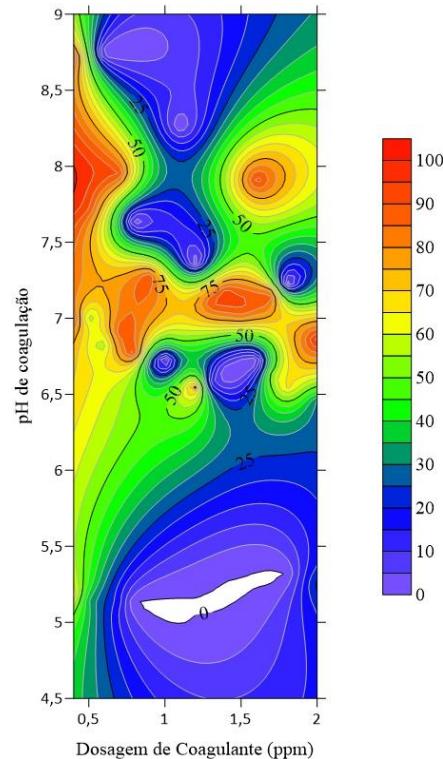
As figuras 32, 33 e 34 mostram os resultados obtidos através dos experimentos realizados para análises dos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação em função da remoção de turbidez com o uso do Tanfloc SL para as velocidades de sedimentação de  $5 \text{ cm. min}^{-1}$ ,  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$  e  $0,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .

Figura 32- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



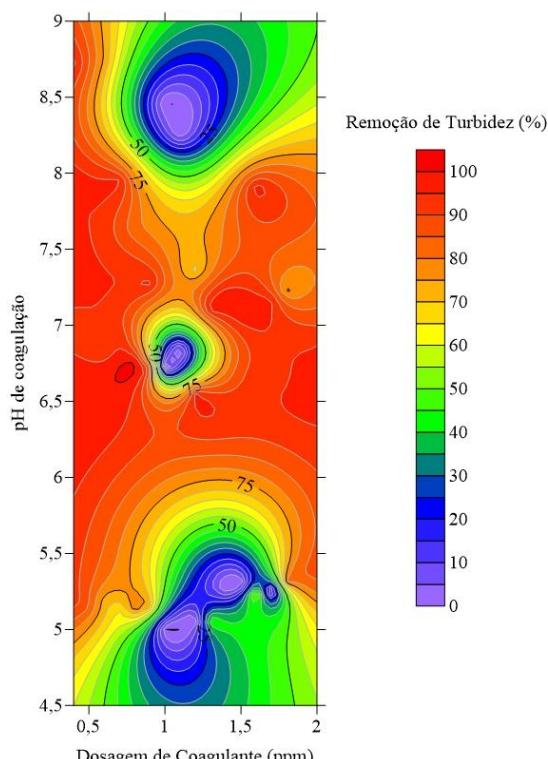
Fonte: A Autora (2025).

Figura 33- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $2,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

Figura 34- Diagrama de coagulação para o Tanfloc SL em termos de percentual de remoção de cor aparente para velocidade de sedimentação  $0,5 \text{ cm. min}^{-1}$ .



Fonte: A Autora (2025).

No diagrama correspondente a Figura 32 que se refere à velocidade de sedimentação de 5  $cm \cdot min^{-1}$ , pode-se observar extensa área em branco. Essa parcela corresponde ao aumento da turbidez causada pela adição do Tanfloc SL e sua cor natural, onde os percentuais de turbidez foram maiores que os do efluente bruto original, não sendo possível analisar sua turbidez. Também se observou a baixa remoção da turbidez, que se concentrou em percentuais abaixo de 60%. A remoção com percentuais superiores a 85% aconteceu somente entre o pH de coagulação de 7,6 e 8,3 e dosagem de coagulante de 40 mg/L a 80 mg/L e na faixa de pH de coagulação de 6,9 a 7,3 e dosagem de coagulante entre 60 mg/L e 100 mg/L, sendo restrita à uma pequena parcela do diagrama.

Já na Figura 33, referente à velocidade de sedimentação de 2,5  $cm \cdot min^{-1}$ , houve uma pequena variação da remoção, porém não tão eficiente em relação aos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação totais, tendo sua maior parte concentrada em percentuais abaixo de 70%. Além dos mesmos percentuais de remoção observados no diagrama anterior, houve também remoção na faixa de pH de coagulação entre 7 a 7,2 e 7,8 e 8 com dosagem de coagulante entre 130 mg/L a 150 mg/L e 150 mg/L a 160 mg/L, respectivamente.

No último tempo referente a velocidade de sedimentação de 0,5  $cm \cdot min^{-1}$ , representado pelo diagrama da Figura 34, observou-se grande eficiência de remoção da turbidez, visto que a maior parte do diagrama apresentou percentuais acima de 85% para variadas faixas de pH de coagulação x dosagem de coagulante. A eficiência de remoção se concentrou na faixa de pH entre 5,1 e 8 e em todas as dosagens de coagulante testadas, variando de 40 mg/L a 200 mg/L. Isso mostra a eficácia de remoção da turbidez em tempos maiores relacionados à velocidade de sedimentação na utilização do Tanfloc SL.

Os resultados obtidos para o Sulfato de Alumínio indicaram que sua eficiência no tratamento do efluente lácteo depende fortemente da faixa de pH, comportamento amplamente relatado na literatura. Diversos autores demonstram que o desempenho desse coagulante é significativamente reduzido fora da zona ótima de coagulação, usualmente entre 6,0 e 7,5, devido à formação de espécies hidrolisadas menos reativas (METCALF & EDDY, 2020; CRITTENDEN et al., 2012). No presente estudo, observou-se tendência semelhante, visto que pHs mais ácidos exigiram maior dosagem do coagulante para atingir eficiências adequadas de remoção de cor e turbidez. Esse comportamento é consistente com trabalhos recentes, como o

de Sharma et al. (2022), que verificaram aumento de até 40% na dosagem de alumínio em efluentes lácteos com pH abaixo de 6,3 devido ao consumo de alcalinidade.

Em contraposição, o Tanfloc apresentou desempenho relativamente estável mesmo em ampla faixa de pH, reforçando uma das principais vantagens dos coagulantes naturais. Estudos de Beltrán-Heredia et al. (2021) e Hameed et al. (2020) demonstram que taninos modificados apresentam elevada eficiência coagulante mesmo quando o efluente possui variações de acidez ou alcalinidade, uma vez que não dependem da formação de hidróxidos metálicos para promover a desestabilização coloidal. Os resultados do presente trabalho corroboram esses achados: observou-se menor necessidade de ajuste de pH, menor consumo de alcalinizantes e boa eficiência de remoção com dosagens mais moderadas, especialmente para turbidez. Isso também está alinhado ao estudo de Zango et al. (2023), que verificaram eficiência elevada de taninos em efluentes de indústrias alimentícias mesmo quando a turbidez ultrapassa 800 NTU.

Outro aspecto relevante refere-se à quantidade e características do lodo formado. No presente estudo, o lodo gerado pelo Sulfato de Alumínio apresentou maior volume e maior densidade aparente, o que se explica pelo acúmulo de hidróxidos metálicos característicos desse tipo de coagulante. Esse comportamento é amplamente discutido na literatura: Li et al. (2021) apontam que sais de alumínio podem aumentar em até 60% o volume de lodo quando comparados a coagulantes orgânicos. Para o Tanfloc, observou-se formação de flocos mais leves e com estrutura mais aberta, além de menor volume total, o que confirma resultados semelhantes encontrados por Teixeira et al. (2020) e Silva et al. (2021), que indicam que taninos produzem lodo de melhor biodegradabilidade, passível de uso agrícola ou digestão anaeróbia.

Com relação ao desempenho na remoção de cor e turbidez, o Sulfato de Alumínio apresentou, em algumas condições, percentuais máximos de remoção ligeiramente superiores, o que também já foi observado por Sánchez-Martín et al. (2020) ao comparar sulfato de alumínio e coagulantes naturais em efluentes contendo ácidos húmicos. No entanto, a maior eficiência pontual do coagulante químico deve ser analisada em conjunto com seus custos operacionais totais, visto que a necessidade de correção de pH, maior dosagem e maior produção de lodo aumentam significativamente o custo global de tratamento (SANTOS & PIVELI, 2021). Assim, mesmo quando a eficiência percentual do Tanfloc é ligeiramente inferior, o balanço operacional tende a ser mais favorável ao coagulante natural, principalmente em cenários de variação de carga orgânica e instabilidade do efluente, características típicas de indústrias de laticínios.

Por fim, a análise de imagens dos flocos permitiu compreender o comportamento de agregação e a qualidade dos flocos formados. Observou-se que o Tanfloc gerou flocos maiores, com maior área projetada e menor densidade óptica, indicando maior porosidade, característica que facilita a sedimentação em velocidades baixas e reduz o risco de ruptura durante a floculação. Esse padrão também foi relatado por García-Ivars et al. (2022) ao analisar flocos formados com coagulantes orgânicos. Em contraste, o Sulfato de Alumínio formou flocos menores e mais densos, comportamento típico de mecanismos dominados por precipitação de hidróxidos metálicos (CRITTENDEN et al., 2012). A similaridade entre os padrões observados neste estudo e aqueles descritos na literatura reforça a robustez dos resultados obtidos.

## 4.2 AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DAS IMAGENS DIGITAIS

### 4.2.1 *Escolha dos pontos à serem analisados*

Através da elaboração dos diagramas de coagulação para as três velocidades de sedimentação analisadas, pôde-se obter os resultados referentes às combinações dos pares de pH de coagulação x dosagem de coagulante, onde foi possível conhecer os pontos de dosagem ótima, que visam a eficiência da remoção de cor aparente e turbidez em função dos coagulantes investigados. As informações obtidas nos experimentos feitos na primeira etapa do estudo, constam no Apêndice A, onde o presente estudo se fundamenta.

Para análise dos parâmetros após a floculação, foram escolhidos 10 pontos em diferentes regiões dos diagramas, onde contém boa eficiência na remoção de cor e turbidez, sendo que, os resultados são alternados podendo conter boa remoção de turbidez e baixa remoção de cor e vice-versa. Nas Tabelas 4 e 5 são listados os pontos escolhidos quanto ao pH de coagulação, dosagem de coagulante e percentual de remoção de cor aparente e turbidez nas três velocidades de sedimentação.

Tabela 4- Pontos do diagrama de coagulação do Sulfato de Alumínio selecionados para análise das imagens em função da velocidade de sedimentação.

Pontos Sulfato de Alumínio			Porcentagem de remoção de Turbidez (%)			Porcentagem de remoção de Cor (%)		
Nº	pH de Coagulação	Dosagem mg/L	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5,0 cm/min	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5,0 cm/min
1	8,04	50	94,6	89,6	88,7	100,0	60,0	20,0
2	5,40	70	89,4	68,6	67,4	100,0	0,0	80,0
3	7,45	80	92,6	60,9	79,4	100,0	20,0	60,0
4	4,96	110	92,2	75,2	77,2	80,0	0,0	60,0
5	5,04	140	85,5	0,0	0,0	80,0	0,0	0,0

Fonte: A Autora (2025).

Tabela 5- Pontos do diagrama de coagulação do Tanfloc SL selecionados para análise das imagens em função da velocidade de sedimentação.

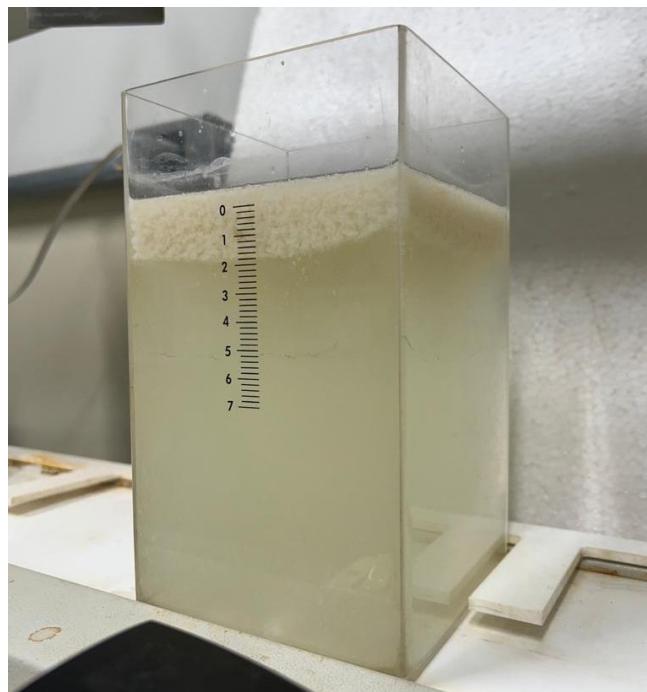
Pontos Tanfloc SL			Porcentagem de remoção de Turbidez (%)			Porcentagem de remoção de Cor (%)		
Nº	pH de Coagulação	Dosagem mg/L	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5,0 cm/min	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5,0 cm/min
6	6,99	40	92,2	89,7	43,0	100,0	0,0	100,0
7	7,28	90	96,2	89,8	77,3	100,0	80,0	100,0
8	7,11	130	97,4	90,7	73,1	80,0	100,0	80,0
9	7,03	150	96,2	87,1	59,2	100,0	60,0	0,0
10	6,45	200	96,4	28,4	0,0	100,0	0,0	0,0

Fonte: A Autora (2025).

Com as imagens obtidas nesta etapa para os pontos escolhidos, não foi possível analisar as velocidades de sedimentação, visto que para o Sulfato de Alumínio não houve sedimentação e sim flotação conforme mostra a Figura 35, que é o processo em que as partículas ficam suspensas ao invés de se concentrarem no fundo do jarro.

Foram feitos todos os procedimentos para aquisição das imagens no processo de sedimentação, porém não foi possível obter nenhum resultado através das fotos geradas. O principal fator que influenciou negativamente na análise dos resultados foi a potência do laser, já que o mesmo perdia a intensidade ao longo do tempo e não era capaz de cortar o efluente que tinha cor elevada. Desta forma, tornou-se inviável a investigação das imagens para o Sulfato de Alumínio, pois o objetivo do estudo visa analisar as velocidades de sedimentação.

Figura 35- Resultado do processo de coagulação/flocação com Sulfato de Alumínio para tratamento de efluente de laticínio.

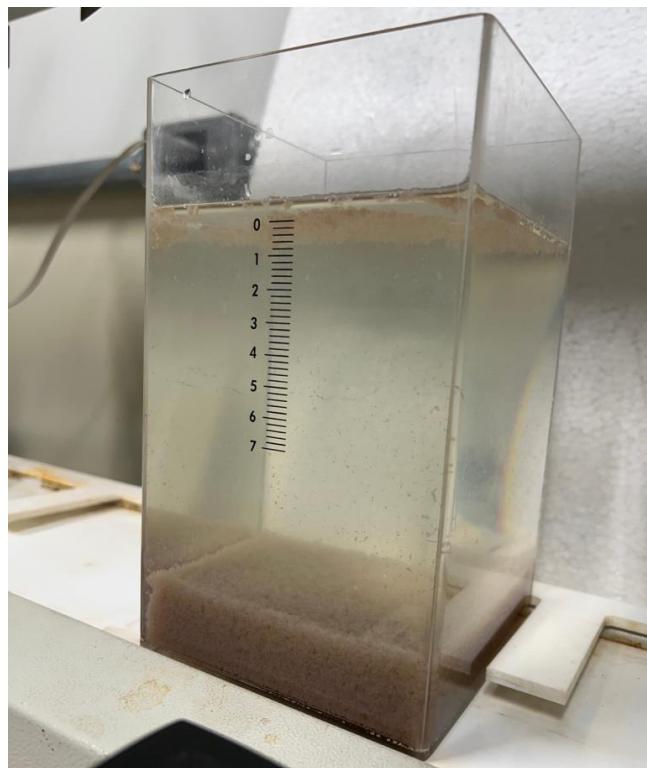


Fonte: A Autora (2025).

Já no caso do Tanfloc a análise só foi possível no último ponto analisado, que corresponde ao pH de coagulação de 6,45 e a dosagem de 200 mg/L. A aquisição em outras dosagens não foi possível devido às características dos flocos formados, como o Tanfloc adiciona cor ao efluente bruto as partículas se formam rapidamente e de forma não uniforme.

O laser não tem potência suficiente para cortar o plano do jarro e iluminar as partículas que se formam e ao fazer a captura das imagens, o que se viu foi apenas uma massa densa, não sendo possível a análise das partículas separadamente. A Figura 36 mostra o par de dosagem de coagulante x pH de coagulação do ponto em questão após o período de sedimentação.

Figura 36- Resultado do Tanfloc SL após período de sedimentação para pH de coagulação de 6,45 e dosagem de 200 mg/L.

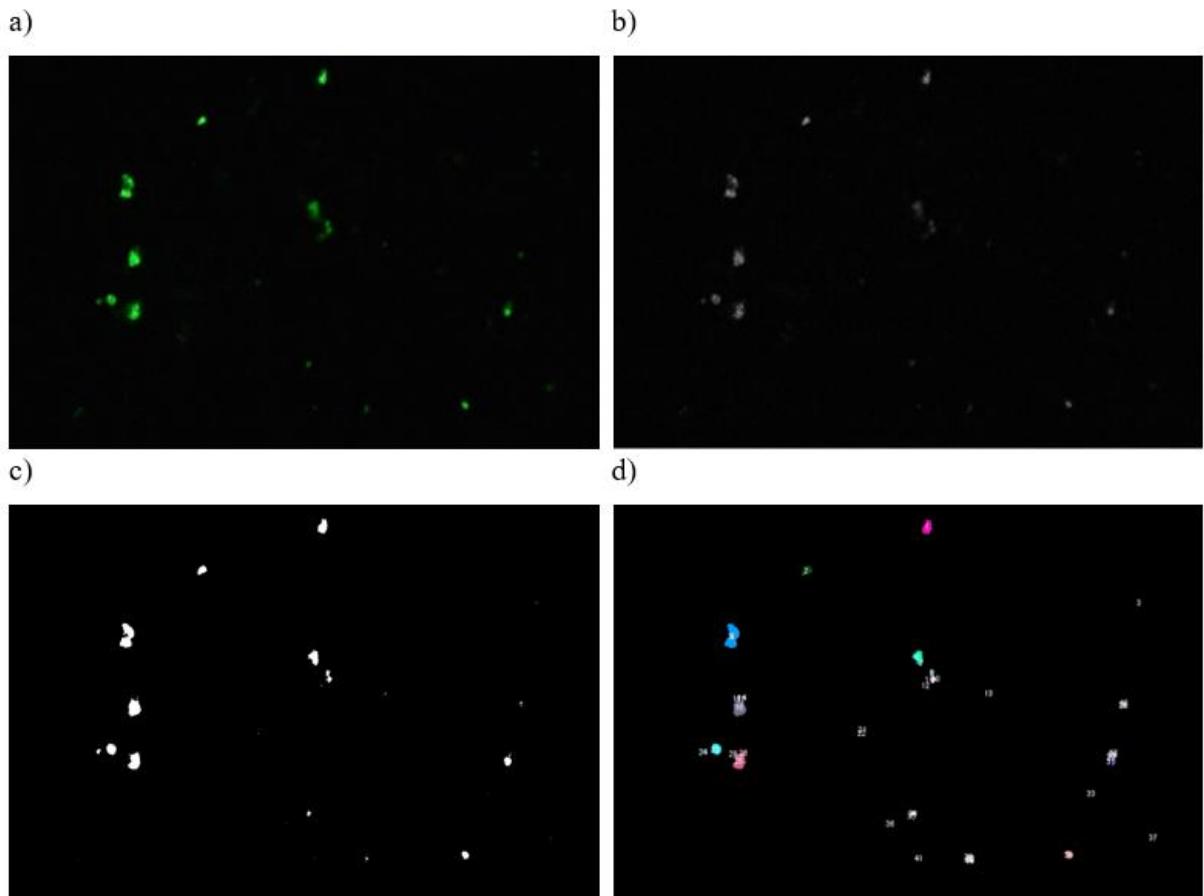


Fonte: A Autora (2025).

Na Figura 37(a), é mostrada a imagem original captada durante o processo de sedimentação na dosagem mencionada anteriormente para o coagulante Tanfloc SL, sem nenhum tratamento. Já na Figura 37(b), é apresentada a imagem em transformada em 8 bits. Neste caso, é possível observar que o laser realça os flocos que estão contidos no plano luminoso. As diferenças de brilho e na borda dos flocos são corrigidos através do processamento digital das imagens pelo ImageJ, onde é definido um limiar de binarização que destaca as partículas constantes apenas no plano de luz conforme mostra a Figura 37(d), onde já ocorreu a binarização.

Após realizar o tratamento do conjunto de imagens referente a cada clique e em cada velocidade de sedimentação analisada, foi efetuada a etapa de identificação das partículas, assim como a contagem e medição dos parâmetros que caracterizam cada partícula floculenta. A identificação pode ser vista na Figura 37(d), onde são ilustrados a detecção e identificação das partículas pelo programa ImageJ.

Figura 37- a) Imagem original capturada pela câmera; b) Imagem em 8 bits; c) Matriz binarizada; d) Matriz em processo de contagem e medição através do programa ImageJ.



Fonte: A Autora (2025).

Como não foi possível a análise das partículas formadas pelo Sulfato de Alumínio, o processo de aquisição e tratamento das imagens se mostrou ineficaz neste estudo, visto que o objetivo tinha como foco principal a análise da eficiência da formação das partículas em função da utilização do coagulante inorgânico e do coagulante natural.

## 5. CONCLUSÃO

A partir dos estudos e experimentos realizados, foi possível constatar a eficiência do Tanfloc SL em relação ao Sulfato de Alumínio quanto à turbidez, visto que seus índices de remoção foram relativamente maiores. Já no caso da cor, o Sulfato de Alumínio tem remoção relativamente melhor, já que o Tanfloc SL adiciona cor ao efluente devido sua coloração natural. No entanto, com o uso do Sulfato de Alumínio no tratamento do efluente lácteo, na maioria dos casos os flocos flotavam ao invés de sedimentarem.

Em maiores tempos relacionados a velocidade de sedimentação, é possível observar pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação que, quando combinados, exercem eficiência de remoção tanto de cor quanto de turbidez relativamente altas, o que torna possível a substituição do Sulfato de Alumínio pelo Tanfloc no processo de tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios.

A utilização do Tanino se mostrou eficiente no processo de tratamento de efluente de laticínio, visto que os percentuais de remoção de cor e turbidez mostraram eficiência superiores à 85% em diversas partes dos diagramas de coagulação, quando comparados ao uso do Sulfato de Alumínio que não se mostrou tão eficiente no tratamento desses efluentes.

Pôde ser observado também que o coagulante natural necessita de menores dosagens de coagulante para atingir uma considerável eficiência de remoção, enquanto o coagulante inorgânico necessita de dosagens maiores, o que leva a pensar que em grandes quantidades quando aplicado à uma estação de tratamento, pode diminuir consideravelmente os custos do processo de coagulação/flocação.

Conclui-se que o Sulfato de Alumínio é indicado para sistemas com controle rigoroso de pH e alta eficiência em condições otimizadas, enquanto o Tanfloc é uma alternativa mais sustentável, com menor impacto ambiental, simplicidade operacional e menor geração de resíduos. A escolha entre os dois coagulantes depende das prioridades do processo, como eficiência, custo e sustentabilidade.

A aplicação do presente estudo para situações reais como para o tratamento de efluentes industriais, pode trazer uma nova visibilidade para a aplicação do Tanino em relação a diferentes agentes poluidores presentes na água, gerando um aprofundamento maior sobre a utilização deste coagulante afim de afirmar seus benefícios para o meio ambiente e consequentemente para a população como um todo.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Água no mundo**. Brasil, 2022.

AKELAH, A.; MOET, E. A. (1990) **Functionalized Polymers and Their Application**. 1 ed. New York: Chapman and Hall.

ALMEIDA, D. M. et al.,. **Acácia-Negra no pódio das mais demandas**. Campo e Negócios. 2020. Disponível em: <<https://revistacampoenegocios.com.br/acacia-negra-no-podio-das-mais-demandadas/>>. Acesso em: 02 Fev. 2024.

ALMEIDA, F. A. S. **Influência da porosidade e massa específica na velocidade de sedimentação de agregados fractais de água com turbidez moderada**. 127 P. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Uberlândia, 2020.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. **Journal American Works Association**, v. 74, n. 4, p. 210-216, apr. 1982. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.x>>. Acesso em: 13 de junho de 2024.

AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. Coagulation Processes: Desestabilization, Mixing, and Flocculation. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 4. ed. New York: McGraw-Hill. 1990. p. 269-365.

ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso**. 231 P. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

AQUAENERGY EXPO. **Characterization of dairy industry wastewater**. 2020. Disponível em: <<https://mg.aquaenergyexpo.com/characterization-of-dairy-industry-wastewater/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

ARBOLEDA, J. Teoria y Practica de la Purificación Del Agua. In: **Asociación Colombiana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental – ACODAL**, 1992, Colombia, 684p.

ARVANITOYANNIS, I; KASSAVETI, A. **Dairy waste management: treatment methods and potencial uses of treated waste**. Waste Management for the Foods Industries, p. 801-859, 2008. <https://doi.org/10.1016/B978-012373654-3.50016-X>

Associação Brasileira de Normas Técnicas - **ABNT. NBR 12216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro. 1992.

AZEVEDO, A. C. **Estudos de flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL) no tratamento de água bruta para abastecimento público (Canoas-RS)**. 163 P. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

AZEVEDO, J. M.; PEREIRA, B. E. B.; YASSUDA, E. R.; MARTINS, J. A.; NOGAMI, P. S.; GAGLIONI, P. S.; OLIVEIRA, W. E. (1979) **Técnicas de Abastecimento de Água**. 2 ed. São Paulo: CETESB.

AZU WATER. **Dairy wastewater treatment plant**. 2023. Disponível em: <<https://www.azuwater.com/solution/dairy-wastewater-treatment-plant/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

BABBITT, H. E. (1973) **Abastecimento de água**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda.

BACHE, D. H. and GREGORY, R. Flocs and separation processes in drinking water treatment: a review. **Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA**. v.59, n.1, 2010. <https://doi.org/10.2166/aqua.2010.028>

BARRADAS, J. L. D. (2004) Tanino - Uma solução ecologicamente correta: Agente floculante biodegradável de origem vegetal no tratamento de água, Novo Hamburgo – RS, Brasil.

BELTRÁN-HEREDIA, J. et al. Removal of Alizarin Violet 3R (anthraquinonic dye) from aqueous solutions by natural coagulants. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 170, n. 1, p. 43-50, out. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.131>

BELTRÁN-HEREDIA, J. et al. Natural tannin-based coagulants in wastewater treatment: performance and mechanisms. **Journal of Environmental Management**, 2021.

BOUYER, D. et al. Experimental analysis of floc size distributions in a 1-L jar under different hydrodynamics and physicochemical conditions. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 292, n. 2, p. 413-428, dec. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.06.011>. Acesso em: 22 set 2021.

BRAGA JR., Benedito P. F. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall. Acesso em: 17 jan. 2024.

BUSHELL, G. C.; YAN, Y. D.; WOODFIELD, D.; RAPER, J.; AMAL, R. On techniques for the measurement of the mass fractal dimension of aggregates. **Advances in Colloid and Interface Science**, [s.l.], v. 95, n. 1, p.1-50, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00078-6](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00078-6)

CAMMAROTA, M. C.; TEIXEIRA, G. A., FREIRE, D. M. G. **Enzymatic pre-hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high oil contents**. Biotechnology Letters, v. 23, p. 1591-1595, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1011973428489>

CHAKRABORTI, R. K.; ATKINSON, J. F.; VAN BENSCHOTEN, J. E. Characterization of Alum Floc by Image Analysis. **Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 34, n. 18, p.3969-3976, 2000. <https://doi.org/10.1021/es990818o>

CHAKRABORTI, R. K.; GARDNER, K. H.; ATKINSON, J. F.; VAN BENSCHOTEN, J. E. Changes in fractal dimension during aggregation. **Water Research**, [s.l.], v. 37, n. 4, p.873-883, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00379-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00379-2)

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 3 ed. Rio de Janeiro: RiMa, 2021.

CLAYTON, B. E. **Report of the lowermoor incident advisory group**. American Journal of Industrial Medicine, v. 40, n. 3, p. 301-304, 1989.

CONDORCHEM. **Wastewater treatment in the dairy industry**. 2023. Disponível em: <<https://condorchem.com/en/blog/wastewater-treatment-dairy-industry/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH's Water Treatment: Principles and Desing**. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012. 1920 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/9781118131473>>. Acesso em: 05 jun 2024.

CRITTENDEN, J. et al. **Water Treatment: Principles and Design**. 3rd ed. Wiley, 2012. <https://doi.org/10.1002/9781118131473>

DANTAS, A. D. B.; SLOBODA, E.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. (2007) **Influência da massa molar de substâncias húmicas aquáticas na coagulação com sulfato de alumínio**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 24, 2007, Belo Horizonte. Anais... Minas Gerais, 1 CD-ROM.

DIAS, A. C. V.; DEZOTTI, M. W. C.; MASSARANI, G. (2005) **Estudo comparativo entre os efeitos do tanino e de um coagulante convencional sobre a filtração rápida usada no tratamento de água para abastecimento**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

DI BERNARDO, L.; BOTARI, A.; PAZ, L. P. S. Uso de modelagem matemática para projeto de câmaras mecanizadas de floculação em série em estações de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 82-90, jan./mar. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000100010>.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. v. 2, 1984 p. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000200001>

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: LDIBE LTDA, 2008. v. 1, 878 p.

EDWARDS, G. A.; AMRIRTHARAJAH, A. (1985) **Removing color caused by humic acids, Research and Technology**. J. AWWA, 7, 3, 50-57. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1985.tb05508.x>

ENGINEERING NOTES. **Treatment of effluents of dairy industry**. 2021. Disponível em: <<https://www.engineeringnotes.com/environmental-engineering/treatment-of-effluents/treatment-of-effluents-of-dairy-industry-environmental-engineering/16927>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

ESTADO DE MINAS. **Brasil perde 37,78% da água tratada antes de chegar às casas**. 2025. Disponível em: <<https://www.em.com.br/mundo-corporativo/2025/05/7158423-brasil-perde-3778-da-agua-tratada-antes-de-chegar-as-casas.html>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

FERREIRA FILHO, S. S.; MARCETTO, M. (2006) Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico e gosto e odor. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 11, 1, 7-15.  
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000100002>

FRANÇOIS, R. J. Strength of aluminium hydroxide flocs. **Water Research**, [s.l.], v. 21, n. 9, p.1023-1030, 1987. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90023-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90023-6)>

FREITAS, Hélen. Tratamento na água gera substâncias cancerígenas em 493 cidades brasileiras. **Repórter Brasil/Agência Pública**, 2022. Disponível em: <https://reporterbrasil.org.br/2022/03/tratamento-na-agua-gera-substancias-cancerigenas-em-493-cidades-brasileiras/>. Acesso em: 17 de maio de 2024.

FUNASA - MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (2003) **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano**. Impactos na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p.

GARCÍA-IVARS, J. et al. Floc characterization and aggregation mechanisms using natural coagulants. **Separation and Purification Technology**, 2022.

GREGORY, J. The density of particle aggregates. **Water Science and Technology**, [s.l.], v. 36, n. 4, p.1-13, 1997. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00452-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00452-6)>

GREHS, B. W. N. et al. Removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from treated urban wastewater: a comparison between aluminium sulphate and tannin coagulants.: A comparison between aluminium sulphate and tannin coagulants. **Water Research**, [s.l.], v. 166, p. 115056-115068, dez. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115056>

GOYER, R. A. (1995) **Toxic effects of metals**. In: Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons (C. D. Klaassen, ed.), pp. 691-736, New York: McGraw-Hill Companies.

HAMEED, Y. T. et al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.494-503, dez. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.033>

HAMEED, B. et al. Recent advances in plant-based coagulants for industrial wastewater. **Environmental Technology Reviews**, 2020.

HAN, M.; KIM, T.; KIM, J. Application of image analysis to evaluate the flocculation process. **Journal of Water Supply: Research and Technology**, v. 55, n. 7-8, p. 452-459, Nov. 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/aqua.2006.053>>

HENARES, Juliana F. **Caracterização do Efluente de Laticínio: análise e proposta de tratamento**. 2015. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Alimentos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

HESSEL, R. **Brasil pode liderar ranking mundial de produção de leite**. Correio Braziliense Economia. Brasília, jul. 2022. Disponível em:

<<https://www.correobraziliense.com.br/economia/2022/07/5021886-brasil-pode-liderar-ranking-mundial-de-producao-de-leite.html>>. Acesso em: 15 Set. 2022.

HUANG, J.; XU, C. C.; RIDOUTT, B. G.; LIU, J. J.; ZHANG, H. L.; CHEN, F. LI, Y. Water availability footprint of milk and milk products from large-scale dairy production systems in Northeast China. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 91-97, 2014.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.043>

INFLIBNET. **Waste water characteristics of dairy and sugar industry**. 2020. Disponível em: <<https://ebooks.inflibnet.ac.in/esp10/chapter/6-waste-water-characteristics-of-dairy-and-sugar-industry/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

JADE, L. Onde está a água no Brasil? **EBC**, 2018. Disponível em: <<https://www.ebc.com.br/especiais-agua/agua-no-brasil/>>. Acesso em: 30 de jun. de 2022.

JARVIS, P.; JEFFERSON, B.; GREGORY, J.; PARSONS, S. A. A review of floc strength and breakage. **Water Research**, [s.l.], v. 39, n. 14, p.3121-3137, 2005.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.022>

JARVIS, P.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A. Breakage, Regrowth, and Fractal Nature of Natural Organic Matter Flocs. **Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 39, n. 7, p.2307-2314, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es048854x>>

JUNKER, B. Measurement of bubble and pellet size distributions: past and current image analysis technology. **Bioprocess Biosyst Eng.** v. 29, p. 185-206, July 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00449-006-0070-3>>

KAWAMURA, S. **Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment**. Journal American Water Works Association, v. 83, n. 10, p. 88-91, 1991.  
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1991.tb07236.x>

KONRADT-MORAES, L. C. **Estudo dos processos de coagulação e floculação seguidos de filtração com membranas para a obtenção de água potável**. 2009. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual de Maringá; Maringá – PR, 2009.

LI, T.; ZHU, Z.; WANG, D.; YAO, C.; TANG, H. Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. **Powder Technology**, [s.l.], v. 168, n. 2, p.104-110, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.powtec.2006.07.003>>

LI, X. et al. Sludge production and characteristics using natural vs. metal-based coagulants. **Water Research**, 2021.

LIBÂNIO, M.; PÂDUA, L. V.; DI BERNARDO, L. (1997) **Análise da influência da variação dos gradientes de velocidade no desempenho das unidades de floculação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2, 2, 63-68.

LIMA JUNIOR, R. N.; ABREU, F. O. M. S. **Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades**. Revista Virtual de Química, vol. 10, n. 02, p. 709-735, 2018.

LOCKE, K. A. (2024). Impacts of land use/land cover on water quality: A contemporary review for researchers and policymakers. *Water Quality Research Journal*, 59(2), 89–106. DOI: <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.002>.

LOPES, V. S. et al. **Estudo da coagulação/flocação de água com turbidez moderada na sedimentação e flotação por ar dissolvido**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [s.l.], v. 25, n. 4, p.567-572, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020193514>.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C.; FIGUERÊDO, D. V.; FERREIRA, P. E. **Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios**. 1 ed. Belo Horizonte: Segrac, 2002, 223 p.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Green chemistry in water treatment: use of coagulant derived from *Acacia mearnsii* tannin extracts. **Revista Virtual de Química**, vol. 6, n. 01, p. 2-15, 2014. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20140002>

MARQUES FILHO, O.; VIEIRA NETO, H. **Processamento Digital de Imagens**, Rio de Janeiro: Brasport, 1999.

MARTÍN, J. S.; VELASCO, M. G.; HEREDIA, J. B. Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). **Chemical Engineering Journal**, vol. 165, ed. 3, p. 851-858, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.030>

MCLACHLAN, C. R. D. (1995) **Aluminium and the risk for Alzheimer Disease**. *Environ.*, 6, 233– 275. <https://doi.org/10.1002/env.3170060303>

MDPI. **Dairy wastewater characteristics and treatment methods**. *Energies*, v. 15, n. 23, p. 9084, 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/15/23/9084>>. Acesso em: 28 ago. 2025. <https://doi.org/10.3390/en15239084>

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e flocação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-20092019-165430/>>. Acesso em: 03 out. 2024.

MENDES, C. G. N. (2006) **Tratamento de águas para consumo humano – panorama mundial e ações do PROSAB**. In: PÁDUA, V. L. de (coord.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro, ABES.

MENDES, Y. C. **Evolução da distribuição do tamanho de partículas na flocação de água de baixa turbidez**. 75 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 6 ed. McGraw-Hill, 2020.

**MORENO, P. Emprego de técnica dedicada de análise de imagem na avaliação do produto GT no desempenho da floculação.** 2014. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru, 2014.

**MORGAN, J. Técnicas de segmentação de imagens na geração de programas para máquinas de comando numérico.** 2008. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

**MORUZZI, R. B. Avaliação da influência da Distribuição do Tamanho de Partículas e do binômio de velocidade/tempo de detenção na zona de reação no desempenho da flotação com utilização de sonda ultrasônica e técnica de análise por imagem.** 240 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2005.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Characterization of micro-bubble size distribution and flow configuration in DAF contact zone by a non-intrusive image analysis system and tracer tests. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 1, p. 253-262, jan. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2010.784>>

NNAJI, N. J. N. et al. Modelling the coag-flocculation kinetics of cashew nut testa tannins in an industrial effluent. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, [s.l.], v. 20, n. 4, p. 1930-1935, jul. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.09.013>

Office of the High Commissioner for Human Rights (OHCHR). General Comment No. 15: **The Right to Water** (Arts. 11 and 12 of the Covenant). Geneva: OHCHR; 2010.

OLIVEIRA, A. L. de, MORENO, P., SILVA, P. A. G. da, JULIO, M. D.; MORUZZI, R.B. **The effect of form and particle size distribution (PSD) on the removal of particulate matter.** Desalination and Water Treatment, Vol. 57 (36). p. 1-12. 2015a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1081833>>

OLIVEIRA, A. L.; MORENO, P.; SILVA, P. A. G.; JULIO, M de; MORUZZI, R. B. **Análise da distribuição do tamanho de partículas em função do tempo de floculação.** In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015, Rio de Janeiro: ABES,. v. 1. 2015b.

OLIVEIRA, A. L.; MORENO, P.; DUTRA, R. H. DE A.; JULIO, M de; MORUZZI, R. B. **Avaliação de parâmetros representativos da distribuição de tamanho de partículas presentes em coleções hídricas.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, RS. v. 20, n. 4, p. 1084-1092, out./dez. 2015c. Disponível em: <<https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p1084-1092>>

OLIVEIRA, A. S. **Avaliação da morfologia e distribuição do tamanho de partículas para pontos distintos do diagrama de coagulação/flocação.** 164p. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2018.

PAVANELLI, G. (2001). **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, flocação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** São Carlos, 2001. 216p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PEQUENO, L. A. B. - Uso de diagramas de coagulação como ferramenta avaliativa da performance de coagulantes orgânicos comerciais na remoção de cor e turbidez: um estudo de caso em águas naturais do semiárido brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Campina Grande. **Anais Eletrônicos** [...] Campina Grande: ABES, 2019. p. 1 - 6.

RAMJEAWON, T. **Cleaner production in Mauritian cane-sugar factories**. Journal of Cleaner Production, n. 8, p. 503-510, march 2000. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00020-2)

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G. **Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach**. European Polymer Journal, n. 25, p. 1337-1348, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027>

REN, Pangfei et al. **Analysis of floc morphology in a continuous-flow flocculation and sedimentation reactor**. Journal Of Environmental Sciences, [s.l.], v. 52, p.268-275, fev. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.007>>

RICHARDSON, M. L.; GANGOLLI, S. (1992) **The Dictionary of Substances and their Effects**. Northamptonshire: Royal Society of Chemistry.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009. 340 p.

SANTOS, H. R.; PRADO, G. S.; VIDAL, C. M. S.; MORUZZI, R. B.; CAMPOS, J. R. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 9, n. 4, p.291-300, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152200400040005>

SANTOS, R. C. de O.; FILHO, O. B.; GIORDANO, G. **Proposta de um método de cálculo de tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em batelada**. Rio de Janeiro: v. 10, n. 3, p. 185 – 193, set. de 2005. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000300002>

SARAIWA, C. B.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. L.; PEREIRA, D. A. **Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios**. Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes, v. 64, n. 367, p. 10-18, 2009.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J. et al. Comparison of natural and chemical coagulants for humic-rich waters. **Chemosphere**, 2020.

SANEAMENTO AMBIENTAL. **Perdas médias de água atingem 45% nas 100 maiores cidades brasileiras**. 2025. Disponível em: <<https://www.saneamentoambiental.com.br/noticias/perdas-medias-de-agua-atingem-45-nas-100-maiores-cidades-brasileiras>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

SANEAMENTO HOJE. **Estudo de perdas de água 2024 (SNIS 2022): desafios na eficiência do saneamento básico no Brasil**. 2024. Disponível em:

<<https://saneamentohoje.com.br/estudo-de-perdas-de-agua-2024-snis-2022-desafios-na-eficiencia-do-saneamento-basico-no-brasil/>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

**SANTOS, M.; PIVELI, R. Tratamento de Efluentes: Fundamentos e Aplicações.** Elsevier, 2021.

**SAVEH – SISTEMA DE AUTOAVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA HÍDRICA. A disponibilidades de água no mundo e no Brasil.** Disponível em: <<https://saveh.ambev.com.br/artigos/a-disponibilidade-de-agua-no-mundo-e-no-brasil/>>. Acesso em: 22 Ago. 2022.

**SBT NEWS. Desperdício de água potável no Brasil cresce pelo 6º ano seguido.** 2023. Disponível em: <<https://sbtnews.sbt.com.br/noticia/brasil/249251-desperdicio-de-agua-potavel-no-brasil-cresce-pelo-6-ano-seguido>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

**SCHMITT, D. F. Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios pelos processos combinados coagulação/flocação/adsorção/ultrafiltração utilizando a semente de moringa oleífera como coagulante.** 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

**SHARMA, R. et al. Coagulation–flocculation treatment of dairy wastewater: performance and mechanisms.** Journal of Water Process Engineering, v. 48, 2022.

**SILVA, A. L. O. et al. Possíveis efeitos do alumínio presente na água tratada.** Anais I CONIMAS e III CONIDIS... Campina Grande: Realize Editora, 2019. Disponível em: <<https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/63777>>. Acesso em: 25 Ago. 2022.

**SILVA, D. J. P. ENVIRONMENTAL MANAGEMENT SYSTEM FOR DAIRY INDUSTRY.** 2011. Tese (Doutorado em Ciência de Alimentos; Tecnologia de Alimentos; Engenharia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

**SILVA, J. et al. Tannin-based coagulants for dairy effluent treatment. Environmental Science and Pollution Research, 2021.**

**SILVA, P. A. G. Estudo da resistência do floco e da reflocação visando o tratamento de águas de abastecimento utilizando técnica de monitoramento por análise de imagem digital e dispersão de luz.** 2017. 39 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2017.

**SILVA, F. K.; EYNG, J.. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. R. Gest. Sust. Ambient., Florianópolis, v. 1, n. 2, p. 4 – 22, out.2012/mar.2013.** Disponível em: <<https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br>>. Acesso em: 05 Jan. 2024. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v1e220124-22>

**SILVA, T. S. S. (1999) Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto.** Dissertação – Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, p. 85.

SKORONSKI, E. **Introdução aos processos de condicionamento de água para reuso.** Tubarão: Universidade do Sul de Santa Catarina, 2008.

SMOLUCHOWSKI, M. Versucheiner Mathematischen Theorie der Koagulationskinetik kolloider Lösungen. **Z Phys Chem** 92:129-168, 1917. <https://doi.org/10.1515/zpch-1918-9209>

SOARES, B. C. V. et al. Composição e tratamento de efluentes na indústria de laticínios. **Milk Point**, 2018. Disponível em: <https://www.milkpoint.com.br/artigos/industria-de-laticinios/tratamento-de-efluentes-na-industria-de-laticinios-211719/>. Acesso em: 20 jan. 2025.

SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452 p.

SPERLING, M. Von. **Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos.** 4 ed. UFMG, 2022.

SPINELLI, V. A. (2001) **Quitosana: polieletrólio natural para o tratamento de água potável.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, 133 p. (Dissertação Mestrado).

SUAVE, E. A. M. **Características de agregados resultantes de floculação com tanino comercial em água sintética com cor aparente elevada.** Dissertação – Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2021.

TANAC (2003) **Manual Prático para Uso em Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento.** 1a Ed. Montenegro.

TEIXEIRA, M. R. et al. Green technologies for cyanobacteria and natural organic matter water treatment using natural based products. **Journal of Cleaner Production**, vol. 162, p. 484-490, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.004>

TEIXEIRA, P. et al. Performance of tannin-based coagulants in industrial wastewater. **Journal of Cleaner Production**, 2020.

TETRA PAK. **Dairy effluent. Dairy Processing Handbook**, 2021. Disponível em: <<https://www.dairyprocessinghandbook.tetrapak.com/public/chapter/dairy-effluent>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

THOMAS, D. N.; JUDD, S. J.; FAWCETT, N. Flocculation modelling: a review. **Water Research**, v.33, n. 07, p. 1579-1592, 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00392-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00392-3)>

UFSM. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <<http://jararaca.ufsm.br/>>. Acesso em: 15 ago. 2024.

UNESCO. (2017). Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2017. Disponível em: <[https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552\\_por](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552_por)>. Acesso em: 13 jul. 2021.

UNESCO. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento da Água 2023: Parcerias e Cooperação para a Água. Paris: Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, 2023. Disponível em: <<https://www.unesco.org/reports/wwdr/2022/en/agriculture>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

UNICEF - FUNDO DE NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA. Genebra: Nova Iorque, 2017.

United Nations General Assembly (UNGA). **Human Right to Water and Sanitation**. Geneva: UNGA; 2010. UN Document A/RES/64/292.

VAZ, L. G. L. et al. **Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia**. Eclética Química, São Paulo, vol. 35, n. 04, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000400006>

WAITE, T. D. Measurement and implications of floc structure in water and wastewater treatment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 151, n. 1-2, p.27-41, 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(98\)00634-7](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(98)00634-7)>. Acesso em: 05 dez. 2024.

WATER TECHNOLOGY. **What are process controls for treating wastewater in the dairy industry?**. 2018. Disponível em: <<https://www.watertechonline.com/wastewater/article/15545760/what-are-process-controls-for-treating-wastewater-in-the-dairy-industry>>. Acesso em: 28 ago. 2025.

ZANGO, Z. U. et al. **Application of natural coagulants in dairy wastewater treatment**. Environmental Technology & Innovation, v. 29, 2023.

## Apêndice A - Resultados dos ensaios de coagulação/flocação para construção dos diagramas de coagulação

Tabela 6- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de turbidez para o Sulfato de Alumínio.

Dosagem de Sulfato de Alumínio (mg/L)	pH efluente bruto		5,14	Turbidez inicial (UNT)		>1100	Concentração de Sulfato de Alumínio 20g/L		
	pH	pH de Coagulação	NaOH	Turbidez Final (UNT)			Porcentagem de remoção de Turbidez (%)		
				Molaridade (M)	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min
40	5,14	4,86	0,5	936	1100	1100	14,9	0,0	0,0
	7	6,99	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,83	0,5	116	210	208	89,5	80,9	81,1
50	5,14	4,83	0,5	304	870	1100	72,4	20,9	0,0
	7	6,49	0,5	274	1100	1100	75,1	0,0	0,0
	9	8,04	0,5	59,1	114	124	94,6	89,6	88,7
60	5,14	5,34	0,5	225	766	751	79,5	30,4	31,7
	7	6,64	0,5	133	369	472	87,9	66,5	57,1
	9	8	0,5	48,4	171	115	95,6	84,5	89,5
70	5,14	5,4	0,5	117	345	359	89,4	68,6	67,4
	7	6,64	0,5	137	520	673	87,5	52,7	38,8
	9	7,49	0,5	71,9	370	428	93,5	66,4	61,1
80	5,14	5,36	0,5	572	1100	1100	48,0	0,0	0,0
	7	6,46	0,5	184	1100	1100	83,3	0,0	0,0
	9	7,45	0,5	81,8	430	227	92,6	60,9	79,4
90	5,14	5,09	0,5	123	802	1100	88,8	27,1	0,0
	7	6,47	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,74	0,5	177	1100	1100	83,9	0,0	0,0
100	5,14	5,04	0,5	137	1100	1100	87,5	0,0	0,0
	7	6,26	0,5	594	1100	1100	46,0	0,0	0,0
	9	8,29	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
110	5,14	4,96	0,5	86,3	273	251	92,2	75,2	77,2
	7	7,01	0,5	460	1100	1100	58,2	0,0	0,0
	9	8,71	0,5	450	1100	1100	59,1	0,0	0,0
120	5,14	5,04	0,5	168	306	430	84,7	72,2	60,9
	7	6,8	0,5	458	1100	1100	58,4	0,0	0,0
	9	8,09	0,5	542	1100	1100	50,7	0,0	0,0
130	5,14	4,99	0,5	160	1100	1100	85,5	0,0	0,0
	7	6,98	0,5	551	1100	1100	49,9	0,0	0,0
	9	7,75	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
140	5,14	5,04	0,5	160	1100	1100	85,5	0,0	0,0
	7	7,21	0,5	572	1100	1100	48,0	0,0	0,0
	9	8,49	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
150	5,14	4,92	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,46	0,5	196	575	1100	82,2	47,7	0,0
	9	8,5	0,5	252	1100	1100	77,1	0,0	0,0
160	5,14	4,95	0,5	313	1100	1100	71,5	0,0	0,0
	7	6,61	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,47	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
170	5,14	4,9	0,5	265	1100	1100	75,9	0,0	0,0
	7	6,59	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,13	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
180	5,14	4,89	0,5	422	1100	1100	61,6	0,0	0,0
	7	6,53	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,07	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
200	5,14	4,83	0,5	481	1100	1100	56,3	0,0	0,0
	7	6,98	0,5	216	1100	1100	80,4	0,0	0,0
	9	9,02	0,5	490	1100	1100	55,5	0,0	0,0

Tabela 7- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de cor para o Sulfato de Alumínio.

Dosagem de Sulfato de Alumínio (mg/L)	pH efluente bruto		5,14	Cor Aparente uH (mgPt-Co/L)			5	Concentração de Sulfato de Alumínio 20g/L		
	pH	pH de Coagulação	NaOH	Cor Final uH (mgPt-Co/L)			Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min	Porcentagem de remoção de Cor (%)
			Molaridade (M)	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min				
40	5,14	4,86	0,5	0	1	25	100,0	80,0	0,0	
	7	6,99	0,5	7	3	5	0,0	40,0	0,0	
	9	8,83	0,5	2	0	0	60,0	100,0	100,0	
50	5,14	4,83	0,5	1	5	2	80,0	0,0	60,0	
	7	6,49	0,5	1	2	0	80,0	60,0	100,0	
	9	8,04	0,5	0	2	4	100,0	60,0	20,0	
60	5,14	5,34	0,5	0	1	15	100,0	80,0	0,0	
	7	6,64	0,5	1	0	1	80,0	100,0	80,0	
	9	8	0,5	0	1	0	100,0	80,0	100,0	
70	5,14	5,4	0,5	0	5	1	100,0	0,0	80,0	
	7	6,64	0,5	1	7	7	80,0	0,0	0,0	
	9	7,49	0,5	1	0	1	80,0	100,0	80,0	
80	5,14	5,36	0,5	21	11	16	0,0	0,0	0,0	
	7	6,46	0,5	1	1	0	80,0	80,0	100,0	
	9	7,45	0,5	0	4	2	100,0	20,0	60,0	
90	5,14	5,09	0,5	2	11	6	60,0	0,0	0,0	
	7	6,47	0,5	2	6	3	60,0	0,0	40,0	
	9	8,74	0,5	1	2	6	80,0	60,0	0,0	
100	5,14	5,04	0,5	10	2	17	0,0	60,0	0,0	
	7	6,26	0,5	3	1	6	40,0	80,0	0,0	
	9	8,29	0,5	4	0	10	20,0	100,0	0,0	
110	5,14	4,96	0,5	1	5	2	80,0	0,0	60,0	
	7	7,01	0,5	2	1	2	60,0	80,0	60,0	
	9	8,71	0,5	1	4	2	80,0	20,0	60,0	
120	5,14	5,04	0,5	8	3	1	0,0	40,0	80,0	
	7	6,8	0,5	2	4	2	60,0	20,0	60,0	
	9	8,09	0,5	1	3	1	80,0	40,0	80,0	
130	5,14	4,99	0,5	9	1	4	0,0	80,0	20,0	
	7	6,98	0,5	7	1	4	0,0	80,0	20,0	
	9	7,75	0,5	4	1	0	20,0	80,0	100,0	
140	5,14	5,04	0,5	1	14	5	80,0	0,0	0,0	
	7	7,21	0,5	1	1	4	80,0	80,0	20,0	
	9	8,49	0,5	1	0	0	80,0	100,0	100,0	
150	5,14	4,92	0,5	24	10	16	0,0	0,0	0,0	
	7	6,46	0,5	1	2	0	80,0	60,0	100,0	
	9	8,5	0,5	0	0	0	100,0	100,0	100,0	
160	5,14	4,95	0,5	4	2	0	20,0	60,0	100,0	
	7	6,61	0,5	4	2	5	20,0	60,0	0,0	
	9	8,47	0,5	2	2	1	60,0	60,0	80,0	
170	5,14	4,9	0,5	0	4	9	100,0	20,0	0,0	
	7	6,59	0,5	2	2	4	60,0	60,0	20,0	
	9	8,13	0,5	3	2	2	40,0	60,0	60,0	
180	5,14	4,89	0,5	8	14	13	0,0	0,0	0,0	
	7	6,53	0,5	1	0	1	80,0	100,0	80,0	
	9	8,07	0,5	2	2	3	60,0	60,0	40,0	
200	5,14	4,83	0,5	9	9	1	0,0	0,0	80,0	
	7	6,98	0,5	1	0	4	80,0	100,0	20,0	
	9	9,02	0,5	1	3	4	80,0	40,0	20,0	

Tabela 8- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de turbidez para o Tanfloc SL.

Dosagem de Tanfloc SL (mg/L)	pH efluente bruto		5,14	Turbidez inicial (UNT)	>1100	Concentração de Tanfloc SL 10%			
	pH	pH de Coagulação	NaOH	Turbidez Final (UNT)			Porcentagem de remoção de Turbidez (%)		
			Molaridade (M)	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min
40	5,14	5,18	0,5	85,3	393	1040	92,2	64,3	5,5
	7	6,99	0,5	86,3	113	627	92,2	89,7	43,0
	9	8,72	0,5	40,8	91,6	425	96,3	91,7	61,4
50	5,14	5,15	0,5	163	720	1100	85,2	34,5	0,0
	7	7,01	0,5	60,3	486	965	94,5	55,8	12,3
	9	7,72	0,5	55,9	103	130	94,9	90,6	88,2
60	5,14	5,2	0,5	295	795	1090	73,2	27,7	0,9
	7	6,83	0,5	97	482	1100	91,2	56,2	0,0
	9	8,75	0,5	281	1100	1100	74,5	0,0	0,0
70	5,14	5,13	0,5	393	915	1100	64,3	16,8	0,0
	7	6,92	0,5	64,6	114	198	94,1	89,6	82,0
	9	7,95	0,5	43,2	101	180	96,1	90,8	83,6
80	5,14	5,13	0,5	255	1100	1100	76,8	0,0	0,0
	7	6,77	0,5	8,13	79,4	372	99,3	92,8	66,2
	9	7,64	0,5	202	1100	1100	81,6	0,0	0,0
90	5,14	5,15	0,5	298	1100	1100	72,9	0,0	0,0
	7	6,71	0,5	102	810	1100	90,7	26,4	0,0
	9	7,28	0,5	41,4	112	250	96,2	89,8	77,3
100	5,14	5,01	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,72	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	9	8,47	0,5	1100	967	820	0,0	12,1	25,5
110	5,14	4,99	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,84	0,5	1100	564	588	0,0	48,7	46,5
	9	8,26	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
120	5,14	5,06	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,55	0,5	44,2	234	1100	96,0	78,7	0,0
	9	7,37	0,5	349	1100	1100	68,3	0,0	0,0
130	5,14	5,06	0,5	587	1100	1100	46,6	0,0	0,0
	7	6,57	0,5	123	961	1100	88,8	12,6	0,0
	9	7,11	0,5	28,2	102	296	97,4	90,7	73,1
140	5,14	5,27	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,65	0,5	187	1100	1100	83,0	0,0	0,0
	9	7,19	0,5	13,1	105	513	98,8	90,5	53,4
150	5,14	5,3	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,69	0,5	122	1100	1100	88,9	0,0	0,0
	9	7,03	0,5	41,7	142	449	96,2	87,1	59,2
160	5,14	5,23	0,5	469	1100	1100	57,4	0,0	0,0
	7	6,72	0,5	91,2	1100	1100	91,7	0,0	0,0
	9	7,91	0,5	29,7	72	397	97,3	93,5	63,9
170	5,14	5,25	0,5	1100	1100	1100	0,0	0,0	0,0
	7	6,62	0,5	90	501	1100	91,8	54,5	0,0
	9	7,16	0,5	44,3	132	292	96,0	88,0	73,5
180	5,14	5,32	0,5	205	1100	1100	81,4	0,0	0,0
	7	6,54	0,5	44,1	369	1100	96,0	66,5	0,0
	9	7,23	0,5	288	1100	1100	73,8	0,0	0,0
200	5,14	5,25	0,5	206	803	1100	81,3	27,0	0,0
	7	6,45	0,5	40	788	1100	96,4	28,4	0,0
	9	6,86	0,5	53,5	26,5	541	95,1	97,6	50,8

Tabela 9- Resultados dos ensaios de coagulação/flocação em função da remoção de cor para o Tanfloc SL.

Dosagem de Tanfloc SL (mg/L)	pH efluente bruto		5,14	Cor Aparente uH (mgPt-Co/L)	5	Concentração de Tanfloc SL 10%		
	pH	pH de Coagulação	NaOH	Cor Final uH (mgPt-Co/L)			Porcentagem de remoção de Cor (%)	
			Molaridade (M)	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min	Vf3 = 5 cm/min	Vf1 = 0,5 cm/min	Vf2 = 2,5 cm/min
40	5,14	5,18	0,5	6	4	2	0,0	20,0
	7	6,99	0,5	0	5	0	100,0	0,0
	9	8,72	0,5	0	0	4	100,0	100,0
50	5,14	5,15	0,5	7	11	9	0,0	0,0
	7	7,01	0,5	7	2	7	0,0	60,0
	9	7,72	0,5	1	1	2	80,0	80,0
60	5,14	5,2	0,5	3	10	7	40,0	0,0
	7	6,83	0,5	1	5	5	80,0	0,0
	9	8,75	0,5	1	20	16	80,0	0,0
70	5,14	5,13	0,5	1	2	9	80,0	60,0
	7	6,92	0,5	1	1	8	80,0	80,0
	9	7,95	0,5	2	10	2	60,0	0,0
80	5,14	5,13	0,5	7	18	35	0,0	0,0
	7	6,77	0,5	1	3	1	80,0	40,0
	9	7,64	0,5	4	12	2	20,0	0,0
90	5,14	5,15	0,5	6	15	49	0,0	0,0
	7	6,71	0,5	1	9	8	80,0	0,0
	9	7,28	0,5	0	1	0	100,0	80,0
100	5,14	5,01	0,5	2	15	9	60,0	0,0
	7	6,72	0,5	11	9	9	0,0	0,0
	9	8,47	0,5	16	10	13	0,0	0,0
110	5,14	4,99	0,5	15	22	23	0,0	0,0
	7	6,84	0,5	1	5	4	80,0	0,0
	9	8,26	0,5	3	4	5	40,0	20,0
120	5,14	5,06	0,5	1	10	10	80,0	0,0
	7	6,55	0,5	1	8	1	80,0	0,0
	9	7,37	0,5	1	6	6	80,0	0,0
130	5,14	5,06	0,5	4	11	6	20,0	0,0
	7	6,57	0,5	7	4	2	0,0	20,0
	9	7,11	0,5	1	0	1	80,0	100,0
140	5,14	5,27	0,5	11	20	16	0,0	0,0
	7	6,65	0,5	12	6	1	0,0	80,0
	9	7,19	0,5	3	1	0	40,0	80,0
150	5,14	5,3	0,5	6	16	4	0,0	0,0
	7	6,69	0,5	4	21	14	20,0	0,0
	9	7,03	0,5	0	2	6	100,0	60,0
160	5,14	5,23	0,5	15	2	6	0,0	60,0
	7	6,72	0,5	3	9	22	40,0	0,0
	9	7,91	0,5	1	3	2	80,0	40,0
170	5,14	5,25	0,5	15	9	22	0,0	0,0
	7	6,62	0,5	4	10	7	20,0	0,0
	9	7,16	0,5	2	2	5	60,0	60,0
180	5,14	5,32	0,5	1	4	4	80,0	20,0
	7	6,54	0,5	6	9	3	0,0	0,0
	9	7,23	0,5	1	4	5	80,0	20,0
200	5,14	5,25	0,5	6	2	8	0,0	60,0
	7	6,45	0,5	0	15	13	100,0	0,0
	9	6,86	0,5	4	9	12	20,0	0,0