UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS DE FREDERICO WESTPHALEN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL - PPGCTA

Angela Pedretti

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COAGULANTE RECUPERADO DE LODO DE ETA PARA USO EM ÁGUAS DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

Frederico Westphalen, RS
2022

Angela Pedretti

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COAGULANTE RECUPERADO DE LODO DE ETA PARA USO EM ÁGUAS DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen (UFSM/FW, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.**

Orientador: Prof. Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Frederico Westphalen, RS
2022

Pedretti, Angela
Avaliação do potencial de coagulante recuperado de lodo de ETA para uso em águas de baixa e elevada turbidez / Angela Pedretti.- 2022.
120 p.; 30 cm

Orientador: Raphael Corrêa Medeiros
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2022

1. Tratamento de água 2. Lodo de estação de tratamento de água 3. Coagulação 4. Via ácida I. Corrêa Medeiros, Raphael II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, ANGELA PEDRETTI, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessáriasobjeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outrasconsequências legais.

ANGELA PEDRETTI

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COAGULANTE RECUPERADO DE LODO DE ETA PARA USO EM ÁGUAS DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen (UFSM/FW, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.**

Aprovada em 15 de março de 2022:

Raphael Corrêa Medeiros, Dr. (UFSM)
(Orientador)

Lyda Patricia Sabogal Paz, Dra. (USP)

Cali Laguna Achon, Dra. (UFSCAR)

Frederico Westphalen, RS
2022

Às minhas filhas Luiza Helena e Esther Cristina,
razão e luz de meus dias.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por me guiar e proteger em todos os dias de minha existência e, nesta jornada, ter me agraciado com meus dois maiores presentes.

Em segundo lugar, não posso deixar de agradecer meu orientador, Professor Doutor Raphael Corrêa Medeiros, por toda paciência, apoio e incentivo no decorrer desta jornada. Seu incentivo foi primordial para que houvesse a conclusão deste sonho.

Desejo, igualmente, agradecer ao Professor Doutor Bruno Segalla Pizzolatti que, embora não conseguindo me acompanhar no decorrer deste projeto, me abriu as portas para tal e me marcou com sua frase “a experiência prática é tão importante quanto a formação do currículo”, me mostrando que eu também seria digna de fazer parte deste programa de Pós-graduação.

Agradeço as minhas filhas Luiza Helena Pedretti Zanatta e Esther Cristina Pedretti Zanatta, meu esposo Lucimar Zanatta e meus pais Marli Balzan Pedretti e Jandir Pedretti, por terem aberto mão de passar seu tempo comigo, para que pudesse me dedicar aos estudos.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) – *campus* de Frederico Westphalen, pela oportunidade e pela disponibilização de seus recursos e estrutura física utilizada neste estudo. Neste local foi possível conhecer pessoas maravilhosas e merecedoras de todo o sucesso que detêm.

Agradeço à Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) pela disponibilização de material de estudo e de estrutura física para que este estudo pudesse ser desenvolvido. Da mesma maneira, agradeço meus colegas de trabalho nesta empresa, pois eu nunca iria conseguir manipular tanto lodo e água sozinha para a realização deste estudo.

Agradeço ainda às colegas de Pós-graduação Giuvana Lazzaretti, Indiara Barcellos da Cunha e, em especial, à Débora Seben, vocês foram importantes nesta jornada. Acredito que Deus coloca as pessoas certas na hora certa em nossas vidas, para seguir um propósito e, embora hoje “As Top” não estejam mais reunidas, sempre serão uma lembrança maravilhosa em minha vida.

“Não existem métodos fáceis
para resolver problemas difíceis”
(René Descartes)

RESUMO

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COAGULANTE RECUPERADO DE LODO DE ETA PARA USO EM ÁGUAS DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

AUTORA: Angela Pedretti
ORIENTADOR: Raphael Corrêa Medeiros

O saneamento básico se apresenta como um fator fundamental para o desenvolvimento social e para a garantia de saúde pública. Dentro dos ramos do saneamento, a água e todo seu sistema de adução, tratamento e distribuição é de fundamental importância. No entanto, o tratamento realizado por Estações de Tratamento de Água (ETA) também acaba por gerar resíduos cujas características advém da qualidade da água bruta e dos processos empregados para a sua potabilização. Baseado nisto, este trabalho se propôs a realizar um estudo sobre o lodo da Estação de Tratamento de Água de Palmitinho/RS, primeiramente, através de sua caracterização e verificação das concentrações de alumínio, em razão de o processo de coagulação/floculação empregar o coagulante sulfato de alumínio. Foi investigada a viabilidade de recuperação do coagulante utilizado através do emprego do processo de extração por via ácida, observando a possível aplicação do recuperado para o tratamento de água bruta, com duas características distintas: elevadas turbidez e cor e baixas turbidez e cor. Em relação à caracterização deste lodo, observou-se a necessidade de tratamento antes de disposição, sendo os métodos físicos e químicos os mais recomendados, e que, pela sua elevada concentração de metais, a regeneração de coagulante por via ácida se apresenta como uma alternativa viável de tratamento a ser empregada. O processo de extração por via ácida propiciou uma concentração de 683,31 mg/L de sulfato de alumínio ao recuperado a ser utilizado em ensaios posteriores e potencial de redução do volume total do lodo tratado de cerca de 45%, evidenciando sua eficiência. Já em relação aos ensaios realizados com o coagulante recuperado e, comparando com coagulante comercial, observou-se que o coagulante recuperado, quando testado em águas de elevadas turbidez e cor, se mostrou com uma faixa de aplicabilidade superior ao coagulante comercial, apresentando remoção ≥90% de turbidez em praticamente todas as faixas de pH testadas. Porém, a limitação do emprego deste coagulante recuperado pode estar relacionada com a característica de cor transferida para a água a ser tratada, uma vez que águas de baixa turbidez tratadas com este recuperado não obtiveram resultados satisfatórios, ao passo de que, águas com turbidez elevada, obtiveram eficiência também na remoção de cor aparente e cor verdadeira.

Palavras-chave: Tratamento de água; LETA; coagulação, via ácida.

ABSTRACT

EVALUATION OF THE POTENTIAL OF COAGULANT RECOVERED FROM ETA SLUDGE FOR USE IN LOW AND HIGH TURBIDITY WATER

AUTHOR: Angela Pedretti
ADVISOR: Raphael Corrêa Medeiros

Basic sanitation presents itself as a fundamental factor for social development and for guaranteeing public health. Within the services of sanitation, water and its entire system of adduction, treatment and distribution is of fundamental importance. However, the treatment carried out by Water Treatment Plants (WTP) also ends up generating waste whose characteristics come from the quality of raw water and the processes used for its purification. Based on this, this work proposed to carry out a study on the sludge from the WTP of Palmitinho/RS, firstly, through its characterization and verification of aluminum concentrations, due to the coagulation/flocculation process employing the coagulant aluminum sulfate. The feasibility of recovering the coagulant used through the use of the acid extraction process was investigated, observing the possible application of the recovered for the treatment of raw water, with two distinct characteristics: high turbidity and color and low turbidity and color. Regarding the characterization of this sludge, it was observed its need for treatment before disposal, with physical and chemical methods being the most recommended, and that, due to its high concentration of metals, the regeneration of coagulant by acid route presents itself as a viable alternative treatment to be used. The acid extraction process provided a concentration of 683.31 mg/L of aluminum sulfate to the recovered to be used in later tests and a potential to reduce the total volume of the treated sludge by about 45%, evidencing its efficiency. In relation to the tests carried out with the recovered coagulant comparing with commercial coagulant in waters of different turbidity, it was observed that the recovered coagulant, when tested in waters of high turbidity showed a range of applicability superior to the commercial coagulant, showing ≥90% removal in practically all pH ranges. However, the limitation of the use of this recovered coagulant may be related to the color transferred to the water to be treated, since low turbidity water treated with it did not obtain satisfactory results, whereas water with high turbidity obtained also apparent and true color removal efficiencies.

Keywords: Water treatment; WTP’s sludge; coagulation, acid pathway

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Percentual de Municípios com serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, segundo as Grandes Regiões – 1989/2017. 23
Figura 2 – Percentual de Municípios com serviço de abastecimento de água por rede geral de distribuição, segundo as Grandes Regiões – 1989/2017 26
Figura 3 – Regiões Hidrográficas do Brasil..... 27
Figura 4 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica. 31
Figura 5 – Caminhos para coagulação por adsorção-neutralização de carga e por varredura de partículas coloidais utilizando sulfato de alumínio. 34
Figura 6 – Diagrama genérico e exemplo de diagrama de coagulação para sulfato de alumínio. 43
Figura 7 – Vista aérea da ETA Palmitinho. 48
Figura 8 – Sistema de Lagoas de contenção de LETA na ETA Palmitinho/RS 49
Figura 9 – Local de coleta, acondicionamento do LETA após coleta e recipientes para transporte. 50
Figura 10 – Sequência analítica básica do processo para obtenção do melhor pH de extração de alumínio do LETA. 51
Figura 11 – Processo de filtração do coagulante recuperado de LETA. 53
Figura 12 – Sequência de análise de recuperação de coagulante sulfato de alumínio em LETA..... 58
Figura 13 – Lodo após o processo de decantação e retirada de sobrenadante 58
Figura 14 – Etapas do processo de separação e retirada do coagulante recuperado de LETA..... 61
Figura 15 – Relação de Coagulante Recuperado x Resíduo Insolúvel..... 62
Figura 16 – Comparativo do LETA com o Resíduo Insolúvel para algumas variáveis. 64
Figura 17 – Comparação metálica do LETA com o Resíduo Insolúvel..... 65
Figura 18 – Ensaios realizados para o desenvolvimento de diagramas de coagulação com coagulante recuperado e coagulante comercial com água bruta... 70
Figura 19 – Diagrama de solubilidade do alumínio relacionado com sulfato de alumínio. 80
Figura 20 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante comercial e baixa turbidez de água bruta para (A) pH 4,0 e (B) pH 8,0. 80

Figura 21 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante comercial e elevada turbidez de água bruta para (A) pH 7,0 e (B) pH 4,0. 81
Figura 22 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante recuperado e baixa turbidez de água bruta onde: (A) característica visual da água bruta de baixa turbidez; (B) ensaio de Jartest água bruta de baixa turbidez com coagulante recuperado e pH 4,0; e (C) ensaio de Jartest água bruta de baixa turbidez com coagulante recuperado e pH 6,0. 83
Figura 23 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante recuperado e elevada turbidez de água bruta para (A) pH 4,0 e (B) pH 8,0. 84
Figura 24 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando sulfato de alumínio comercial – turbidez remanescente.....85
Figura 25 – Diagrama de coagulação do Sulfato de Alumínio Comercial. 86
Figura 26 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando coagulante recuperado – turbidez remanescente.....87
Figura 27 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando Sulfato de alumínio comercial – turbidez remanescente 89
Figura 28 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando coagulante recuperado – turbidez remanescente.....90
Figura 29 – Diagrama de coagulação/ floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor aparente remanescente 92
Figura 30 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor aparente remanescente 93
Figura 31 - Diagrama de coagulação do alumínio para remoção de cor verdadeira. 94
Figura 32 – Diagrama de coagulação/floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor verdadeira remanescente.....95
Figura 33 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor verdadeira remanescente.....96
Figura 34 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante Sulfato de alumínio comercial – cor aparente remanescente 97
Figura 35 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor aparente remanescente 98
Figura 36 – Diagrama de coagulação/floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor verdadeira remanescente.....99

Figura 37 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor verdadeira remanescente 100
Figura 38 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante Sulfato de alumínio comercial, elevada turbidez e filtração em algodão. 102
Figura 39 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado, elevada turbidez e filtração em algodão. 103
Figura 40 – Curva de calibração de cor 116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Desempenho de universalização do saneamento para municípios segundo as grandes regiões.....24
Tabela 2 – Níveis de atendimento com água e esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS, em 2020;.....25
Tabela 3 – Especificação química para coagulante comercial Sulfato de Alumínio e Concentração de Impureza Permissível por Produto (CIPP) para o coagulante.....40
Tabela 4 – Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos analisados no LETA da ETA – Palmitinho/RS. 50
Tabela 5 – Caracterização físico-química e microbiológica do LETA Palmitinho/RS 54
Tabela 6 – Caracterização físico-química de lodo de ETAs Palmitinho/RS e apresentação de caracterizações de outros sistemas de tratamento presentes em literatura.....54
Tabela 7 – Caracterização metálica de lodo de ETAs e comparação com o padrão de lançamento do Rio Grande do Sul. 55
Tabela 8 – Valores experimentais obtidos nos ensaios de recuperação de alumínio em LETA. 56
Tabela 9 – Caracterização do sobrenadante de acordo com pH utilizado para recuperação de coagulante.....59
Tabela 10 – Caracterização do Coagulante Recuperado após filtração e sua relação com o pH escolhido para extração de alumínio de LETA.....62
Tabela 11 – Parâmetros analisados para a caracterização da água bruta de estudo 69
Tabela 12 – Estimativas de dosagem de sulfato de alumínio a partir de diferentes valores de turbidez para água bruta.....71
Tabela 13 – Volume de coagulantes para água bruta de baixa e elevada turbidez ..73
Tabela 14 – Parâmetros hidráulicos utilizados no aparelho Jartest Milan JT303M/6 75
Tabela 15 – Caracterização da água bruta de baixa e elevada turbidez da ETA Palmitinho/RS. 77
Tabela 16 – Caracterização físico-química e microbiológica do LETA Palmitinho/RS e do resíduo não solubilizado após recuperação por via ácida. 115
Tabela 17 – Dados para desenvolvimento da curva de calibração de cor 116

Tabela 18 – Caracterização da água de baixa turbidez. Valores em duplicata 117
Tabela 19 – Caracterização da água de elevada turbidez. Valores em duplicata .. 118

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
Cd	Cádmio
CIPP	Concentração de Impureza Permissível por Produto
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
COT	Carbono Orgânico Total
CPRM	Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETAs	Estações de Tratamento de Água
FDD	Filtração Direta Descendente
Fe	Ferro
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler.
FW	Frederico Westphalen
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LETA	Lodo de Estação de Tratamento de Água
Mn	Manganês
MON	Matéria Orgânica Natural
Ni	Níquel
NBR	Norma Técnica Brasileira
OD	Oxigênio Dissolvido
Pb	Chumbo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
US	Unidade de Saneamento
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 19
2 OBJETIVO GERAL 21
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 21
3 REFERENCIAL TEÓRICO 22
3.1 A QUESTÃO DO SANEAMENTO BÁSICO 22
3.2 RIO GRANDE DO SUL E SUA RELAÇÃO COM A ÁGUA 27
3.3 TRATAMENTO DE ÁGUA 29
3.3.1 Mistura Rápida, Coagulação e Floculação 30
3.3.2 Decantação 34
3.3.3 Filtração 36
3.3.4 Desinfecção e Fluoretação 38
3.4 COAGULANTES EMPREGADOS EM ETAs 38
3.4.1 Requisitos para coagulante sulfato de alumínio a ser utilizado em tratamento de água 39
3.4.2 Coagulante Sulfato de Alumínio – processos de coagulação 40
3.4.3 Diagramas de coagulação empregando coagulante sulfato de alumínio 42
3.5 LODOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA - LETA 44
3.6 PROCESSOS DE RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE NO LETA 45
CAPÍTULO 1 – CARACTERIZAÇÃO DO LETA E RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO 47
1 METODOLOGIA 47
1.1 LOCAL DE ESTUDO 47
1.2 COLETA DO MATERIAL DE ESTUDO 49
1.3 CARACTERIZAÇÃO DO LETA GERADO EM SISTEMA DE DECANTAÇÃO50
1.4 PROCESSO DE DETERMINAÇÃO DO pH COM MAIOR EFICIÊNCIA DE EXTRAÇÃO 51
1.5 PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO 52
2 RESULTADOS E DISCUSSÃO 53
2.1 CARACTERIZAÇÃO DO LETA 53
2.2 PROCESSO DE DETERMINAÇÃO DE pH COM MAIOR EFICIÊNCIA DE EXTRAÇÃO 56

2.3 PROCESSO DE EXTRAÇÃO E DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFATO DE ALUMÍNIO 60
2.4 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO INSOLÚVEL 64
3 CONCLUSÃO 66
CAPÍTULO 2 – TESTES DE EFICIÊNCIA DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO RECUPERADO E DESENVOLVIMENTO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO 68
1 METODOLOGIA 68
1.1 DEFINIÇÃO DAS DOSAGENS A SEREM UTILIZADAS: COAGULANTE COMERCIAL E COAGULANTE RECUPERADO 71
1.2 EXECUÇÃO DOS ENSAIOS DE JARTEST 72
1.3 DESENVOLVIMENTO DAS ANÁLISES DE COR 76
1.4 DESENVOLVIMENTO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO 76
2 RESULTADOS E DISCUSSÃO 77
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ77
2.2 ENSAIOS COM COAGULANTE COMERCIAL – ASPECTOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO 79
2.3 ENSAIOS COM COAGULANTE RECUPERADO – ASPECTOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO 82
2.4 ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ 84
2.4.1 Turbidez remanescente para água bruta de baixa turbidez 84
2.4.2 Turbidez remanescente para água bruta de elevada turbidez 88
2.5 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR 91
2.5.1 Cor aparente remanescente para água bruta de baixa turbidez 91
2.5.2 Cor verdadeira remanescente para água bruta de baixa turbidez 93
2.5.3 Cor aparente remanescente para água bruta de elevada turbidez 96
2.5.4 Cor verdadeira remanescente para água bruta de elevada turbidez 99
2.5.5 Observações adicionais em ensaios de água bruta de elevada turbidez 101
3 CONCLUSÃO 103
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 107
REFERÊNCIAS 108
APÊNDICE A – CÁLCULOS PARA DETERMINAÇÃO DO TEOR COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO 114

APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DO LETA E DO RESÍDUO NÃO SOLUBILIZADO APÓS RECUPERAÇÃO POR VIA ÁCIDA 115
APÊNDICE C – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA COR APARENTE E COR VERDADEIRA..... 116
APÊNDICE D – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE BAIXA TURBIDEZ - DADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE 117
APÊNDICE E – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ELEVADA TURBIDEZ - DADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE 118
ANEXO A – AUTORIZAÇÃO PARA USO DE DADOS E INFORMAÇÕES DA CORSAN US-147/PALMITINHO/RS 119
ANEXO B – AUTORIZAÇÃO PARA VEICULAÇÃO PÚBLICA DESTE ESTUDO 120

1 INTRODUÇÃO

Por muito tempo a ideia de que as ações antrópicas não causariam efeitos negativos ao ambiente foi aceita, porém, quando o excesso de dejetos oriundos das atividades cotidianas começou a refletir na saúde humana, buscou-se observar as relações homem-ambiente-saúde e isto foi determinante para o surgimento do saneamento como forma de preservar a saúde pública e garantir o desenvolvimento das Nações.

Hoje, as questões sanitárias são amplamente difundidas e se reconhece sua importância para a saúde, sendo o tratamento de água o ramo do saneamento básico mais difundido no Brasil, caracterizando a importância de seu estudo.

O tratamento de água para distribuição à população é realizado, na grande maioria das vezes, em Estações de Tratamento de Água (ETAs), passando por processos químicos e físicos até que sejam alcançados os parâmetros de potabilidade exigidos para reduzir riscos de doenças de veiculação hídrica.

Um ponto a ser discutido na questão do tratamento de água é a geração dos resíduos pelas ETAs, uma vez que não somente a qualidade da água gerada é importante, mas também a quantidade e qualidade do resíduo gerado no processo são fundamentais; uma vez que ele poderá, de alguma forma, passar por um processo de reaproveitamento por diversas técnicas ou metodologias antes de sua destinação final, podendo minimizar seus impactos ambientais, ou ainda, em alguns casos não ideais, passar por descarte sem nenhum tipo de tratamento.

Atentando para isto, faz-se necessário o estudo de possibilidades de melhorias de processos em ETAs, visto que estas, muitas vezes, acabam operando com sobrecarga hidráulica, processos ultrapassados, deficiências estruturais, produtos químicos com baixa resposta de eficiência, geração volumosa de lodos e disposição inadequada de rejeitos.

Nesta questão de geração de resíduos, o principal, em ETAs, é o Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA), composto por materiais orgânicos e inorgânicos resultantes do processo de tratamento, acrescido ainda de constituintes dos produtos químicos utilizados nestes processos, proporcionando, na grande maioria das vezes, um acúmulo de metais, o que torna o descarte no ambiente um problema a ser resolvido.

Baseado nisto, e principalmente pela preocupação em manter a saúde ambiental, este trabalho visou desenvolver um estudo acerca das características do LETA gerado em ETA que abastece as cidades de Palmitinho, Pinheirinho do Vale, Vista Alegre e Taquaruçu do Sul, situadas no Noroeste do Rio Grande do Sul e abastecidas pelo manancial superficial Rio Guarita.

Além desta caracterização do LETA, outro ponto importante estudado foi a recuperação do coagulante utilizado, visto que pode ser uma forma de reduzir a quantidade de lodo gerado, contribuindo para o menor volume de rejeito a passar por destinação final, recuperar metais presentes neste lodo e, ainda, ser uma alternativa para a para ETAs de ter um subproduto de recuperação deste lodo que pode ser empregado como uma fonte de coagulante alternativa para ser empregada em processos de tratamento, sendo estes geralmente de águas residuárias.

Estes dois pontos, caracterização de LETA e recuperação de coagulante, foram os objetivos norteadores deste estudo, sendo todo o embasamento teórico apresentado na sequência fundamental para o seu desenvolvimento.

2 OBJETIVO GERAL

Caracterizar o lodo gerado pela Estação de Tratamento de Água – ETA de Palmitinho/RS e avaliar, experimentalmente, a viabilidade de recuperação de coagulante Sulfato de Alumínio pelo processo de via ácida e realizar experimentação de coagulação com este recuperado em águas naturais.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Caracterizar o lodo gerado no processo de tratamento da água realizado na US 147-Palmitinho/RS, administrada pela Companhia Riograndense de Saneamento;
b) Analisar, através de metodologia do processo de recuperação por via ácida, a recuperação de coagulante presente no lodo gerado pela ETA convencional, com quantificação de coagulante e concentração de alumínio;
c) Averiguar o potencial de utilização do coagulante recuperado na remoção de cor e turbidez em água bruta de baixa e elevada turbidez.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A seguir, serão abordados assuntos que serviram de embasamento teórico para o desenvolvimento do presente estudo. Foram relatados conceitos relacionados à questão do saneamento básico, a situação do Rio Grande do Sul com a água, as etapas de tratamento da água, coagulantes empregados em ETAs, as características dos lodos das estações de tratamento e os processos de recuperação do coagulante no LETA. Nesse sentido, o primeiro item trata da questão do saneamento básico.

3.1 A QUESTÃO DO SANEAMENTO BÁSICO

O conceito elaborado de saneamento básico desenvolveu-se a partir de observações históricas com o objetivo de alcançar níveis crescentes de salubridade ambiental através do conjunto de serviços que o caracterizam e tem a finalidade de promover a melhoria na condição de vida urbana e rural (BRASIL, 2011).

No entanto, mesmo com todos os avanços recentes na infraestrutura sanitária brasileira, o objetivo da universalização dos serviços de esgotamento sanitário, proposto pela Lei Nacional do Saneamento Básico nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, regulamentada pelo Decreto nº 7.217 de 21 de junho de 2010 e atualizado pela Lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020, ainda permanece distante para grande parcela da população (BRASIL, 2007; 2010; 2020).

Embasado nisso, cabe ressaltar que o Brasil se destacava, na primeira década do século XXI, no cenário internacional, entre as economias emergentes, porém, por possuir índices de saneamento básico de um país subdesenvolvido, pode ser caracterizado em um subdesenvolvimento sanitário (LOBO, 2016).

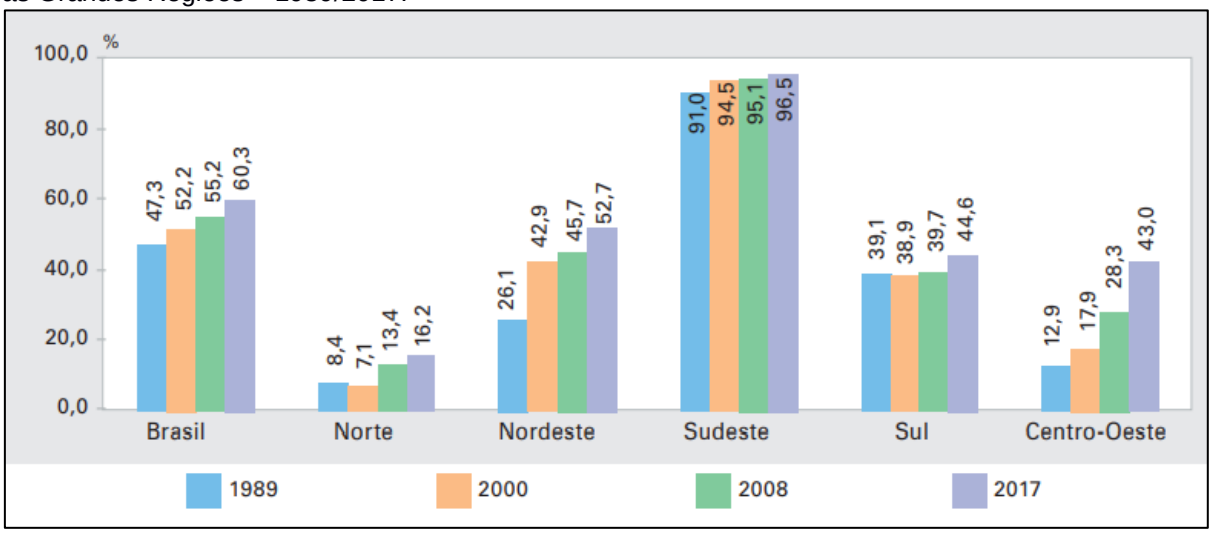
Esse subdesenvolvimento sanitário pode ser observado em relatório do Instituto Trata Brasil (2018), onde é exposto que o Brasil, no ano de 2015, foi considerado a sétima maior economia do mundo, ocupando a 106ª colocação no ranking mundial de saneamento, tendo um percentual de população com acesso ao esgotamento sanitário inferior ao índice das Américas do Sul e Central. Importante destacar também que todos os países do Mercosul apresentam melhores índices de esgotamento sanitário que o Brasil.

Como citado anteriormente, a situação do cenário nacional para o saneamento básico ainda não alcançou o status de universalização, proposto em lei, possuindo

diversos entraves sociais, políticos e econômicos, e demonstrando a dificuldade de se atender a demandas de infraestrutura, subsídios e gestão, principalmente para o setor de esgotamento sanitário. Segundo dados do IBGE (2021), houve um crescimento, quando comparados os anos entre 2008 - 2017, de apenas 9,4% nos sistemas de redes coletoras de esgoto.

Além destas dificuldades de alavancar a universalização do saneamento a nível nacional, as diferenças regionais, neste sentido, são ainda mais evidentes. Uma pesquisa realizada pelo IBGE apresentou o percentual de municípios, por regiões, que possuem esgotamento sanitário por rede coletora (Figura 1).

Figura 1 – Percentual de Municípios com serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, segundo as Grandes Regiões – 1989/2017.



Fonte: IBGE (2020, p. 20).

Quanto aos serviços de esgotamento sanitário, a região Sudeste apresenta melhores percentuais, com 96,5% dos municípios que possuem esgotamento sanitário por rede, em 2017, enquanto que a região Norte apresenta os piores percentuais, de apenas 16,2% dos municípios. As regiões Sul e Centro-Oeste, por sua vez, apresentam menos de 50% dos municípios atendidos. Assim, a média brasileira, em 2017, representou 60,3% de municípios atendidos por esgotamento sanitário por rede.

O ranking da universalização do saneamento nacional, realizado pela ABES (2019), avalia o percentual de pessoas atendidas pelo serviço de saneamento e atribui uma pontuação para cada nível sanitário avaliado, estabelecendo as categorias de

atendimento à Universalização. O percentual de atendimento ao estudo de cada grande região brasileira é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Desempenho de universalização do saneamento para municípios segundo as grandes regiões

Macrorregião	Nº de municípios avaliados	% de municípios do ranking			
		Categoria de Universalização[1]			
		Rumo	Compromisso	Empenho	Primeiros Passos
Centro-oeste	140	-	6,43	83,57	10,00
Nordeste	221	-	2,71	58,37	38,91
Norte	37	-	2,70	51,35	45,95
Sudeste	971	10,09	20,70	62,62	6,59
Sul	301	6,98	11,96	77,41	3,65

Fonte: Adaptado de ABES (2019, p. 15).
[1]Categorias de acordo com a pontuação para cumprimento do parâmetro de saneamento: Rumo – Acima de 489,00 pontos; Compromisso – de 450,00 a 489,00 pontos; Empenho – de 200,00 a 449,99 pontos; Primeiros Passos – abaixo de 200 pontos.

Nesta tabela, segundo ABES (2019), pode-se observar que a região sudeste apresenta a maior proporção de municípios classificados nas categorias rumo à universalização e compromisso com a universalização. Proporcionalmente ao número de municípios contemplados em cada região, o Centro-oeste concentra o maior número de cidades na categoria empenho para universalização (83,57%), e, na categoria primeiros passos para a universalização, as regiões com maior número proporcional de municípios são o Nordeste (38,91%) e o Norte (45,95%).

Freitas e Magnabosco (2018) afirmam que, até o ano de 2016, os piores indicadores de saneamento do país pertenciam à região Norte, já que 9 em cada 10 habitantes não possuíam coleta de esgoto residencial e quase metade da água potável produzida era desperdiçada.

Outra forma de avaliar o saneamento, a nível nacional, é através de índices de abastecimento de água e esgotamento sanitário, disponibilizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e baseado em dados referentes ao acesso ao abastecimento por meio de rede geral de distribuição de água ou rede coletora de esgotos (BRASIL, 2019).

Cabe ressaltar neste ponto uma característica brasileira do saneamento básico: este está concentrado principalmente em operadores públicos, sendo o banco de dados do SNIS abastecido principalmente por estes prestadores de serviços. Este banco de dados, para o levantamento realizado em 2020, demonstrou que 99,8% do total da amostra de munícipios participantes do levantamento possuem sistemas

públicos de abastecimento de água, ao passo que apenas 0,2% dos municípios participantes utilizam alternativas individuais para atendimento, como poços, cisternas e caminhões pipa (SNIS, 2021).

Os níveis de atendimento municipal com água e esgoto para o ano de 2020 sendo apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Níveis de atendimento com água e esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS, em 2020.

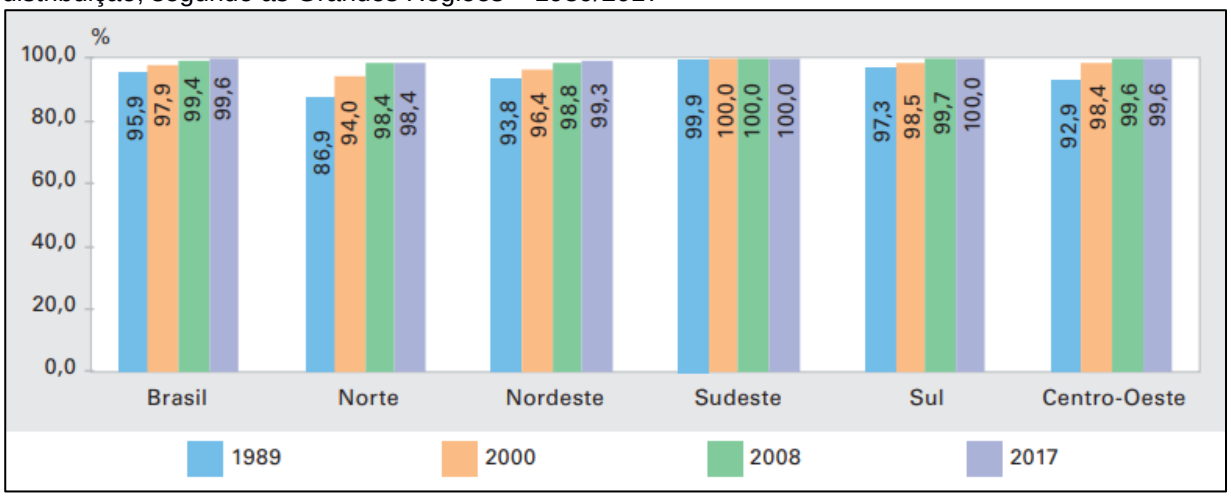
Macroregião	Atendimento com rede (%)				Tratamento esgoto (%)	
	Água		Coleta de esgoto		Esgoto gerado	Esgoto coletado
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Centro-oeste	90,9	98,0	59,5	65,8	58,5	94,3
Nordeste	74,9	89,7	30,3	39,3	34,1	76,0
Norte	58,9	72,0	13,1	17,2	21,4	85,8
Sudeste	91,3	96,1	80,5	84,9	58,6	76,4
Sul	91,0	98,8	47,4	54,3	46,7	93,9
Média Brasil	84,1	93,4	55,0	63,2	50,8	78,5

Fonte: Adaptado de SNIS (2021).

Os dados apresentados na Tabela 2 demonstram, novamente, a disparidade sanitária regional e a deficiência no sistema de saneamento na região Norte, com os índices mais baixos de disponibilidade de atendimento com redes de água e esgoto e menores índices de tratamento para o volume total de esgoto gerado. Destaca-se a região Sul e Sudeste entre os melhores índices de atendimento com rede de água tratada e coleta e tratamento de esgoto.

Com relação ao abastecimento de água, o percentual de municípios chega a 99,6% (IBGE, 2020). Esses dados diferem com relação aos municípios que possuem ETAs ou Unidades de Tratamento Simplificado, chegando a atingir 88,3% dos municípios (IBGE, 2020). A Figura 2 apresenta a evolução do abastecimento de água, por regiões brasileiras, das últimas quatro pesquisas realizadas.

Figura 2 – Percentual de Municípios com serviço de abastecimento de água por rede geral de distribuição, segundo as Grandes Regiões – 1989/2017



Fonte: IBGE (2020, p. 18).

É possível verificar que a média geral brasileira pouco cresceu no quesito de municípios com abastecimento de água (0,2%), de 2008 a 2017. Destaque para as regiões Norte e Centro-Oeste que mantiveram os percentuais, desde 2008 até 2017, não ampliando a rede de abastecimento de água. A região Sul, por sua vez, em 2017, atingiu 100% dos municípios.

Com foco para a região Sul do país, especificamente ao Estado do Rio Grande do Sul, observa-se que a implantação do saneamento, em parceria com o setor público, ocorre a mais de um século, tendo iniciado com sistemas de abastecimento de água, enquanto que a coleta e tratamento de esgoto, por meio do setor público, aliado a outros indicadores de saneamento como a coleta e destinação de resíduos sólidos e sistemas de drenagem urbana, vêm sendo desenvolvidas mais recentemente e em regiões com maior densidade populacional (LIPP; HEIDRICH, 2015).

O sistema de esgotamento sanitário no Rio Grande do Sul possui apenas 17,61% de nível de universalização, contando com 91 estações de tratamento de esgoto em atividade com um volume de 46 milhões de metros cúbicos de esgoto tratado ao ano (CORSAN, 2020), demonstrando a necessidade e o potencial de crescimento deste setor para a empresa e que beneficiará toda a população em geral.

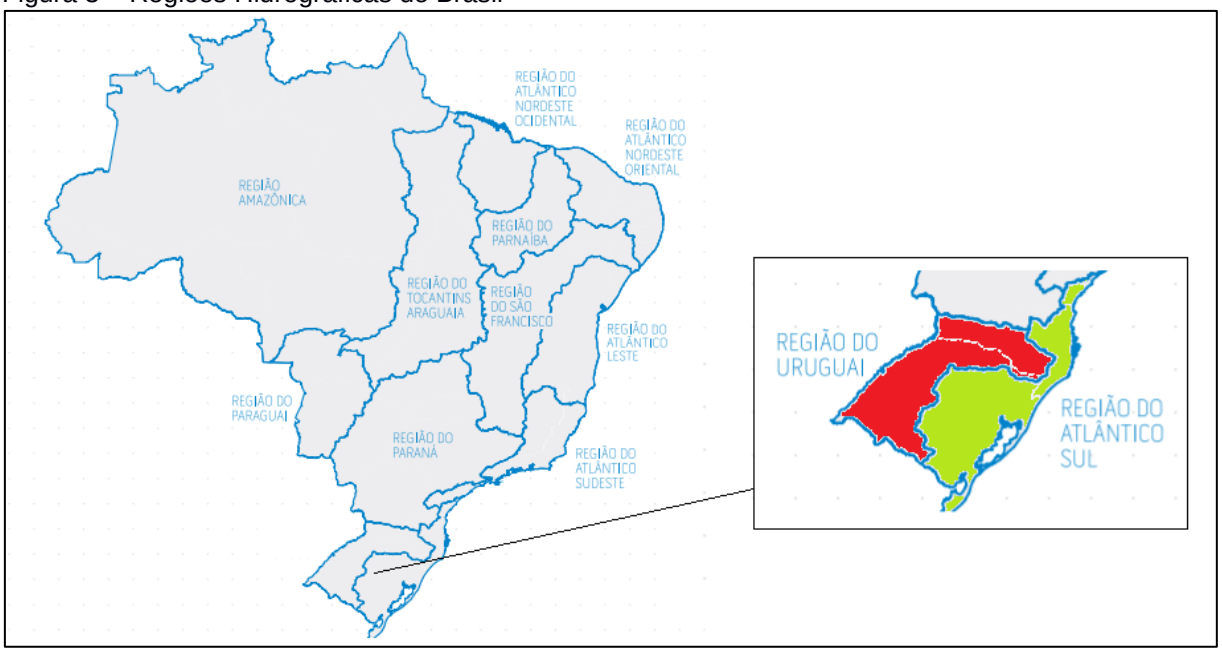
3.2 RIO GRANDE DO SUL E SUA RELAÇÃO COM A ÁGUA

O atendimento de água no Rio Grande do Sul passou a ser desenvolvido, a partir da década de 1960, pela CORSAN. Atualmente, a Companhia presta serviços a mais de dois terços da população do estado através de 168 Estações de Tratamento de Água (ETA) e 875 poços em operação, disponibilizando cerca de 583 milhões de metros cúbicos de água potável no ano de 2020 e atingindo um índice de universalização para água tradada de 96,58% (CORSAN, 2020).

Nesse sentido, a maior evolução do saneamento básico no Estado do Rio Grande do Sul se deu na forma de distribuição de água tratada para a população, sendo que este serviço será abordado com maior ênfase a partir deste ponto.

Segundo informações obtidas na Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (2010), o Rio Grande do Sul se encontra inserido nas regiões Hidrográficas do Atlântico Sul e Uruguai (Figura 3), possuindo abundante disponibilidade hídrica superficial. A bacia hidrográfica Uruguai, na qual está inserida a porção Noroeste do Estado, possui baixa capacidade de armazenamento e grande profundidade de mananciais subterrâneos, portanto o regime de vazão disponível é altamente dependente do regime de chuvas, sendo influenciável por secas e cheias da região (BRASIL, 2006).

Figura 3 – Regiões Hidrográficas do Brasil



Fonte: Adaptado de ANA (2017, p. 7).

Em função da dependência do regime de chuvas na região hidrográfica Uruguai, as águas subterrâneas são amplamente utilizadas para abastecimento urbano, em razão da presença, na região, dos Aquíferos Guarani e formação Serra Geral. Segundo dados de 2018, da Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais, o Rio Grande do Sul está entre os quatro estados do Brasil mais dependentes de águas subterrâneas para abastecimento urbano e o quinto mais dependente para abastecimento do uso rural (HIRATA et al., 2019).

Além desta disponibilidade, a qualidade das águas também influencia para a utilização pela população. Um estudo realizado pela FEPAM, entre os anos de 2016 e 2018, permite afirmar que a qualidade da água superficial no estado do Rio Grande do Sul encontra-se em boas condições de qualidade; e a presença de trechos com qualidade inferior fica restrita, territorialmente, aos grandes núcleos urbanos e áreas agrícolas submetidas à erosão decorrente de precipitações elevadas (FEPAM, 2019).

Porém, mesmo apresentando boa qualidade, a água, tanto subterrânea quanto superficial, distribuída à população, deve passar por processos de tratamento a fim de garantir a potabilização e promover a saúde de quem a consome.

Dado relevante sobre os poços de águas subterrâneas considera que 20% do total de poços existentes no mundo corre o risco de secar. O estudo avaliou a quantia de 39 milhões de poços e descobriu que alguns, entre 6 e 20%, não possuem mais de cinco metros de profundidade dos atuais lençóis freáticos, sugerindo que, se os níveis dos lenções freáticos diminuírem alguns metros, os poços podem secar (JASECHKO; PERRONE, 2021).

Para locais onde ocorre a facilidade de captação subterrânea para a distribuição à população, a principal vantagem do uso destas fontes hídricas reside nos custos, uma vez que as águas subterrâneas são geralmente de boa qualidade, se apresentando mais protegidas dos agentes poluidores de águas superficiais e não necessitando tratamentos complexos (ZANATTA; COITINHO, 2002), muitas vezes apenas requerendo desinfecção para atingir os parâmetros de potabilidade exigidos.

Já, as águas superficiais raramente estão livres de contaminação, e, dependendo de seu grau de conservação, devem ser tratadas. Determinados contaminantes físicos, químicos e biológicos, são de fácil tratamento, requerendo a utilização de equipamentos e insumos para a adequação das águas aos padrões de potabilidade exigidos (AZEVEDO, 2006).

Estes padrões de potabilidade de água para distribuição à população são descritos na Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, e possuem abrangência para águas tratadas de fontes superficiais e subterrâneas, além de sistemas convencionais de tratamento e distribuição de água, parâmetros para soluções alternativas coletivas e individuais de abastecimento (BRASIL, 2021).

Nas localidades onde ocorre a utilização de águas superficiais para fins de consumo humano, se faz necessário a utilização de infraestrutura de Estações de Tratamento de Água – ETA. Elas adequam o sistema de tratamento e operação de acordo com as necessidades de cada manancial fornecedor de água utilizando variadas técnicas, convencionais e/ou avançadas, de tratamento, a fim de se atender aos padrões de potabilidade da legislação vigente. Diante disso, torna-se importante conhecer as etapas necessárias para desenvolver o tratamento das águas.

3.3 TRATAMENTO DE ÁGUA

Com as preocupações ambientais atuais e as observações acerca da relação homem-ambiente-saúde, pode-se determinar que a Gestão de Recursos Hídricos é primordial quando se fala em água, uma vez que ela rege todas as questões relacionadas à água, desde sua qualidade, disponibilidade, usos, contaminações e descargas de dejetos; visto que, toda água consumida em qualquer atividade, em algum momento, voltará a estar disponível no ambiente e, novamente, será utilizada.

Partindo para os sistemas de tratamento de água, necessários para se atingir os padrões de potabilidade exigidos pela Portaria GM/MS n°888 de 04 de maio de 2021, estes podem ser caracterizados como uma combinação de processos e operações, os quais foram criados para remover os riscos presentes nas fontes de abastecimento. O tratamento convencional de águas superficiais é, geralmente, dividido nas seguintes etapas: captação, adução, mistura rápida, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e bombeamento/distribuição (RICHTER; NETTO, 2017).

Um dos fatores que devem ser levados em consideração para a eficácia do tratamento são as características da água que será tratada, também chamada de água bruta. Para essas características que serão determinadas as variantes dos processos empregados no tratamento e suas complexidades.

As características da água bruta que interferem nos processos de tratamento são físicas, químicas, biológicas e hidrobiológicas. Entre as físicas, algumas avaliadas, no tratamento da água, são: cor, turbidez, pH, sabor/odor, temperatura e condutividade elétrica. As características químicas são: alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês, cloretos, sulfatos, sólidos totais, matéria orgânica, oxigênio dissolvido, entre outras. As características biológicas analisadas são: contagem de bactérias e análise do grupo coliformes, enquanto que as características hidrobiológicas são: algas e protozoários (RICHTER; NETTO, 2017).

Devido a todas essas características citadas, as impurezas presentes na água, com suas cargas negativas e forte repulsão entre partículas, somente podem ser retiradas se forem modificadas algumas particularidades, e isso é possível através da adição de produtos químicos. Essa adição de produtos químicos desencadeará processos de coagulação, floculação e sedimentação, fazendo a retenção das partículas remanescentes, destes processos anteriores, no processo final de filtração (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

Nesse sentido, a água bruta, após ser captada e aduzida, deverá passar pelos processos químicos e físicos que irão garantir seu padrão de qualidade.

3.3.1 Mistura Rápida, Coagulação e Floculação

A mistura rápida, coagulação e o processo de floculação são de grande importância para o funcionamento eficiente dos decantadores e filtros presentes em ETAs do tipo ciclo completo.

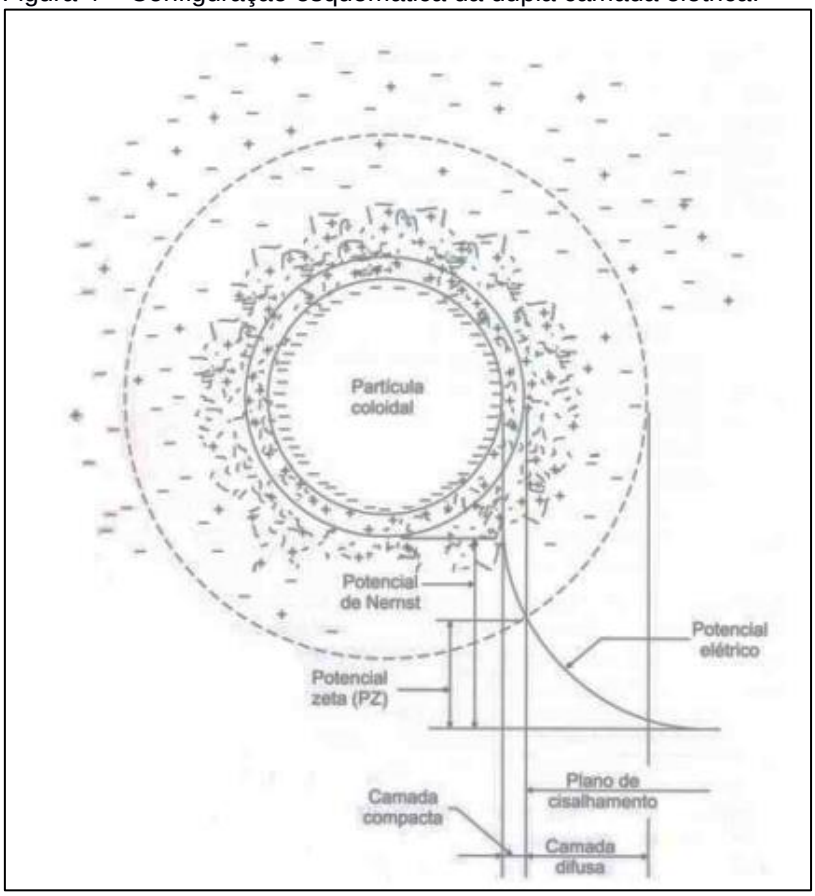
A coagulação, geralmente realizada por sais de alumínio e de ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste na reação do coagulante com a água, formando espécies hidrolisadas com carga positiva, que depende diretamente da concentração do metal no coagulante e do pH final da mistura; o segundo mecanismo, essencialmente físico, consiste no transporte destas espécies hidrolisadas para que ocorra o contato com as impurezas presentes na água. Os dois fenômenos ocorrem de forma muito rápida, variando desde décimos de segundos a 100 segundos, dependendo das características da água, e ocorre na unidade de mistura rápida (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

O fenômeno químico que ocorre na mistura rápida leva em consideração a estabilidade eletrostática e a estabilidade estérica, sendo que, para cada condição de

estabilidade, considera-se a estrutura da interface sólido-líquido e as forças entre duas interfaces quando estão próximas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Para o mecanismo de estabilidade eletrostática, segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), assume-se que a maior parte de partículas e moléculas de substâncias húmicas presentes em água se apresentam carregadas eletricamente, em geral negativamente. Esta carga decorre de grupos presentes na superfície sólida, que podem, ao reagir com a água, receber ou doar prótons, grupos superficiais que podem reagir na água com outros solutos, além de prótons e imperfeições na estrutura desta partícula. Em decorrência destes três fenômenos, ocorre um balanço com íons com carga contrária dos presentes na água e, juntamente com a movimentação Browniana, conduz à formação de Dupla Camada Elétrica, composta pelas cargas superficiais e pelo excesso de contra-íons adsorvidos na partícula, como pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica.



Fonte: Di Bernardo; Dantas; Voltan (2017, p. 253).

Conforme apresentado na Figura 4, Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017) afirmam que a dupla camada elétrica consiste em: cargas de superfície, com íons geralmente negativos; camada de Stern (também denominada camada compacta), com contra-íons atraídos através da superfície e ligados por força eletrostática; e uma camada difusa com íons livres em menor concentração dos contra-íons. Os íons, nesta camada difusa, são afetados pela força eletrostática da partícula carregada, sendo que o valor máximo do potencial elétrico dentro da dupla camada se localiza na camada de Stern e possui potencial diminuído com o aumento da distância da superfície (Potencial de Nernst). Neste caso, existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e dos íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente para, em seguida, ocorrer uma diminuição exponencial, passando pela fronteira das camadas compacta e difusa, chamado de Potencial Zeta (PZ) e determinado pela medida de mobilidade das partículas coloidais. Sendo assim, quando dois coloides semelhantes se aproximam, ocorre interação entre as camadas difusas com a repulsão em decorrência da força eletrostática entre ambos, sendo esta energia de repulsão diminuída com a distância a partir da superfície deste colóide.

As forças atrativas entre estas partículas se dão, principalmente, pelas forças de Van der Waals, surgindo através da interação dipolo-dipolo, dipolo induzido e de dispersão, sendo dependentes da estrutura química e da topologia das superfícies de interação e necessitam, para a estabilidade do sistema: da sinergia entre as forças de repulsão de origem elétrica, a atração de Van der Waals e o movimento Browniano que movem constantemente as partículas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Já a estabilização estérica, que ocorre na unidade de mistura rápida, se refere ao arranjo dos átomos no espaço, com a adsorção de polímeros na superfície de partículas coloidais pela interação carga-carga, com ligações de hidrogênio, interações de Van der Waals ou pela combinação destas, afetando as interações repulsivas e atrativas. No primeiro caso, a repulsão da dupla camada elétrica aumentará se o polímero estiver ionizado e com o mesmo sinal de carga que a partícula coloidal; no segundo caso, o polímero adsorvido pode enfraquecer a força de atração. O mecanismo de interação para estabilização estérica, mais frequente de ocorrência, é o entrelaçamento de camadas poliméricas adsorvidas, com o aumento da concentração de polímeros nessa região e, se os segmentos dos polímeros forem

fortemente hidrofílicos, ocorrerá preferencialmente a reação entre eles e a água, tendendo à repulsão (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

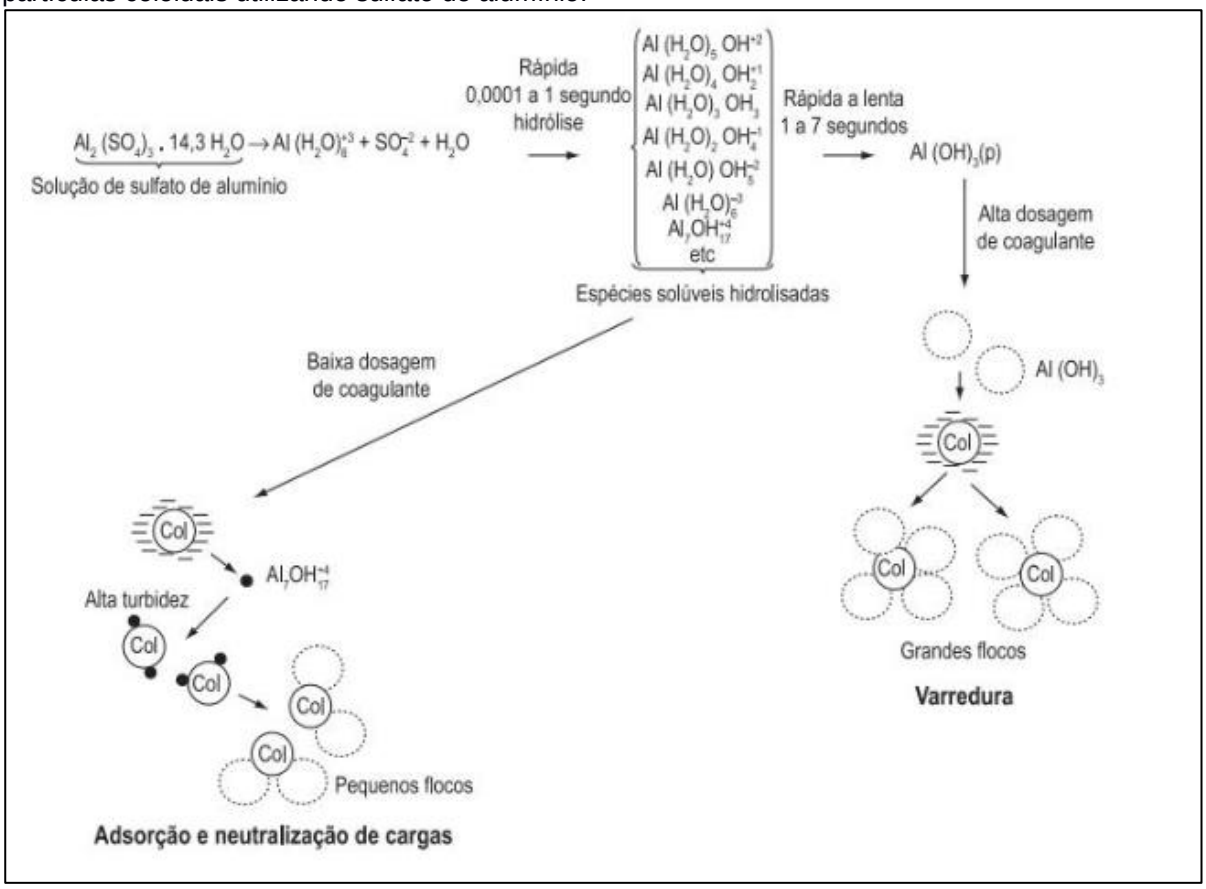
Nesta etapa de mistura rápida, portanto, todos os mecanismos desenvolvidos propiciam a repulsão de partículas devido a sua carga elétrica, sendo assim, se faz necessário alterar a força iônica do meio com a adição dos compostos coagulantes, desenvolvendo o processo de coagulação, que pode ocorrer por resultado individual ou combinado de mecanismos de compressão de dupla camada elétrica, adsorção e neutralização, varredura e adsorção/formação de pontes.

Tais mecanismos citados são descritos, resumidamente, por DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN (2017), como:

a) Compressão de dupla camada elétrica: um sistema coloidal pode ser desestabilizado por adição de íons contrários à partícula coloidal, com a interação eletrostática entre ambas as partes. Íons de mesma carga são repelidos, ao passo que íons de carga contrária são atraídos pelos colóides; sendo neste caso, quanto maior a carga do íon positivo adicionado ao meio, menor a sua quantidade requerida para a coagulação;
b) Adsorção e neutralização de cargas: quando se faz uso de espécies hidrolisadas de alumínio e ferro como coagulante, ou de polímeros sintéticos catiônicos, é comum ocorrer adsorção específica, causada entre o coagulante e o colóide, sendo extremamente útil em tratamentos com filtração direta, visto que este mecanismo de adsorção e neutralização, em geral, propicia a formação de flocos de menor tamanho e densidade a serem encaminhados para a etapa de sedimentação ou flotação;
c) Varredura: este mecanismo é altamente dependente da quantidade de coagulante adicionado, do pH da mistura e da concentração de íons na água, desencadeando a formação de precipitados do tipo $Al(OH)_3$ e $Fe(OH)_3$. Em geral, os flocos obtidos são maiores e mais densos, favorecendo a sedimentação ou flotação;
d) Adsorção e formação de pontes: se caracterizam por envolver o uso de polímeros com grandes cadeias moleculares, os quais servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas.

Os mecanismos de coagulação de partículas por adsorção e neutralização de cargas e varredura, quando utilizado coagulante a base de sais de alumínio, podem ocorrer segundo a Figura 5.

Figura 5 – Caminhos para coagulação por adsorção-neutralização de carga e por varredura de partículas coloidais utilizando sulfato de alumínio.



Fonte: Amirtharajah e Mills (1982 *apud* DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017, p. 258)

Cabe aqui ressaltar que o mecanismo de coagulação se dará de formas diferenciadas para águas com características diferenciadas, não podendo determinar com precisão o mecanismo geral de coagulação que será seguido.

Após o processo de coagulação, a água percorre diversos reatores dentro de um bloco de tratamento, cada um com gradientes de velocidade específicos, denominado de floculador (PAVANELLI, 2001). Nesta etapa, denominada floculação, as interações ocorrem entre as impurezas desestabilizadas e entre o precipitado do metal formado ou espécies hidrolisadas positivas e as partículas para a formação de aglomerados, que, posteriormente, serão removidas por processo de sedimentação, flotação ou filtração (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

3.3.2 Decantação

O processo de decantação se dá através do efeito da gravidade onde as partículas suspensas apresentam movimento descendente em um líquido de menor

massa específica, propiciando a clarificação deste meio líquido através da separação das fases sólidas e líquidas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Quando não há alteração da forma, peso ou tamanho das partículas durante a sedimentação, elas são denominadas “partículas discretas”, como por exemplo, grãos de areia. Em sistemas de tratamento de água convencionais, a clarificação da água é realizada com água floculada, de forma que estas partículas são floculentas. As características decorrentes das condições de escoamento e do movimento descendente, propiciado pelos sedimentadores, geram, nos flocos formados na unidade de floculação, alteração do seu tamanho durante a sedimentação (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008), sendo necessário, para obter um processo eficiente de sedimentação/decantação, que o sistema possua baixo gradiente de velocidade, a fim de evitar a desestabilização e quebra dos flocos já formados (ASHBY, 2013).

Em se tratando de sistemas de sedimentação/decantação, o comportamento hidráulico dos decantadores, proposto por Hazen em 1904, determinou as características adequadas à sedimentação, estabelecidas em decantador ideal. Segundo estas características, um decantador ideal atua na remoção de partículas discretas, sem interferências externas ao fenômeno, com escoamento contínuo e não-turbulento, com partículas discretas de mesma velocidade de sedimentação e não interferindo entre si e ainda com ausência de ressuspensão das partículas depositadas no fundo do tanque de sedimentação/decantação (RICHTER; NETTO, 2017).

Embora esta teoria seja eficiente ao mostrar a eficiência de remoção das partículas em função da área superficial do tanque e independendo de sua profundidade e tempo de detenção no sistema, quando se trata de sistemas de tratamento convencionais, em que se apresenta, no geral, a característica de partículas floculentas, adota-se a premissa de decantadores não-ideais (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Como, no geral, os decantadores utilizados são do tipo não-ideal, a maioria das interferências que podem ocorrer, como a ressuspensão de flocos, turbulência, curto-circuitos hidráulicos, correntes de origem térmica e de densidade, ação dos ventos, dentre outros, tendem a retardar a sedimentação dos flocos (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008). Porém, se observa que partículas floculentas podem se aglomerar ainda durante o processo de sedimentação. Isso resulta em uma

velocidade de sedimentação aparente, determinando que, para águas com partículas floculentas, nestes decantadores, o escoamento contínuo, a área superficial e a taxa de escoamento superficial são parâmetros mais importantes que a profundidade e o tempo médio de detenção, como previsto em um decantador ideal para partículas discretas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

A estrutura do decantador a ser utilizada leva em consideração as particularidades de cada unidade de tratamento, juntamente com observações e estudos para atendimento à demanda de água, podendo ser: decantadores convencionais com escoamento horizontal, decantadores convencionais de escoamento ascendente ou ainda decantadores de altas taxas (LEME, 1990).

Uma característica importante, a ser levada em consideração em um decantador, é a necessidade de remoção do lodo gerado em seu interior, pois à medida que aumenta o volume deste lodo, ele passa a ser arrastado para a canaleta de água decantada e transportado para o sistema de filtração. Sendo assim, há necessidade de se retirar o lodo por limpeza mecânica ou manual e dispô-lo de maneira adequada, após tratamento (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

3.3.3 Filtração

A filtração é uma das técnicas utilizadas para capturar partículas de uma corrente, através da aderência delas ao meio filtrante. Em sistemas de tratamento de água, em geral, o processo de filtração representa o estágio final na remoção de impurezas e também é o principal responsável pela produção de água com a qualidade condizente com o padrão de potabilidade (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

O processo de filtração consiste basicamente na passagem de água a ser tratada por um meio poroso, chamado de meio filtrante, que irá propiciar o fenômeno de separação dos sólidos suspensos, e do líquido, através de processos físicos, químicos ou biológicos (BASTOS; AFONSO, 2015; RICHTER; NETTO, 2017).

Até a década de 50, sabia-se que os principais mecanismos de filtração eram puramente físicos, porém, após 1964, passou-se a caracterizar os processos filtrantes como uma combinação de processos físicos e químicos, pelos quais a eficiência de remoção de partículas depende de uma série de variáveis do meio filtrante e das características do efluente, tais como: a composição química da água, a composição

química da superfície das partículas e a composição química da superfície do leito filtrante (O'MELIA; CRAPPS, 1964). Baseado nestas interações físicas e químicas entre o líquido a ser filtrado e ao elemento filtrante, tem-se que o processo de filtração ocorre através de mecanismos de transporte, mecanismos de aderência e mecanismos de soltura das partículas presentes no líquido a ser filtrado (DI BERNARDO, SABOGAL PAZ, 2008).

Os mecanismos de transporte conduzem as partículas em suspensão até o material granular, que compõem o leito filtrante, chamado de coletores. As partículas suspensas podem permanecer aderidas ao meio filtrante ou pode ocorrer o seu desprendimento. Os mecanismos de transporte existentes são: efeito de coar, a difusão, a sedimentação, a interceptação, a ação hidrodinâmica e a inércia, caracterizados como mecanismos físicos de transporte (BRINCK, 2009).

No mecanismo de aderência, as partículas podem ficar aderidas, tanto à superfície do meio filtrante, como nas partículas, previamente retidas. Envolvem processos físico-químicos, pois, caso não haja "afinidade" suficiente entre partícula e meio filtrante, pode haver o desprendimento desta partícula que poderá ser carreada pelo leito filtrante, onde terá a possibilidade de uma nova aderência ou será liberada junto com o efluente do filtro. Os mecanismos de aderência são: atração eletrostática, forças de Van der Waals, reações de hidratação e adsorção mútua (BRINCK, 2009).

Já, os mecanismos de soltura, presentes nos processos de filtração, geralmente ocorrem quando se têm uma variação na taxa de filtração, desencadeando uma queda na qualidade da água filtrada afluente. Neste caso, todo o material particulado retido nos poros no leito filtrante sofre ação das forças de cisalhamento hidrodinâmicas que se elevam com o aumento da velocidade dentro do poro, podendo desencadear o desprendimento e arraste de partículas, antes retidas por forças químicas de superfície (MONTGOMERY, 1985).

A eficiência do processo de filtração, apesar de todos os mecanismos já citados, se deve também pela operação com filtros limpos. Após certo tempo de trabalho do filtro, os poros de seu leito filtrante se obstruem e uma camada de sedimentos se forma em sua superfície, ocasionando a perda de carga do leito filtrante e a necessidade de ser realizada uma operação de lavagem deste filtro (LEME, 1990).

3.3.4 Desinfecção e Fluoretação

A desinfecção é a etapa do tratamento em que ocorre a inativação dos microrganismos patogênicos presentes na água (RICHTER; NETTO, 2017) e é realizada após a etapa de filtração.

De acordo com a Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, para ser caracterizada como potável, a água tratada e que passou por processo de desinfecção, geralmente sendo utilizado gás cloro ou derivados deste elemento, deve atender a parâmetros de Ausência de *Escherichia coli* e coliformes totais, além de garantir um mínimo residual do desinfetante utilizado, para manter sua presença nas redes de distribuição e reservação (BRASIL, 2021).

A forma mais utilizada de desinfeção é a aplicação de compostos de cloro que, ao penetrarem na célula dos microrganismos, ocasionam reações enzimáticas que comprometem sua atividade metabólica (PHILIPPI JR., 2005). A desinfecção com ozônio e radiação ultravioleta também pode ser empregada, porém, seu principal entrave ainda se concentra em não fornecer residual para manter a qualidade da água na rede de distribuição (LEME, 1990).

Em relação à fluoretação, ela é realizada com o objetivo de prevenção da cárie dentária; porém, um controle rígido de concentração deve ser realizado, uma vez que dosagens elevadas podem ocasionar Fluorose e baixas concentrações não previnem a cárie dentária (PHILIPPI JR., 2005). Da mesma forma que a desinfecção, a fluoretação também deve atender aos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2021), devendo, a água distribuída a população, possuir concentrações menores que 1,5 mg/L de Fluoreto.

3.4 COAGULANTES EMPREGADOS EM ETAs

O processo de coagulação química com sais metálicos é um processo rápido e de considerável importância na eficiência dos processos de tratamento de água, uma vez que proporcionam os mecanismos de desestabilização e agregação das partículas coloidais para a formação de flocos e, consequentemente, a separação física por meio da decantação (LEAL; LIBÂNIO, 2002).

Para realizar o processo de tratamento de água, devem ser consideradas as características da água bruta e as características estruturais e econômicas da ETA

para, somente depois, determinar quais coagulantes serão utilizados. Ferreira Filho e Waelkens (2009) consideram que os coagulantes frequentemente utilizados são: o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) e cloreto férrico ($FeCl_3$). Segundo os autores citados, uma das maiores preocupações em relação às ETAs que utilizam estes coagulantes é a necessidade de minimização de formação de resíduos derivados da precipitação de sais metálicos, na forma de sais de hidróxidos de ferro e alumínio.

Atentando para questões de geração de resíduos, tem sido realizado estudos sobre a aplicação de novos coagulantes poliméricos orgânicos e inorgânicos. O intuito seria de substituição total ou parcial dos coagulantes empregados atualmente, pode-se citar, entre eles, o Cloreto de Polialumínio, o qual possui, como característica, a expressiva concentração de íons hidroxila (OH^-) e sendo favorável para a utilização em águas com baixa alcalinidade (DALSASSO; SENS, 2006).

Neste panorama de utilização de coagulantes, no Rio Grande do Sul, a CORSAN, que presta serviços de tratamento de água e esgoto para a população, em seus processos de tratamento de água faz uso do Coagulante Sulfato de Alumínio líquido, em razão de ser produzido e distribuído pela própria concessionária de saneamento.

3.4.1 Requisitos para coagulante sulfato de alumínio a ser utilizado em tratamento de água

Os produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano podem induzir à água características indesejáveis ou prejudiciais à saúde, dependendo de sua procedência ou composição (ABNT, 2017). Para que os coagulantes exerçam à ação pretendida de acordo com a dosagem pré-definida, deve ser levada em consideração, portanto, o grau de pureza do coagulante a ser empregado a fim de minimizar a possível transferência ou interferência de compostos no processo de tratamento de água.

Citando-se aqui o sulfato de alumínio, amplamente utilizado em sistemas de tratamento de água, ele é originado através de reação ácida e, dependendo do método de fabricação e da qualidade dos produtos, pode apresentar diferentes graus de pureza.

Na Tabela 3 é apresentada a especificação química para a comercialização do coagulante sulfato de alumínio segundo NBR n° 11176 de 14 de janeiro de 2021 (ABNT, 2021), bem como Concentração de Impureza Permissível por Produto (CIPP) neste, segundo NBR n° 15784 de 07 de abril de 2017 (ABNT, 2017).

Tabela 3 – Especificação química para coagulante comercial Sulfato de Alumínio e Concentração de Impureza Permissível por Produto (CIPP) para o coagulante

Coagulante Sulfato de Alumínio – Especificação técnica	
Parâmetro	Concentração (% m/m)
Alumínio total solúvel em água (como Al_2O_3) – Mín.	7,0
Resíduo insolúvel em água – Máx.	0,2
Ferro total solúvel em água (como Fe_2O_3) – Máx.	1,4
Fe^{2+} solúvel em água (como Fe_2O_3) – Máx.	0,1
Acidez livre (como H_2SO_4) – Máx.	0,5
Basicidade (como Al_2O_3) – Máx.	0,2
Densidade (g/cm^3) – Mín.	1,300
Coagulante Sulfato de Alumínio – Concentração de Impureza Permissível	
Parâmetro	CIPP (mg/L)
Arsênio (As)	0,001
Cádmio (Cd)	0,0005
Cromo (Cr)	0,005
Chumbo (Pb)	0,001
Cobre (Cu)	0,13
Ferro (Fe)	0,03
Mercúrio (Hg)	0,0001
Manganês (Mn)	0,01
Níquel (Ni)	0,007
Zinco (Zn)	0,5

Fonte: Adaptado de NBR 11176/2021 e NBR 15784/2017.

A NBR n° 15784 de 07 de abril de 2017, estabelece ainda que nenhum produto químico a ser utilizado em tratamento de água para consumo humano deve introduzir, na água a ser tratada, nenhuma impureza que exceda a CIPP quando utilizado até a dosagem máxima recomendada. Além disso, para produtos gerados no local de aplicação no tratamento de águas, a concentração de impurezas proveniente de cada produto químico utilizado para sua geração, não deve ser superior aos limites estabelecidos para a CIPP (ABNT, 2017).

3.4.2 Coagulante Sulfato de Alumínio – processos de coagulação

Os processos de coagulação com sais de alumínio produzem floco ligeiramente pesado, sendo amplamente utilizado por ter menor custo financeiro. De acordo com Pavanelli (2001), a espécie química do Sulfato de Alumínio, com fórmula química $Al_2(SO_4)_3.nH_2O$, é fabricado a partir de hidrato de alumínio e mantêm-se um teor (n)

de água suficiente para impedir sua cristalização, sendo, geralmente, comercializado com cerca de 7 a 8% de alumina (Al_2O_3).

O sulfato de alumínio é utilizado há mais de 100 anos em todo o mundo para fins de remoção de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas. Porém, sua utilização vem sendo discutida devido à presença de alumínio residual na água tratada e no lodo gerado no final do processo de tratamento, o qual apresenta, na maioria das vezes, acúmulo deste metal, dificultando assim o seu descarte (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009).

O processo de coagulação dos materiais orgânicos e inorgânicos, suspensos na água bruta, se inicia assim que o coagulante é adicionado. Nesse momento, o sulfato de alumínio passa pelas etapas descritas por LEME (1990) e apresentadas a seguir:

Hidrólise do Sulfato de Alumínio.

$$Al_2(SO_4)_3 + 12H_2O \rightarrow 2[Al(H_2O)_6]^{4+} + 3SO_4^{2-} \quad (1)$$

Reação do radical gerado com a alcalinidade de hidróxidos $(OH)^-$, carbonatos $(CO_3)^{2-}$ e bicarbonatos $(HCO_3)^-$ presentes na água.

$$[Al(H_2O)_6]^{3+} + \overbrace{OH^-}^{H^+} \rightarrow [Al(H_2O)_5(OH)]^{2+} + H_2O \quad (2)$$

$$[Al(H_2O)_6]^{3+} + \overbrace{(CO_3)^-}^{H^+} \rightarrow [Al(H_2O)_5(OH)]^{2+} + HCO_3 \quad (3)$$

$$[Al(H_2O)_6]^{3+} + \overbrace{HCO_3}^{H^+} \rightarrow [Al(H_2O)_5(OH)]^{2+} + H_2CO_3 \quad (4)$$

Substituição de molécula de água por OH^- no radical instável.

$$[Al(H_2O)_5(OH)]^{2+} \rightarrow [Al(H_2O)_4(OH)_2]^{+} \rightarrow Al(OH_3).(H_2O)_3 \quad (5)$$

O produto $Al(OH_3).(H_2O)_3$ obtido é um hidróxido de alumínio insolúvel e sem carga, que se precipita em determinados valores de pH. Nesta reação, podem ainda

surgir íons com carga negativa, como $Al(OH_4)^-$, os quais podem se polimerizar, ocasionando a desestabilização e se tornando menos eficientes como coagulantes.

Quando há a presença de alcalinidade natural, em quantidade suficiente na água bruta para que ocorra a reação com o coagulante, a reação geral que ocorre com o coagulante sulfato de alumínio é apresentada na reação 6. Quando as características da água não fornecem a alcalinidade necessária para o meio reacional, geralmente ocorre a adição de cal como meio de correção de alcalinidade, conforme a reação 7, descrita a seguir (LEME, 1990):

$$Al_2(SO_4)_3.18H_2O + 3Ca(4CO_3)_2 \rightarrow 3Ca(SO_4) + 2Al(OH)_3 + 6CO_2 + 18H_2O \qquad (6)$$

$$Al_2(SO_4)_3.18H_2O + 2Ca(OH)_2 \rightarrow 3Ca(SO_4) + 2Al(OH)_3 + 18H_2O \qquad (7)$$

Observando estas duas reações apresentadas, se pode observar que o composto hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$) será precipitado. O mesmo esquema reacional ocorre com outros coagulantes metálicos, acarretando a formação de hidróxidos precipitáveis que irão fazer parte do lodo gerado no processo de tratamento da água.

3.4.3 Diagramas de coagulação empregando coagulante sulfato de alumínio

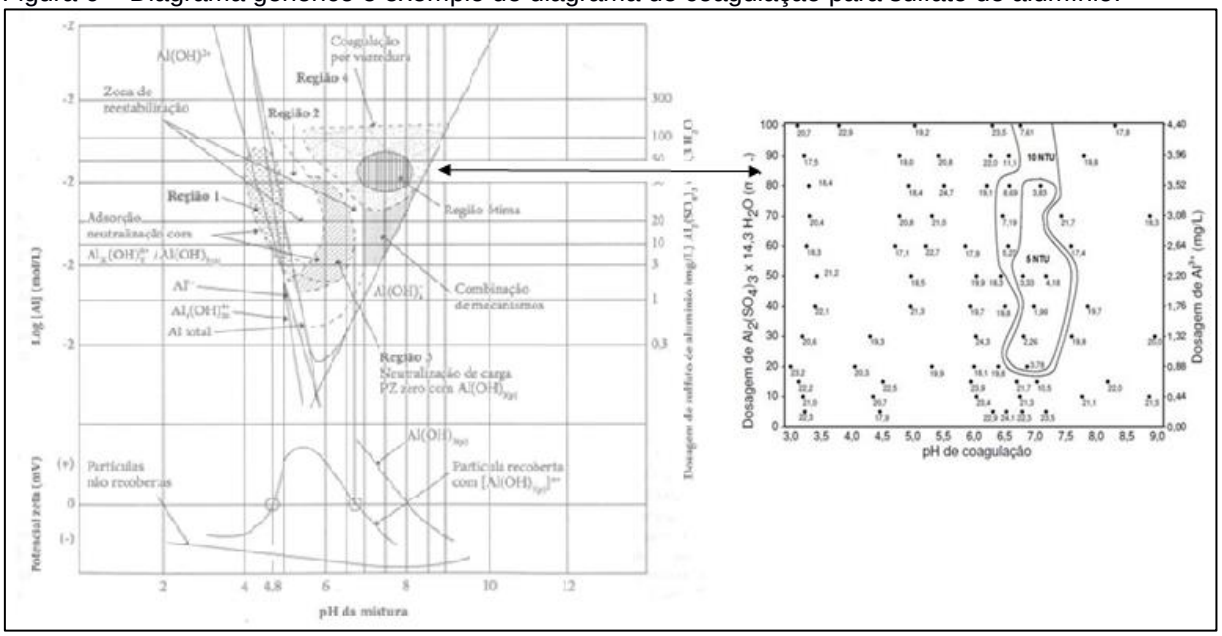
Os diagramas de coagulação são importantes ferramentas para determinar as regiões apropriadas de remoção de características indesejáveis da água, possibilitando a redução do consumo de coagulantes e apresentando desempenho diferenciado, de acordo com o coagulante empregado (PAVANELLI, 2001).

Antes do uso destes diagramas de coagulação, eram difíceis de determinar as condições apropriadas para conduzir processos de coagulação em ETAs. Eram executados ensaios de coagulação e floculação para se obter as melhores características de sedimentabilidade dos flocos, para, então, serem aplicados à coagulação. Porém, tal método conduzia ao transpasse prematuro em sistemas de filtração ou depreciação de alguma característica importante para a qualidade da água (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Dentre os mecanismos de coagulação, existem quatro regiões distintas, caracterizadas pelos pares de valores “dosagem de coagulante *x* pH da mistura” que

distinguem os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais, como pode ser observado no diagrama de coagulação, na Figura 6 e detalhado na sequência por Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017).

Figura 6 – Diagrama genérico e exemplo de diagrama de coagulação para sulfato de alumínio.



Fonte: adaptado de DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN (2017, p. 286) e BARTIKO; DE JULIO (2014).

Na região 1, ocorre a zona de adsorção e neutralização de carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas positivas de alumínio, que são adsorvidas na superfície dos colóides;

Na região 2, ocorre a zona de reestabilização, com a estabilização da dispersão coloidal quando o pH se encontra abaixo do ponto de potencial Zeta (PZ) negativo (pH 4,8) e ocorrendo a reestabilização dos colóides quando o PZ e os colóides se tornam positivos (em pH superior a 4,8);

Na região 3, ocorre a zona de neutralização de carga. Neste caso, a partir do pH 4,8, a curva resultante da interação entre as espécies hidrolisadas positivas do alumínio e as partículas coloidais, atinge um valor de PZ máximo (reestabilização) e diminui com o aumento do pH até que o ponto isoelétrico seja novamente atingido. Neste mecanismo, existe uma região denominada “corona”, na qual o mecanismo de coagulação é devido à neutralização de cargas pelo hidróxido de alumínio positivo e é o mecanismo de coagulação mais indicado quando se possui tecnologias de filtração direta.

Na região 4, ocorre a zona de varredura, com mecanismo de coagulação geralmente aplicado em ETAs de ciclo completo, com dosagens de coagulante mais elevadas e pH entre 6 e 8. Neste mecanismo de coagulação, tende a ocorrer a formação excessiva de precipitados de hidróxidos de alumínio, de forma que as partículas coloidais são aprisionadas nestes hidróxidos.

Além destes mecanismos, existe ainda uma região no diagrama em que a coagulação é devido à combinação dos mecanismos de neutralização de carga pelo precipitado e pelo mecanismo de varredura (região 5).

3.5 LODOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA - LETA

De acordo com a NBR n° 10.004 de 31 de maio de 2004, o LETA é classificado como resíduo sólido, não perigoso e não inerte, sendo caracterizado como Resíduo Classe II – A, apresentando, os resíduos desta classe, características como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água (ABNT, 2004). A quantidade e caracterização deste lodo gerado em um tratamento de ciclo completo dependem das características físico-químicas presentes na água bruta e de todos os produtos e processos utilizados no tratamento dela (HOPPEN et al., 2006; RICHTER, 2001).

Os coagulantes comerciais a base de alumínio utilizados em ETAs, geralmente, apresentam valor baixo de pH, ocorrendo a presença praticamente de alumínio na forma Al^{3+} ou $Al(H_2O)_6^{3+}$, sendo que a coagulação com sais de alumínio resulta em valores de pH entre 5 e 8, com o LETA gerado apresentando pH nesta faixa. Além desta característica de pH, quando faz-se uso de coagulantes a base de alumínio, o mecanismo de coagulação predominante é o de varredura, com ocorrência de precipitado na forma de $Al(OH)_3xH_2O$, onde as ligações químicas com a molécula de água no precipitado aumentam o volume de lodo e dificultam o seu desaguamento (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

No LETA, ainda podem estar presentes algumas espécies metálicas, tais como: cobre, zinco, níquel, chumbo, cádmio, cromo, manganês, ferro e alumínio. Esses metais, quando em concentrações tóxicas, limitam a utilização e/ou descarte do LETA (LIBÂNIO, 2005). Além destes compostos, o LETA possui, em sua constituição, resíduos removidos da água bruta como: algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas suspensas, colóides, areias, argila, siltes, cálcio e magnésio (GRANDIN et al., 1993).

Outra característica importante do LETA, principalmente naqueles originados de estações que realizam o processo de coagulação/floculação com o sulfato de alumínio, é a sua baixa biodegradabilidade e a sua concentração variada de sólidos (RICHTER, 2001).

Baseado nestas características, a redução da produção do LETA e seu tratamento se tornam importantes, não somente do ponto de vista ambiental, mas também como fonte de minimização de custos operacionais, além de proporcionar um descarte de lodo mais facilitado (FILHO; WAELKENS, 2009, BOTERO, 2008).

Dentre as inúmeras opções de tratamento disponíveis para o LETA, a recuperação do coagulante empregado se torna uma opção de tratamento físico-químico, uma vez que se obtém, após o tratamento deste lodo, um volume menor de resíduo a ser descartado e ainda uma fração de coagulante recuperado e que pode ser empregado novamente em processos de coagulação/floculação.

3.6 PROCESSOS DE RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE NO LETA

Segundo Reali (1999) e Di Bernardo, Dantas e Voltan (2012), quatro opções tecnológicas seriam as mais utilizadas para recuperação do coagulante do LETA, que são: recuperação por via ácida (Processo Fulton), recuperação por via básica, recuperação por extração com solvente e recuperação por processo de quelação. Em todos esses processos, há separação de metais presentes no lodo, em especial alumínio e ferro.

Em qualquer um dos tipos de recuperação de coagulante, a etapa inicial seria solubilização dos hidróxidos precipitados; ocorrendo, de acordo com a via de recuperação, a diferenciação posterior de como os solubilizados serão extraídos do material inerte (DANDOLINI, 2014).

Em 1974, através do desenvolvimento do processo por via ácida (Fulton), conseguiu-se realizar a recuperação de coagulante de LETA que apresentava presença de alumínio. Tal fato foi possível diante da adição de ácido ao lodo e mantendo o pH em torno de 2, de modo a transformar os hidróxidos de alumínio precipitados em espécies solúveis (BISHOP et al., 1987).

Após a solubilização, expressa pela reação 8, neste caso, usando-se como exemplo a recuperação de sulfato de alumínio, o sobrenadante ácido resultante é

então separado para reuso e o resíduo sólido restante poderá ser encaminhado para descarte (RICHTER, 2001).

$$2Al(OH)_3.3H_2O + 3H_2SO_4 + 2H_2O \rightarrow Al_2(SO_4)_3.14H_2O \quad (8)$$

De posse deste embasamento teórico, a metodologia, resultados e discussão do presente estudo foram divididos em dois capítulos com os títulos: “Caracterização do LETA e recuperação do coagulante sulfato de alumínio” e “Testes de eficiência do coagulante Sulfato de Alumínio recuperado e desenvolvimento de diagramas de coagulação”, sendo que foram escritos como proposta de artigos científicos a serem enviados a periódicos.

CAPÍTULO 1 – CARACTERIZAÇÃO DO LETA E RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO

1 METODOLOGIA

1.1 LOCAL DE ESTUDO

Este estudo de caso foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Água de Palmitinho, localizada à Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (Latitude: 27º 21' 17" e Longitude: 53º 33' 20") e operada pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN). As autorizações de coleta e uso de dados da empresa e para a divulgação pública destes constam no Anexo A e no Anexo B.

A unidade de abastecimento capta água do manancial Rio Guarita, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea (RIO GRANDE DO SUL, 2018) e produz, aproximadamente, 2.160 m^3/dia de água tratada (vazão média de operação: 25,0 L/s), que é destinada para o abastecimento de 11.276 habitantes distribuídos entre os municípios de Palmitinho, Pinheirinho do Vale, Vista Alegre e Taquaruçu do Sul.

O coagulante utilizado na ETA, mediante relatório de ensaio do fornecedor, atende aos requisitos definidos pela NBR nº 11.176 de 14 de janeiro de 2021, possuindo uma concentração de 647.400 mg/L de sulfato de alumínio, com concentração de especificação de 48,9% (m/m) e alumínio total solúvel em água (Al_2O_3) de 8,4% (m/m) e teor de ferro total solúvel em água (Fe_2O_3) de no máximo 0,1% (m/m).

A ETA opera através de processo de ciclo completo, com mecanismo de coagulação predominantemente realizado por varredura através da adição de sulfato de alumínio como agente coagulante e adição de cal hidratada quando se faz necessária alcalinização. Após a adição de coagulante e alcalinizante, este último quando necessário, a água coagulada é encaminhada para sistema floculador/decantador circular, com inserção de água coagulada no centro do bloco hidráulico para distribuição ao floculador.

O floculador presente na unidade de tratamento é do tipo hidráulico com chicanas, possuindo fluxo de escoamento vertical e cortina difusora na extremidade de desaguamento. Acoplado diretamente a este floculador, se encontra decantador de fluxo horizontal, com distribuição de água decantada através de calha para 4 filtros

rápidos descendentes de dupla camada que atuam com taxa declinante contínua de operação. A estação realiza pré-cloração com cloro gasoso, também sendo o mesmo desinfetante utilizado para posterior desinfecção. A fluoretação é realizada com fluossilicato de sódio. A Figura 7 demostra a característica estrutural do sistema de tratamento presente na ETA Palmitinho/RS.

Figura 7 – Vista aérea da ETA Palmitinho.

Fonte: Arquivo pessoal (2022).
(A) sistema floculador/decantador e visualização de três filtros rápidos descendentes;
(B) sistema floculador/decantador abastecido com água e em operação;
(C) floculador tipo hidráulico, com chicanas e fluxo de escoamento vertical;
(D) sistema floculador/decantador fora de operação durante processo de limpeza;

O LETA gerado no processo de tratamento de água é retirado do sistema através de “lavagem de decantador” que ocorre em período médio de 3 meses. O processo de limpeza do sistema se dá através de descarga hidráulica por gravidade e sucção mecânica do volume total do sistema floculador/decantador, totalizando, em geral, mais de 170 m^3 de resíduo, que é depositado em lagoas de contenção localizadas próximas à ETA. A Figura 8 apresenta o sistema de contenção do resíduo proveniente do tratamento.

Figura 8 – Sistema de Lagoas de contenção de LETA na ETA Palmitinho/RS

Fonte: Arquivo pessoal (2021)

1.2 COLETA DO MATERIAL DE ESTUDO

O LETA, utilizado para caracterização inicial e posterior recuperação do coagulante, foi gerado no processo de tratamento de água do período de 12 de julho de 2019 até 12 de novembro de 2019, compreendendo o período entre duas lavagens do sistema floculador-decantador. A coleta representativa do material foi realizada em canal de expurgo do decantador em dez (10) frações no período de 2 horas e 25 minutos de lavagem do sistema e acondicionado em recipiente de polietileno de 220 litros. Para o material ser transportado ao Laboratório de Recursos Hídricos da UFSM – *campus* Frederico Westphalen, o LETA foi acondicionado em baldes com capacidade de 18 litros, como pode ser observado na Figura 9.

Figura 9 – Local de coleta, acondicionamento do LETA após coleta e recipientes para transporte.

Fonte: Autora

1.3 CARACTERIZAÇÃO DO LETA GERADO EM SISTEMA DE DECANTAÇÃO

Do LETA gerando na etapa de decantação no sistema de tratamento de água empregado pela ETA Palmitinho/RS, uma alíquota representativa de 5,0 litros foi encaminhada para análise físico-química e 300 mL foram encaminhados, em frasco estéril, para análise microbiológica. Todas as análises são descritas na Tabela 4 e foram realizadas pelo Laboratório Ambiental Ambios®, certificado pela Rede Metrológica RS, e seus procedimentos de análise foram determinados pela ABNT/NBR 10739, PR-Tb-FQ 038 e APHA, AWWA e WEF (2017).

Tabela 4 – Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos analisados no LETA da ETA – Palmitinho/RS.

Parâmetro analítico	**Metodologia de Análise**
Turbidez	Método 2130 B*
Sólidos Totais	Método 2540 B
Sólidos Voláteis	Método 2540 E
pH	Método 4500 H+ B
Alcalinidade Total	Método 2320 B
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Método 5210 B
Demanda Química de Oxigênio	Método 5220 D
Teor de Matéria Orgânica	ABNT/NBR 10739
Carbono Orgânico Total	PR-Tb-FQ 038**
Coliformes Totais e *Escherichia coli*	Método 9223 B
Coliformes Termotolerantes	Método 9223 B
Alumínio (Al)	Método 3500-Al B
Arsênio (As)	Método 3120 B
Ferro (Fe)	Método 3120 B
Zinco (Zn)	Método 3500 B
Cádmio (Cd)	Método 3120 B
Níquel (Ni)	Método 3120 B
Manganês (Mn)	Método 3120 B
Cobre (Cu)	Método 9223 B
Cromo (Cr)	Método 3120 B
Chumbo (Pb)	Método 3120 B
Mercúrio (Hg)	Método 3112 B

*técnica realizada com diluição de amostra; **metodologia Laboratório Ambios®: não disponibilizada pelo laboratório executor.
Fonte: Autora

1.4 PROCESSO DE DETERMINAÇÃO DO pH COM MAIOR EFICIÊNCIA DE EXTRAÇÃO

Após a caracterização do LETA, foi realizada a avaliação de recuperação de coagulante sulfato de alumínio pela técnica de recuperação por meio de via ácida, seguindo a metodologia adaptada de Guimarães (2005).

O processo de recuperação foi realizado em batelada, com 1 litro do LETA, em Jartest (Milan® JT303M/6), variando-se o pH (Instruterm® ATC portátil) em 1,0; 2,0; 3,0 e 4,0 com a adição de H_2SO_4 P.A. (Alphatec® 95,99%). O processo de acidificação foi mantido por 300s, em gradiente de velocidade de $231s^{-1}$, e as variações de pH foram reproduzidas em triplicata.

Após o processo de acidificação/extração, o conteúdo de cada jarro foi transferido para cone de *Imhoff*, onde passou por processo de decantação por 50 minutos. Após este período, o sobrenadante dos cones, em cada pH analisado, (1,0; 2,0; 3,0 e 4,0) foi retirado e suas alíquotas de repetição reunidas para coleta de amostra representativa de cada pH. As amostras passaram, em laboratório terceirizado, por caracterização de metais segundo APHA, AWWA e WEF (2017), a fim de determinar a concentração de alumínio extraída em cada processo e a possibilidade de extração, por via ácida, de demais metais presentes no LETA.

A sequência analítica desenvolvida nesta etapa de estudo pode ser visualizada na ilustração Figura 10.

Figura 10 – Sequência analítica básica do processo para obtenção do melhor pH de extração de alumínio do LETA.

Fonte: Autora

A análise estatística dos resultados obtidos para a recuperação do coagulante sulfato de alumínio, em relação às características iniciais do LETA, foi realizada através de análise descritiva, e comparação múltipla por Teste de Tukey com α=5% através de software SISVAR® versão 5.7 (2019).

1.5 PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO

Em sequência à determinação do pH de extração mais eficiente para alumínio, o restante do LETA passou pelo processo de acidificação e extração seguindo a metodologia adaptada de Guimarães (2005), através dos seguintes passos:

1) Após prévia homogeneização do LETA, coletaram-se 12 litros em balde plástico para realizar a acidificação ao pH mais eficiente, testado anteriormente;
2) Transferiram-se 2 litros da amostra acidificada para jarros do equipamento Jartest, no qual as amostras foram misturadas por 300s a $231s^{-1}$, em seguida, passaram por processo de decantação durante 50 minutos no próprio jarro de Jartest, com marcação volumétrica feita previamente;
3) Decorrido o tempo de decantação, o sobrenadante foi separado do resíduo não solubilizado e acondicionado em embalagem de polietileno com capacidade de 10 litros.

Foram realizadas 6 bateladas de Jartest nas condições citadas, a fim de reunir um volume significativo de coagulante recuperado para os ensaios posteriores. Devido à grande quantidade de sólidos ainda presentes no sobrenadante extraído, todo volume obtido passou por processo de filtração (Figura 11) em Funil de Büchner acoplado à bomba de vácuo (PRISMATEC® 131 2CV, $2,2m^3/h$) e fazendo uso de filtro 150mm (FIL.P80150 Qualividros®), a fim de minimizar a quantidade de sólidos presentes. Alíquota do filtrado também foi encaminhada ao laboratório terceirizado Ambios®, para a determinação da concentração de alumínio e concentração dos demais metais analisados inicialmente no LETA.

Figura 11 – Processo de filtração do coagulante recuperado de LETA.

Fonte: Autora

O resíduo resultante, insolúvel, também passou pelo processo de caracterização em laboratório terceirizado. Os parâmetros escolhidos para caracterização foram os mesmos definidos para o LETA (Tabela 4), de modo a permitir comparações entre os dois resíduos. O montante deste resíduo insolúvel obtido, após coleta e envio de amostra para caracterização, passou por descarte, como rejeito, pelo Laboratório de Recursos Hídricos da UFSM/FW, sendo destinado juntamente com os demais resíduos contaminados oriundos de laboratório.

A análise estatística dos resultados obtidos para a recuperação do coagulante sulfato de alumínio, em relação às características iniciais do LETA, foi realizada através de análise descritiva dos resultados obtidos através de software Microsoft Excel® 2013.

2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1 CARACTERIZAÇÃO DO LETA

Como as características do lodo gerado em um processo de tratamento decorre das características da água bruta que passa por este processo de tratamento, é de se esperar uma ampla variabilidade nos resultados dos parâmetros analíticos. Na Tabela 5 é apresentada a caracterização físico-química e microbiológica do LETA da ETA Palmitinho/RS.

Tabela 5 - Caracterização físico-química e microbiológica do LETA Palmitinho/RS

Parâmetro analítico	**Resultado de análise**
Turbidez (NTU)	11.600*
Sólidos Totais (mg/L)	22.070
Sólidos Voláteis (mg/L)	3.622
pH	6,93
Alcalinidade Total (mg/L)	500
DBO (mg/L)	560
DQO (mg/L)	1.320
Matéria Orgânica (mg/L)	18,5
Carbono Orgânico Total (mg/L)	481,8
Coliformes totais (UFC/100 mL)	$2,18x10^7$
E.coli (UFC/100 mL)	$6,5x10^4$
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	$6,5x10^4$
Al (mg/L)	72,260
As (mg/L)	<0,001
Fe (mg/L)	10,80
Zn (mg/L)	0,120
Cd (mg/L)	0,053
Ni (mg/L)	<0,007
Mn (mg/L)	1,373
Cu (mg/L)	0,282
Cr (mg/L)	0,026
Pb (mg/L)	<0,005
Hg (mg/L)	<0,0003

*técnica realizada com diluição de amostra.
Fonte: Autora (Resultados extraídos do Relatório de Análise 21608/2019 Ambios® Laboratório Ambiental).

Alguns estudos foram reunidos a fim de analisá-los juntamente com os resultados obtidos na caracterização do LETA de Palmitinho/RS, como apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Caracterização físico-química de lodo de ETAs Palmitinho/RS e apresentação de caracterizações de outros sistemas de tratamento presentes em literatura.

Parâmetro analítico	ETA Palmitinho/RS	Cordeiro (1993)	Richter (2001)	Villegas et al. (2005)	Amâncio et al. (2017)
Sólidos Totais (mg/L)	22.070	30.275	1.000-40.000	16.785	-
Sólidos Voláteis (mg/L)	3.622	7.951	-	3.622	-
pH	6,93	6,4	6,0-8,0	6,4	6,7
DBO (mg/L)	560	-	30-300	561	-
DQO (mg/L)	1.320	5.600	30-5.000	3.783	-
Matéria Orgânica (mg/L)	18,5	3.783	150.000-250.000	-	12,97
Carbono Orgânico Total (mg/L)	481,8	-	-	-	20.000

Fonte: Autora

Observando os dados apresentados, pode-se perceber que o lodo da ETA de Palmitinho/RS apresenta pH neutro, com valor próximo à 7,0 e, para as demais variáveis analisadas, os resultados se mostraram similares, ou dentro dos intervalos, em relação aos demais lodos dos estudos apresentados na Tabela 5.

Quanto à biodegradabilidade e tratabilidade do LETA, cabe aqui relacionar três parâmetros: DBO, DQO e carbono orgânico total (COT). Este último é considerado o parâmetro mais conveniente para quantificar o carbono orgânico presente em águas ou lodos, pois independe do estado de oxidação da matéria orgânica e de compostos inorgânicos que contribuem para a medida pela DBO, DQO e oxigênio consumido (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

O lodo da ETA Palmitinho/RS apresentou valores de DBO superiores ao estipulado por Richter (2001) para resíduos gerados por tratamentos convencionais (30-300 mg/L) e valores de DQO dentro da faixa estipulada, porém, a baixa carga de matéria orgânica apresentada, reforçada pelo COT não muito elevado (481,8 mg/L) reforça a dificuldade de tratabilidade por processos biológicos; portanto, os tratamentos físicos e químicos seriam os mais indicados para este tipo de lodo.

As concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis apresentaram-se elevados, característica relacionada com as da água bruta, dosagem de produtos químicos e o tempo de residência do lodo na planta de operação (SCALIZE, 1997). Já, os parâmetros microbiológicos também apresentaram concentrações elevadas, o que reforça a inviabilidade de despejo diretamente em cursos de água, quando associado aos demais parâmetros discutidos anteriormente.

Na Tabela 7 é apresentada a análise metálica do lodo da ETA Palmitinho/RS, juntamente com estudos realizados anteriormente em outras estações de tratamento e suas comparações com o padrão de lançamento de efluentes pela Resolução Consema nº 355 de 2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Da mesma forma como os demais parâmetros apresentados anteriormente, pode-se observar grande variabilidade nos valores obtidos para metais presentes em LETA, principalmente para alumínio, ferro e manganês, decorrente das próprias características da água bruta e da adição do coagulante empregado em cada sistema de tratamento de água.

Tabela 7 - Caracterização metálica de lodo de ETAs e comparação com o padrão de lançamento do Rio Grande do Sul.

Parâmetro analítico (mg/L)	ETA Palmitinho/RS	Barroso; Cordeiro, 2001**	Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2011*	Araújo et al., 2015	Amâncio et al., 2017	Padrão de lançamento (mg/L)***
Al	72,260	30	-	386,39	119.000	10
As	<0,001	-	-	<0,005	-	0,1
Fe	10,80	4200	940	212,47	46.966,7	10
Zn	0,120	48,5	1,7	0,18	53,4	2,0

(continua)

(conclusão)

Cd	0,053	0,27	0,05	<0,001	0,66	0,1
Ni	<0,007	1,16	1,06	0,273	17,84	1,0
Mn	1,373	-	10,0	9,132	303,3	1,0
Cu	0,282	0,91	1,05	0,465	14,39	0,5
Cr	0,026	0,86	0,42	<0,003	11,7	0,5
Pb	<0,005	1,06	0,88	<0,005	50,57	0,2
Hg	<0,0003	-	-	<0,0002	0,07	0,01

Fonte: Autora
*Característica de amostras composta de limpeza de decantador convencional
**dados referentes à ETA de Rio Claro
***Resolução Consema nº 355 de 2017.

Os dados obtidos para o LETA gerado pela ETA Palmitinho/RS, devido à sua presença de alumínio, possibilitam este lodo a passar por um processo de tratamento físico-químico através de tecnologias como a de recuperação por via ácida, na tentativa de minimização dos volumes de rejeitos a serem encaminhados para disposição final e ainda ter como um subproduto deste tratamento físico-químico, um coagulante recuperado que pode vir a ser utilizado em processos de tratamento por coagulação em sistemas que seja viável de ser empregado.

2.2 PROCESSO DE DETERMINAÇÃO DE pH COM MAIOR EFICIÊNCIA DE EXTRAÇÃO

A continuidade de trabalho com o LETA se deu através do potencial de recuperação de coagulante sulfato de alumínio a ser utilizado para ensaios de tratamento de água bruta na unidade. Nesta etapa, a determinação do melhor pH de extração foi estabelecida, para que se conseguisse maior eficiência de recuperação de alumínio para prosseguimento dos ensaios.

A acidificação do LETA foi testada para a faixa de pH de 1,0 a 4,0; observando-se um volume maior de sobrenadante recuperado para o pH 1,0; 2,0 e 3,0. Os resultados experimentais obtidos são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores experimentais obtidos nos ensaios de recuperação de alumínio em LETA.

pH inicial do LETA	pH de extração desejado	Volume H_2SO_4 por jarro (mL)	pH de extração obtido	Volume de recuperado (mL)	Eficiência média de recuperação (em volume de recuperado)
6,77±0,08	1	8,8±0,40	1,01±0,02	533,3±28,88	53,33%
6,59±0,01	2	4,7±0,30	1,99±0,03	296,7±25,17	29,67%
6,73±0,04	3	2,7±0,36	2,99±0,07	283,3±28,89	28,33%
6,59±0,01	4	1,2±0,21	4,00±0,04	191,7±14,43	19,17%

Fonte: Autora.

De acordo com os dados apresentados, pode-se observar um maior volume de recuperado para o pH 1,0 com valores acima de 50%; porém, as dosagens de ácido sulfúrico foram demasiadamente elevadas, o que pode comprometer a viabilidade do emprego de extração nesta faixa de pH se fosse trabalhado em grande escala, ou ainda, acarretar características extremamente ácidas ao recuperado e ao resíduo insolúvel, dificultando o uso do primeiro e a disposição final do segundo citado. Tal fato levou à análise da concentração de metais para avaliar a necessidade de se trabalhar com extrações com pH baixo como este.

Ainda em relação ao processo de acidificação do LETA, pôde ser observado nos ensaios aqui realizados que ocorreu a formação de grande quantidade de espuma em acidificação a pH 1,0 devido à flotação intensa de sólidos presentes no LETA, o que ocorreu em proporção muito baixa com acidificação à pH 2,0 e voltou a ocorrer em maior proporção em pH 3,0 e 4,0. Tal flotação dificultou o processo de sedimentação do resíduo insolúvel, justificando o elevado tempo de decantação requerido pelo método, a fim de obter um volume maior de sobrenadante recuperado. Tal formação de espuma foi observada também por Guimarães (2005) quando testou a influência das condições de mistura (rotação e tempo) na redução de lodo e recuperação de coagulante. Guimarães (2005) concluiu que quanto maior a rotação e o tempo utilizado para a mistura do lodo com o ácido utilizado para a extração, maior a formação de espuma e, consequente, dificuldade de separação do coagulante recuperado do resíduo não solubilizado.

Na Figura 12, observa-se a sequência analítica desenvolvida para todos os valores de pH testados, podendo ser observada visualmente as características distintas de sedimentação entre cada pH.

Figura 12 – Sequência de análise de recuperação de coagulante sulfato de alumínio em LETA.

Fonte: Autora

Na Figura 13, pode ser observada a formação de espuma em batelada experimental para pH 1,0 e pH 3,0. Registro realizado após a decantação e retirada de sobrenadante.

Figura 13 – Lodo após o processo de decantação e retirada de sobrenadante

Fonte: Autora

A análise de caracterização metálica do sobrenadante recuperado, a fim de determinar o melhor pH de extração para prosseguimento dos ensaios, é apresentada na Tabela 9. Observa-se nesta, que os metais com concentração expressiva foram:

alumínio, ferro e manganês. Os metais ferro e manganês são presentes na água bruta naturalmente e, sendo o alumínio e ferro também presentes no coagulante sulfato de alumínio empregado na ETA Palmitinho/RS, o que pode justificar as concentrações mais elevadas. Cabe aqui destacar que, em relação ao processo de regeneração do coagulante, Di Bernardo, Dantas e Voltan (2012) afirmam que a fração de alumínio presente no lodo, e que não se encontram na forma de hidróxido tri-hidratado, dificilmente serão solubilizadas nas condições oferecidas pelo mecanismo de extração por via ácida.

Tabela 9 - Caracterização do sobrenadante de acordo com pH utilizado para recuperação de coagulante.

Parâmetro analítico*	pH 1,0	pH 2,0	pH 3,0	pH 4,0
Al (mg/L)	173,080[a] **	158,180[b]	64,057[c]	14,243[d]
Fe (mg/L)	64,09[a]	41,33[b]	27,88[c]	24,149[d]
Mn (mg/L)	5,175[c]	6,486[a]	5,319[b]	4,862[d]
As (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cd (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cu (mg/L)	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Cr (mg/L)	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007
Pb (mg/L)	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ni (mg/L)	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007
Zn (mg/L)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

Fonte: Autora
*Análises realizadas segundo APHA; AWWA; WEF (2017).
**Análise estatística realizada por Teste Tukey com α=5%. Letras diferentes entre as colunas relatam diferença estatística.

Os resultados dos ensaios de recuperação por via ácida, além de minimizar volumes de lodo gerado e propiciar a recuperação de coagulante, mostraram que os pHs atuaram com diferença significativa de extração: a extração mais eficiente de alumínio para o sobrenadante apresentou-se em pH 1,0 (173,080 mg/L). Em contrapartida, os ensaios em pH 2,0 também apresentaram resultados satisfatórios de remoção do metal de interesse, porém com gasto de ácido para extração, em volume, 46,4% menor que para pH 1,0; sendo, portanto, definido como o pH ideal para a realização dos ensaios posteriores de continuação deste trabalho, diminuindo consumo de reagentes e mantendo a eficiência do método. Tal escolha, de pH 2,0 de extração, também foi levantada por estudo realizado por Guimarães (2005), visando a economia de reativos e minimizando custos com reativos e por Di Bernardo, Dantas, Voltan (2012), que afirmam que na maioria dos casos, lodos expostos a pH 2,0 teoricamente possuem potencial de solubilização de 100% do alumínio, porém, a

porcentagem deste alumínio no recuperado irá depender da eficiência do processo de desaguamento deste lodo.

Cabe aqui ressaltar que o processo de recuperação por via ácida não se apresentou seletivo, extraindo, juntamente com o alumínio, metais como o ferro e manganês, que podem limitar seu emprego como coagulante, uma vez que haveria possibilidade de transferir características indesejáveis para a água a ser tratada.

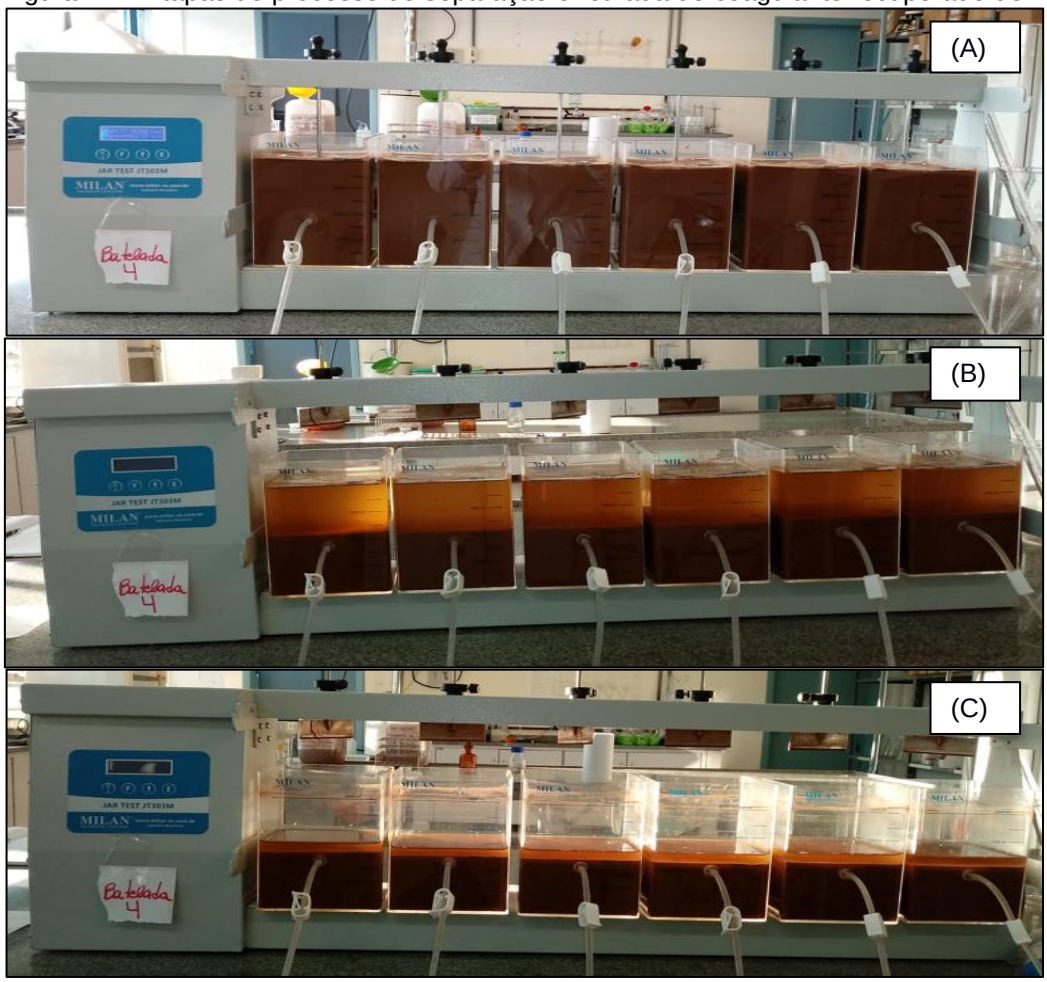
2.3 PROCESSO DE EXTRAÇÃO E DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFATO DE ALUMÍNIO

Na intenção de ser utilizado como agente coagulante e empregado em processo de clarificação, é fundamental que o sobrenadante recuperado pelo processo de via ácida possua elevada concentração de alumínio.

Definindo-se o pH 2,0 como o mais eficiente para extração nas condições a serem desenvolvidas para os ensaios de recuperação de coagulante. Assim, fazendo-se uso novamente da metodologia proposta por Guimarães (2005), executaram-se 6 bateladas de Jartest, com um total de utilização de 72 litros de LETA tratado pela técnica.

Na Figura 14, pode ser observado registro fotográfico de uma das bateladas de extração realizada, onde (A) demonstra o início do processo de extração com o LETA previamente acidificado com pH 2,0, (B) demonstra o processo de decantação para separação de Coagulante Recuperado de Resíduo Insolúvel e (C) demonstra a retirada de Coagulante Recuperado para posterior acondicionamento adequado.

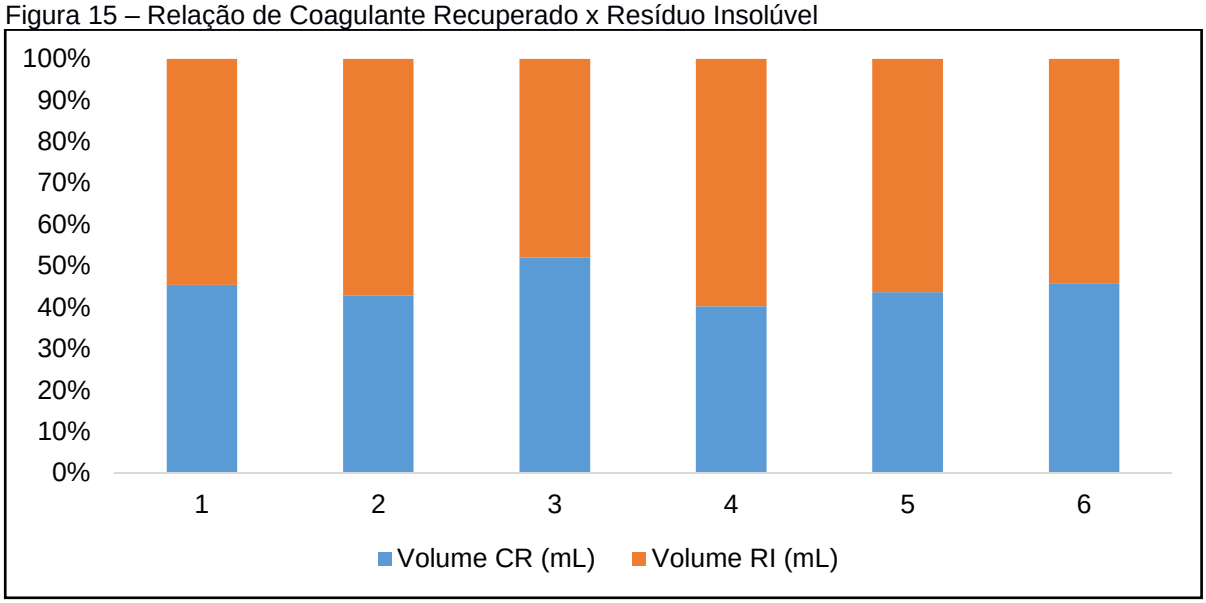
Figura 14 – Etapas do processo de separação e retirada do coagulante recuperado de LETA.



Fonte: Autora
(B) início do processo de extração com o LETA previamente acidificado com pH 2,0.
(B) processo de decantação para separação de Coagulante Recuperado de Resíduo Insolúvel.
(C) retirada de Coagulante Recuperado

De todo o montante que passou pelo processo de acidificação, foram obtidos para Coagulante Recuperado (CR) um total de 32,4 litros (45,01%) nas 6 bateladas de ensaios (enumeradas de 1 a 6 na Figura 15), restando como Resíduo Insolúvel (RI), o volume de 39,6 litros (54,99%). Este percentual de recuperação apresentou-se próximo ao obtido pela mesma técnica por Guimarães (2005) com percentual de resíduo insolúvel de 50% e de coagulante recuperado de cerca de 42,5%, tendo ainda, neste estudo conduzido por Guimarães, uma parcela de 7,5% de material flotado de difícil separação, não sendo caracterizado como resíduo ou coagulante recuperado.

Figura 15 – Relação de Coagulante Recuperado x Resíduo Insolúvel



Fonte: Autora.
CR: Coagulante Recuperado.
RI: Resíduo Insolúvel.

Ainda em relação ao volume de recuperado, de acordo com o Seminário Nacional sobre Tratamento, Disposição e Usos benéficos dos Lodos de Estações de Tratamento de Água, realizado pelo Instituto de Engenharia de São Paulo (2008), foi observado que a eficiência de regeneração por via ácida varia entre 30 a 95%, destacando que a solubilização de compostos depende da qualidade da água bruta e também do mecanismo de coagulação utilizado na ETA, tendo os lodos gerados por mecanismos de coagulação por adsorção e neutralização de cargas uma eficiência baixa de solubilização de compostos. O principal destino do coagulante recuperado, citado neste seminário, seria sua utilização no tratamento de águas residuárias para a remoção de sólidos e de fósforo, tendo como principais desvantagens a geração de resíduo final com baixo pH.

Em relação ao processo de regeneração realizado com o LETA Palmitinho/RS, a Tabela 10 apresenta os dados obtidos pelo coagulante recuperado após filtração do montante recuperado.

Tabela 10 - Caracterização do Coagulante Recuperado após filtração e sua relação com o pH escolhido para extração de alumínio de LETA.

Parâmetro analítico*	Concentração do Coagulante Recuperado filtrado (mg/L)	pH 2,0 (mg/L)	Redução de concentração (%)**
Al	107,826	158,180	31,83
Fe	28,750	41,33	30,44
Mn	3,590	6,486	44,65

(continua)

(conclusão)

As	< 0,001	< 0,001	-
Cd	0,001	< 0,001	-
Cu	0,072	< 0,006	-
Cr	< 0,007	< 0,007	-
Pb	< 0,005	< 0,005	-
Ni	< 0,007	< 0,007	-
Zn	0,087	< 0,002	-

Fonte: Autora.
*Análises extraídas de ensaio 23128/2019.0 e 21910/2019.0
**Coagulante Recuperado filtrado comparado ao pH 2,0

De acordo com os dados apresentados na Tabela 10, pode-se observar redução da concentração de metais no coagulante recuperado ao final do ensaio, podendo ser ocasionada por variações entre as 6 bateladas de Jartest desenvolvidas e do processo de filtração final. Observa-se ainda que, para o coagulante recuperado filtrado, não ocorreu extração apenas de alumínio, mas também de ferro e manganês, em maiores quantidades, e de cádmio, cobre e zinco. Segundo a NBR nº 15.784 de 07 de abril de 2017, este coagulante não estaria apto a ser empregado em tratamento de águas para consumo humano pois, segundo a caracterização metálica, compostos determinantes de impureza como manganês (3,59 mg/L) e cádmio (0,001 mg/L) se encontram acima do valor estipulado para CIPP, que são para manganês e cádmio, de 0,01 mg/L e 0,0005 mg/L, respectivamente.

Cordero, Jiménez e Mier (2005) mencionam que, diferentemente da técnica realizada por via ácida, as regenerações realizadas por via alcalina tem a vantagem de dissolver uma quantidade apreciável de alumínio sem, no entanto, fazer o mesmo com demais metais no lodo, se apresentando como um método mais seletivo. Porém, a concentração de carbono orgânico total aumenta consideravelmente, limitando o reuso deste coagulante recuperado.

A concentração de metais obtida no coagulante recuperado filtrado impactou diretamente na concentração de coagulante sulfato de alumínio, como pode ser observado na exemplificação de cálculos no Apêndice A, sendo para pH 2,0 de extração obtida uma concentração de 1.002,41 mg/L e para a concentração final de coagulante sulfato de alumínio recuperado, 681,31 mg/L. Neste último caso, a concentração obtida de coagulante sulfato de alumínio recuperado se apresentou cerca de 1000x (mil vezes) menor que a do coagulante comercial utilizado na ETA, com concentração de 647.400 mg/L.

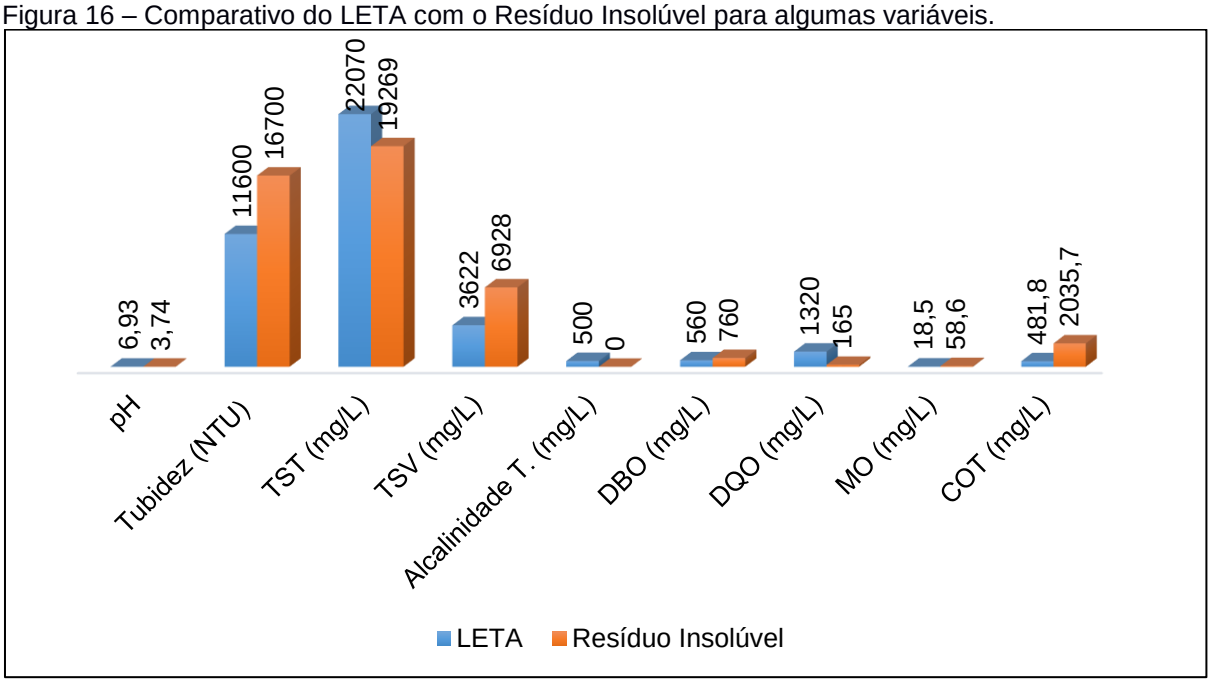
Tal disparidade de concentrações determinou um volume maior de coagulante recuperado comparado ao coagulante comercial para obtenção das mesmas dosagens no tratamento de água nos ensaios posteriores.

2.4 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO INSOLÚVEL

Com o processo de recuperação por via ácida, se obteve coagulante recuperado e uma notável redução do volume de lodo após o tratamento do LETA, se fazendo necessária a caracterização do resíduo insolúvel, a fim de avaliar seu comportamento pós-tratamento. No Apêndice B, são apresentados os dados da caracterização inicial do LETA e do resíduo insolúvel.

Na Figura 16, apresentam-se a caracterização física, química e microbiológica em cada uma dessas etapas.

Figura 16 – Comparativo do LETA com o Resíduo Insolúvel para algumas variáveis.



Fonte: Autora.

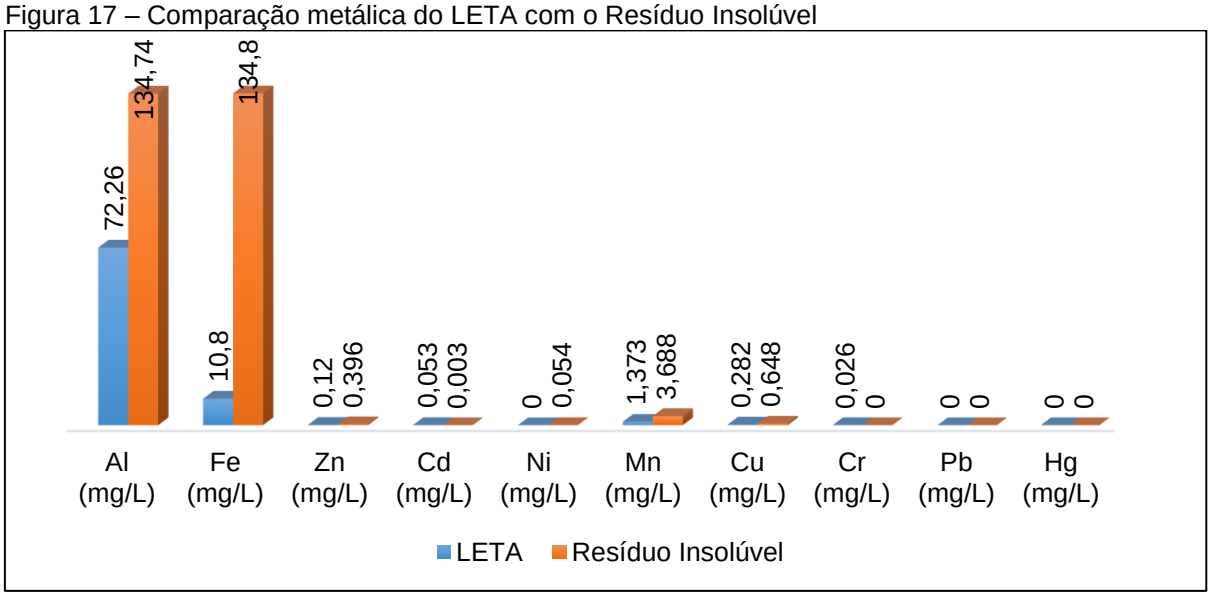
Comparando-se o LETA com o resíduo insolúvel, pode-se observar redução no pH do resíduo não solubilizado (de 6,93 para 3,74) devido ao processo de acidificação, inviabilizando a sua disposição diretamente ao solo ou corpos hídricos ou ainda de ser inserido em algum outro processo de tratamento para resíduos sem uma correção desta característica ácida. Observa-se também neste resíduo insolúvel, redução de 87% na concentração de DQO (de 1.320 para 165,1 mg/L), com aumento de

aproximadamente 36% de DBO (de 560 para 760 mg/L), e 216% de matéria orgânica (de 18,5 para 58,6 mg/L) e 323% COT (de 481,8 para 2.035,7 mg/L).

Mesmo com todas as alterações de características que foram obtidas com o tratamento por via ácida do LETA e que o podem destinar como uma fonte de coagulante recuperado e propiciar um volume menor de rejeito a passar por disposição final, deve-se atentar para o aumento significativo de metais disponíveis neste resíduo não solubilizado (Figura 17).

As alterações de pH inseridas ao meio e a dificuldade de separação efetiva entre o coagulante recuperado e o resíduo insolúvel após o tratamento por via ácida, acabou por propiciar formas metálicas solúveis em maiores quantidades no resíduo não solubilizado a ser descartado, podendo acarretar características tóxicas quando disposto em solo ou corpos hídricos sem qualquer tratamento adicional.

Figura 17 – Comparação metálica do LETA com o Resíduo Insolúvel



Fonte: Autora.

Neste resíduo insolúvel obtido pelo processo de via ácida, elevadas concentrações, principalmente, de alumínio e de ferro, advêm do coagulante sulfato de alumínio utilizado no processo de tratamento da água (Figura 17). Com relação aos demais metais analisados, todos tiveram sua disponibilidade aumentada, sendo isso, apenas, não observado para cromo, cádmio, chumbo e mercúrio. Isso reforça a teoria de que o tratamento por via ácida extrai metais que se encontram em forma insolúvel, deixando-os disponíveis ao meio.

A concentração de metais como alumínio, ferro, manganês, zinco, níquel e cobre no resíduo insolúvel, em relação à caracterização inicial do LETA, pode indicar a estabilidade inicial que compostos metálicos obtêm quando passam pela formação de hidróxidos no processo de coagulação/floculação realizado em ETAs. Segundo Bishop et al. (1987), cerca de 45% dos sólidos presentes no lodo se encontram na forma de hidróxidos. Tal estabilidade contribuiria para sua menor disponibilidade no meio em que estão inseridos. Além disso, a presença de espécies hidrolisadas adsorvidas em colóides inorgânicos e o alumínio presente nas estruturas dos materiais argilosos e silicosos contidos na água bruta e que não são solubilizadas nas condições usadas pela técnica de via ácida (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2012), associado à dificuldade de separação efetiva entre o coagulante recuperado e o resíduo não solubilizado, podem ter propiciado esta elevação nas concentrações de íons metálicos.

A fim de obter maior extração de metal de interesse em um lodo e consequente diminuição em seu resíduo insolúvel, estudos desenvolvidos por Cordero, Jiménez e Mier (2005) e Sengupta (1997) afirmam a possibilidade de realizar extrações sucessivas. De acordo com esses autores, são recomendados até três ciclos de extração, pelos quais se consegue recuperação de cerca de 70% de alumínio em um primeiro ciclo, de 5 a 15% em um segundo e cerca de 5% em um terceiro. Tal método não foi empregado no estudo aqui desenvolvido, mas fica de sugestão para possíveis trabalhos futuros a fim de obter melhores resultados.

Finalmente, como o objetivo deste estudo não foi a classificação do resíduo não solubilizado, não foram seguidas as normas da NBR nº 10.004 (ABNT, 2004).

3 CONCLUSÃO

De maneira geral, a caracterização de LETA demonstrou a presença de pH neutro, com características que se encontram dentro de uma faixa de resultados obtidas por outros autores em estudos desenvolvidos para outras estações de tratamento de água.

De acordo com a Resolução CONSEMA nº 355 de 2017, o LETA estudado se apresentou fora dos padrões de lançamento e disposição no ambiente sem nenhum tratamento, dentre vários aspectos, para: alumínio, ferro e manganês; porém, a elevada concentração de metais torna possível o emprego de tratamento químico por

via ácida, possibilitando, além de redução no volume final do resíduo, a regeneração de coagulante.

Na determinação de melhor pH para a condução dos ensaios de recuperação por via ácida, o emprego de pH 1,0 se apresentou mais eficiente tanto na obtenção de volume recuperado quanto na concentração de alumínio solubilizado, quando comparado com pH 2,0. No entanto, optou-se por desenvolver o restante deste estudo com extração em pH 2,0, uma vez que também se apresentou eficiente na solubilização de alumínio, associado ao menor volume de ácido consumido no processo.

No processo efetivo de recuperação de coagulante por via ácida realizado na sequência, o método não se apresentou seletivo, mediante a extração de diversos metais para o coagulante, estando alguns acima da CIPP prevista pela NBR nº 15.784 de 07 de abril de 2017 e não sendo indicado seu emprego em águas de consumo humano. Mesmo assim, o coagulante recuperado obteve concentração final de coagulante sulfato de alumínio de 681,31 mg/L, podendo ser considerado como de baixo potencial de recuperação para os ensaios realizados neste estudo, uma vez que este coagulante recuperado apresentou concentração muito inferior ao coagulante comercial utilizado na ETA Palmitinho/RS.

Em relação ao potencial de redução de resíduo, se observou redução de seu volume total, demonstrando ser uma opção de tratamento com vistas à redução de volumes, porém, o baixo valor de pH e a presença de metais, principalmente, alumínio e ferro solubilizados, no resíduo insolúvel, impossibilita sua disposição direta à corpos hídricos ou solo, carecendo de disposição adequada e podendo este ser um fator limitante para o emprego da técnica de recuperação por via ácida.

Sugerem-se para trabalhos futuros, estudos para destinação deste resíduo insolúvel ou ainda alguma forma de inserção em outra técnica de tratamento antes de disposição final. Ainda, a fim de aperfeiçoar o processo de extração de coagulante, aumentar sua concentração e como consequência direta, diminuir a concentração de metais no resíduo insolúvel, sugere-se realizar ensaios com extração sucessiva do LETA.

CAPÍTULO 2 – TESTES DE EFICIÊNCIA DO COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO RECUPERADO E DESENVOLVIMENTO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

1 METODOLOGIA

Os resultados obtidos anteriormente, no Capítulo 1, demonstraram que o coagulante recuperado não atende os critérios para utilização em tratamento de águas para consumo humano segundo a NBR nº 15.784 de 07 de abril de 2017, porém, nesta etapa de estudo, foi analisado seu comportamento frente a águas naturais. A opção de desenvolver o estudo com água natural se deu devido à facilidade de acesso ao recurso e à possibilidade de desenvolver os ensaios nas próprias instalações da ETA Palmitinho/RS.

A avaliação do comportamento do coagulante sulfato de alumínio recuperado pelo processo de via ácida, proposto por Guimarães (2005), se deu através de parâmetros de remoção de cor e turbidez da água bruta proveniente do Rio Guarita/RS, e posterior desenvolvimento de diagramas de coagulação para turbidez remanescente, cor verdadeira e cor aparente. A fim de comparativo, os testes também foram realizados com coagulante comercial Sulfato de alumínio (647.400 mg/L) utilizada na ETA Palmitinho/RS.

O processo de coleta e armazenamento da água de estudo se deu em canalização de água bruta para análises de rotina na ETA, obtendo-se as faixas de turbidez de acordo com a disponibilidade natural. Sendo assim, uma amostra de 440 litros de água de baixa turbidez (esperado turbidez <10 NTU) foi coletada e acondicionada em tambor de polietileno em área coberta da ETA. Da mesma forma, uma amostra de 440 litros de água de elevada turbidez (esperado turbidez >70 NTU) passou pelo mesmo processo de coleta e acondicionamento.

A água bruta de baixa turbidez utilizada nesta etapa experimental foi coletada no dia 20 de abril de 2021, apresentando tempo bom no momento da coleta e com volume acumulado de chuva, nos 07 dias anteriores à esta, de 15mm, de acordo com registro pluviométrico realizado pela própria ETA Palmitinho/RS.

Já a coleta de água bruta de elevada turbidez ocorreu no dia 07 de outubro de 2021, apresentando tempo bom no momento da coleta e com volume acumulado de chuva, nos 07 dias anteriores à esta, de 111mm, de acordo com registro pluviométrico

realizado pela própria ETA Palmitinho/RS. O volume de chuvas acumulado para o ano de 2021, na área de coleta da água natural a ser utilizada, foi de 1.850mm.

A fim de determinar os parâmetros norteadores para os ensaios de clarificação, as duas amostras de água foram submetidas à caracterização básica inicial. As caracterizações foram realizadas em laboratório da ETA Palmitinho/RS, no laboratório de Recursos Hídricos da UFSM/FW e pelo Laboratório Ambiental Ambios®, e seus procedimentos de análise foram determinados por APHA, AWWA e WEF (2017) e ABNT/NBR 10739, sendo os ensaios efetuados apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Parâmetros analisados para a caracterização da água bruta de estudo

Parâmetro analítico	Metodologia de Análise	Laboratório executor
pH	Método 4500 H+ B	ETA Palmitinho/RS
Turbidez	Método 2130 B	ETA Palmitinho/RS
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método 5210 B	ETA Palmitinho/RS
Oxigênio Dissolvido (OD)	Método 4500 B	ETA Palmitinho/RS
Coliformes Totais e *Escherichia Coli (E. coli)*	Método 9223 B	ETA Palmitinho/RS
Alcalinidade Total	Método 2320 B	Ambios®
Teor de Matéria Orgânica	ABNT/NBR 10739	Ambios®
Dureza	Método 2340 C	Ambios®
Al	Método 3500-Al B	Ambios®
Fe	Método 3120 B	Ambios®
Cor verdadeira	Método 2120 C	Recursos Hídricos-UFSM/FW
Cor aparente	Método 2120 C	Recursos Hídricos-UFSM/FW

Fonte: Autora.

De posse dos resultados de caracterização da água bruta, o delineamento experimental utilizado para o seguimento dos ensaios pode ser visualizado na Figura 18. Tal delineamento seguiu a premissa de algumas observações norteadoras feitas por Leme (1990):

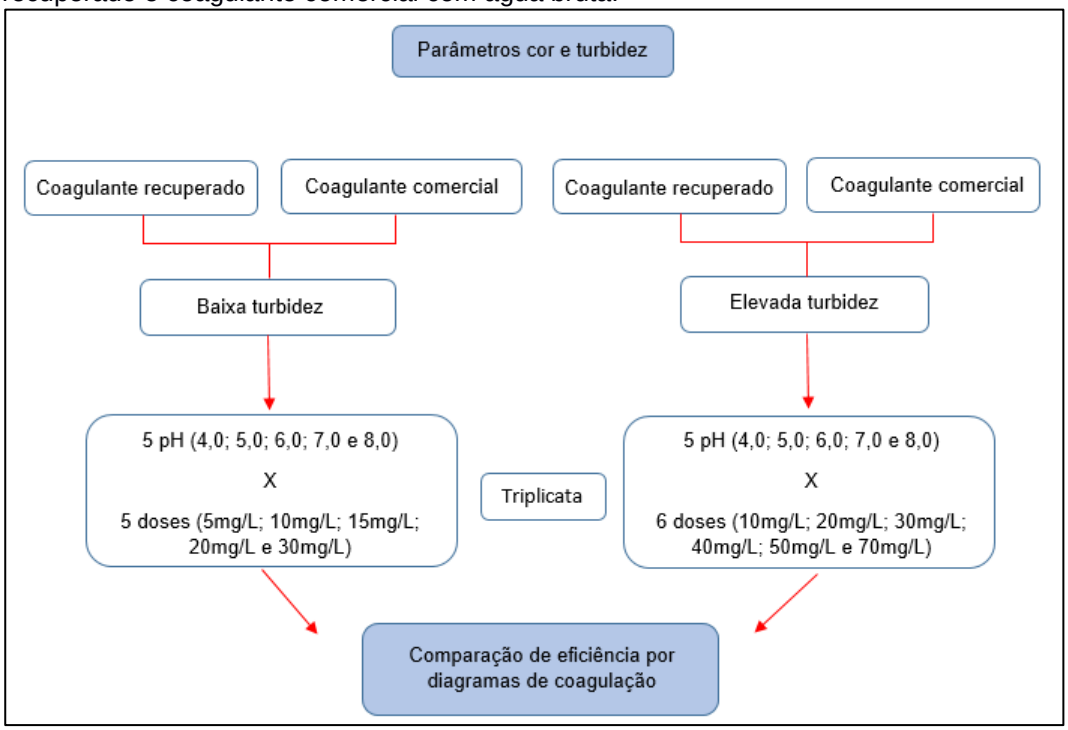
a) pH: será tanto menor quanto maior for a quantidade de sulfato de alumínio adicionado à água;
b) Alcalinidade: pode-se empregar a relação média que 1,0 mg/L de Sulfato de alumínio, quando adicionado em água, necessita, para atender aos mecanismos químicos e físicos propostos pelo coagulante, de 0,45 mg/L de alcalinidade natural;
c) Quando necessária alcalinização por produtos químicos para garantir o processo de coagulação, pode-se empregar a relação média que 1,0 mg/L de Sulfato de alumínio, quando adicionado em água, necessita, para atender os mecanismos químicos e físicos propostos pelo coagulante, de

0,40 mg/L de alcalinidade expressa por $CaCO_3$ – neste caso, irá definir-se como alcalinidade mista, a alcalinidade natural e adicionada de $Ca(OH)_2$;

d) Matéria Orgânica: empiricamente, para se encontrar a faixa de floculação, pode-se empregar a relação média que, para cada 1,0 mg/L O_2 consumido em meio ácido, necessita-se de 5,0 mg/L de sulfato de alumínio.

Cabe aqui ressaltar que um dos limitadores para o desenvolvimento deste estudo foi, para a água bruta de elevada turbidez, a dosagem mais elevada a ser utilizada (70 mg/L), uma vez que o volume de coagulante recuperado a ser utilizado foi relativamente elevado, devido à menor concentração, comprometendo a capacidade de acondicionamento do jarro de Jartest.

Figura 18 – Ensaios realizados para o desenvolvimento de diagramas de coagulação com coagulante recuperado e coagulante comercial com água bruta.



Fonte: Autora.

Os ensaios de clarificação foram realizados nas próprias dependências da ETA Palmitinho/RS, através de metodologia adaptada de APHA, AWWA e WEF (2012) e utilizada pela própria concessionária de abastecimento em seus sistemas de tratamento de água.

1.1 DEFINIÇÃO DAS DOSAGENS A SEREM UTILIZADAS: COAGULANTE COMERCIAL E COAGULANTE RECUPERADO

Levando em consideração as observações levantadas por Leme (1990) sobre algumas relações de características de água bruta como parâmetros para determinação de dosagem de floculação em um ensaio de Jartest e os ensaios de caracterização da água bruta realizados, pode-se definir que:

a) Pelo teor de matéria orgânica da água bruta de baixa turbidez e sua relação com a dosagem de sulfato de alumínio, a faixa de floculação, teoricamente, iria ocorrer a partir de 6,25 mg/L;

b) Pelo teor de matéria orgânica da água bruta de elevada turbidez e sua relação com a dosagem de sulfato de alumínio, teoricamente, a faixa de floculação iria ocorrer a partir de 12,65 mg/L;

c) Para fins de execução dos ensaios, Leme (1990) apresenta ainda a Tabela 12 com quantidades usuais de sulfato de alumínio para diferentes valores de turbidez, que fornecem dados importantes acerca de dosagens iniciais quando não se possui uma caracterização inicial de águas. Cabe ressaltar que a avaliação de parâmetros isolados, como somente a turbidez, ou somente a matéria orgânica da água, não são suficientes para determinar a dosagem a ser utilizada, uma vez que o conjunto de características da água atua para que os processos de coagulação e floculação ocorram de maneira diferenciada para diferentes qualidades da água;

Tabela 12 - Estimativas de dosagem de sulfato de alumínio a partir de diferentes valores de turbidez para água bruta.

Turbidez	Sulfato de alumínio (mg/L)			Turbidez	Sulfato de alumínio (mg/L)		
	Mín.	Máx.	Méd.		Mín.	Máx.	Méd.
10	5	17	10	100	15	32	24
15	8	20	14	150	18	37	27
20	11	22	17	200	19	42	30
40	13	25	19	300	21	51	36
60	14	28	21	400	22	62	39
80	15	30	22	500	23	70	42

Fonte: LEME (1990, p. 195).

d) Com relação à alcalinidade natural para água bruta de baixa turbidez (20,00±0,00 mg/L), considerando que cada 1,0 mg de sulfato de alumínio consome cerca de 0,45 mg de alcalinidade natural, e tendo no mínimo um

residual de 5,0 mg/L de alcalinidade, pode-se determinar que esta água não necessitará de alcalinização por produtos químicos;

e) Com relação à alcalinidade natural para água bruta de elevada turbidez (23,50±0,71 mg/L), considerando que cada 1,0 mg de sulfato de alumínio consome cerca de 0,45 mg de alcalinidade natural, e tendo no mínimo um residual de 5,0 mg/L de alcalinidade, pode-se determinar que esta água necessitará de alcalinização por produtos químicos;

f) No caso de alcalinização com cal hidratada, como para a água bruta de elevada turbidez, optou-se por trabalhar com uma dosagem final elevada (70 mg/L) e visando obter teoricamente um residual de 5,0 mg/L de alcalinidade nesta dosagem, calculou-se a alcalinidade a ser acrescida levando-se em consideração esta dosagem;

g) Para esta dosagem, determinou-se, teoricamente, que seriam consumidos 31,5 mg/L de alcalinidade natural e 28,0 mg/L de alcalinidade mista (alcalinidade natural + alcalinidade adicionada expressa em $CaCO_3$). Acrescentando os 5,0 mg/L de alcalinidade residuais desejados para esta dosagem final de coagulante, obteve-se um consumo teórico de alcalinidade mista de 33,0 mg/L;

h) Descontando-se deste valor de alcalinidade mista (33,0 mg/L) a alcalinidade natural obtida experimentalmente (23,50±0,71 mg/L), faz-se necessário o acréscimo de 9,5 mg/L de alcalinidade por produtos químicos;

i) Para a alcalinidade acrescida, observou-se que 1,0 mL de solução de cal hidratada 1% adicionada em água bruta de elevada turbidez, elevou a alcalinidade desta água em 8,0 mg/L, sendo, portanto, necessário o acréscimo de 1,2 mL de solução de $Ca(OH)_2$ 1% para atingir a alcalinidade necessária para o desenvolvimento dos ensaios.

1.2 EXECUÇÃO DOS ENSAIOS DE JARTEST

Para os ensaios de Jartest com coagulante comercial, preparou-se uma solução diluída, a 1% a partir da solução comercial de sulfato de alumínio 48,9%, conforme laudo do próprio fornecedor. Para esta solução 1%, considerou-se que 1,0 mL representa 10 mg/L de sulfato de alumínio (Tabela 13).

Já, para os ensaios de Jartest com coagulante recuperado, apenas determinou-se a volumetria a ser utilizada para cada dosagem escolhida, uma vez que a concentração de coagulante sulfato de alumínio proporcional ao teor de alumínio no recuperado, e já determinada anteriormente, caracteriza este coagulante como de baixa concentração (Tabela 13).

Para o coagulante recuperado, após a determinação realizada no Capítulo 1 deste estudo, pode-se determinar o volume utilizado de coagulante através da fórmula:

$$V_{coag.} = \frac{C_{est.} \times V_{j.}}{C_{Coag.}} \quad (9)$$

Onde:

$V_{coag.}$: volume do coagulante a ser utilizada

$C_{est.}$: concentração estimada para os ensaios de coagulação

$V_{j.}$: volume do jarro do equipamento de Jartest (2000 mL)

$C_{coag.}$: concentração do coagulante recuperado (683,31 mg/L)

Desta forma e, como já citado anteriormente, o fator limitante para o desenvolvimento dos ensaios com água bruta de elevada turbidez e coagulante recuperado foi a capacidade do jarro do equipamento de Jartest, visto que o volume adicionado de coagulante foi elevado e concentrações mais elevadas comprometiam a realização do ensaio.

Tabela 13 – Volume de coagulantes para água bruta de baixa e elevada turbidez

Água bruta de baixa turbidez			Água bruta de elevada turbidez			
Dosagem	CC (mL)	CR (mL)	Dosagem	CC (mL)	CR (mL)	ALC (mL)
5	1,0	14,6	10	2,0	29,3	1,2
10	2,0	29,3	20	4,0	58,5	1,2
15	3,0	43,9	30	6,0	87,8	1,2
20	4,0	58,5	40	8,0	117,1	1,2
30	6,0	87,8	50	10,0	146,3	1,2
-	-	-	70	14,0	207,9	1,2

Fonte: Autora
CC: Coagulante Comercial
CR: Coagulante Recuperado
ALC: Alcalinizante

Com as dosagens a serem empregadas nos ensaios de Jartest, previamente determinadas, de acordo com metodologia adaptada de APHA, AWWA e WEF (2012)

e utilizada pela própria concessionária de abastecimento em seus sistemas de tratamento de água, o procedimento experimental para os ensaios seguiu-se de:

a) Caracterização inicial da água de estudo, conforme os parâmetros analisados apresentados na Tabela 11;
b) Homogeneização da água nos recipientes de polietileno para coleta de alíquota representativa;
c) Coleta de 10 (para ensaios de baixa turbidez) e 12 litros (para ensaios de elevada turbidez) de água bruta em balde plástico;
d) Ajuste de pH com solução HCl 1N ou NaOH 1N até o pH pré-estabelecido pelo delineamento experimental (no caso: 4,0; 5,0; 6,0; 7,0 ou 8,0);
e) No caso de necessidade de alcalinização da água bruta, utilizou-se como alcalinizante solução de Cal hidratada ($Ca(OH)_2$) 1% (Avanex® 94,46%) e ajuste de pH nesta etapa do procedimento;
f) Transferência de 2 litros de água com pH ajustado para cada jarro individual de Jartest;
g) Volumou-se quantidade necessária de coagulante para atingir a dosagem pré-estabelecida para cada batelada de Jartest nos tubos dosadores. Estes volumes de coagulantes, de acordo com o ensaio realizado, foram transferidos ao mesmo tempo para cada um dos jarros;
h) Efetuou-se a batelada de Jartest obedecendo aos parâmetros hidráulicos apresentados na Tabela 14;
i) Após o término de cada batelada, aguardou-se o tempo de decantação de 10 minutos;
j) De cada jarro, foi realizada coleta de 80 mL de amostra, onde, antes da coleta, foi desprezada impreterivelmente, 50 mL de cada jarro a fim de eliminar possível interferência de água presente nas mangueiras de coleta;
k) Imediatamente após a coleta, foram analisados parâmetros de turbidez (HACH® 2100Q) e pH (Digimed® DM-2P) de cada amostra no laboratório da ETA Palmitinho/RS;
l) As amostras coletadas foram encaminhadas para o laboratório de Recursos hídricos da UFSM/FW para análise de cor aparente e cor verdadeira pela metodologia de espectrofotometria.

Tabela 14 – Parâmetros hidráulicos utilizados no aparelho Jartest Milan JT303M/6

Mistura e homogeneização da amostra (etapa para que possa ocorrer alcalinização, quando necessária)	Gradiente de Velocidade – Gmr = 383 s^{-1}(1) Tempo - Tmr = 1 minutos
Coagulação	Gradiente de Velocidade – Gmr = 383 s^{-1} Tempo - Tmr = 1 minutos
Floculação/primeira etapa	Gradiente de Velocidade – Gmr = 59 s^{-1} Tempo - Tmr = 4 minutos
Floculação/segunda etapa	Gradiente de Velocidade – Gmr = 32 s^{-1} Tempo - Tmr = 10 minutos
Decantação	Tempo - Ts = 10 minutos Taxa de sedimentação = 1,45 cm/min.
Tempo mínimo total de cada batelada	26 minutos

Fonte: Autora
(1) Valor limitado à rotação máxima do equipamento

A metodologia, adaptada de APHA, AWWA, WEF (2012) e utilizada pela concessionária de tratamento, prevê ainda a filtração de alíquota de cada jarro e determinação de matéria orgânica, análise de alumínio residual, alcalinidade e avaliação de aspectos de decantação de todos os jarros testados, a fim de determinar a fixa de “dosagem *x* pH” mais recomendada para cada ensaio. Como o objetivo deste estudo era a obtenção de dados para construção de diagramas de coagulação, esta etapa posterior não foi desenvolvida e incluída neste estudo.

Porém, nos ensaios realizados com água bruta de elevada turbidez, optou-se por desenvolver a técnica de filtração direta em algodão, preconizada pela metodologia utilizada. Nesta etapa, após todo o procedimento de clarificação empregado, descarte de 50 mL de água de cada jarro e coleta de 80 mL de água para análises de pH, turbidez e cor aparente e verdadeira, uma alíquota de 150 mL de amostra coletada diretamente de cada jarro passou por filtração direta em algodão (Cremer® hospitalar). Seguindo a metodologia, ajustou-se quantidade suficiente de algodão em funil plástico, adicionou-se o volume de água a ser filtrada, desprezaram-se os 50 mL iniciais de filtrado, e coletaram-se 80 mL de amostra para que pudessem ser realizadas as análises de turbidez, no laboratório da ETA Palmitinho/RS, e cor verdadeira e aparente, no laboratório de Recursos Hídricos da UFSM/FW.

Esta etapa adicional aos ensaios, inicialmente, planejados foi elaborada apenas como forma de teste prévio de comportamento, do coagulante recuperado e do coagulante comercial, mediante um processo simples de filtração, já que nenhum ensaio experimental adicional foi desenvolvido além dos diagramas de coagulação.

1.3 DESENVOLVIMENTO DAS ANÁLISES DE COR

Para as análises de cor aparente e cor verdadeira, as leituras de absorbância foram realizadas em cubeta de 50 mm utilizando espectrofotômetro Specord 50 Plus (ANALYTIK Jena®), e desenvolvimento de curva de calibração de Pt/Co através de metodologia APHA; AWWA; WEF (2017), com unidades de cor variando entre 12 pontos de 01 UC à 500 UC. A análise dos dados e construção da curva se deu através de software Microsoft Excel® 2013 e se encontram no Apêndice C.

Após a coleta de amostras de cada batelada de Jartest, as amostras, acondicionadas em frasco plástico de 80 mL, foram refrigeradas por um período de até 12 horas, período para realização das análises de Jartest e encaminhamento até análise de demais parâmetros no Laboratório de Recursos Hídricos na UFSM/FW.

O processo de determinação de cor aparente se deu através de leitura direta da amostra após atingir temperatura ambiente e passar por homogeneização prévia. Já a determinação de cor verdadeira se deu com a filtração de cada amostra em membrana hidrofílica de filtração de porosidade 0,45 µm (IONLAB®) em sistema de filtração polisulfona 47 MM (Hexis® 300-4000) acoplado à bomba de vácuo (PRISMATEC® 131) e posterior leitura em espectrofotômetro. Os resultados de absorbância obtidos passaram por determinação dos valores de cor através da plotagem dos valores na curva de calibração realizada previamente.

1.4 DESENVOLVIMENTO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

De posse de dados dos resultados dos ensaios, com a amostra de água bruta de baixa e de elevada turbidez, foram construídos diagramas de coagulação para os parâmetros de turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

Em relação aos diagramas, utilizando-se coagulação com alumínio, segundo Di Bernardo; Dantas e Voltan (2017), não existe dosagem ótima de coagulante ou pH ótimo de coagulação, termos geralmente utilizados na prática, sendo sim considerado apropriado a utilização de um par de valores “dosagem de coagulante *x* pH de coagulação”, que é selecionado levando-se em consideração aspectos como a necessidade ou não de alcalinizantes ou acidificantes, a turbidez remanescente ou ainda os custos com produtos químicos, uma vez que estas mudanças de aspectos do ensaio pode modificar a relação entre coagulante e pH.

Sendo assim, na confecção destes diagramas, os eixos x e y são, respectivamente, o valor do pH de coagulação e a dosagem de coagulante empregada, sendo que cada ponto irá representar o residual do parâmetro de qualidade turbidez, cor aparente ou cor verdadeira.

2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

A caracterização das águas naturais coletadas e utilizadas nos ensaios de Jartest, norteou a definição das dosagens aplicadas nesta etapa experimental. Os dados obtidos para a água bruta de baixa turbidez e de elevada turbidez estão apresentados na Tabela 15, com valores de média e desvio padrão. Valores de cada repetição podem ser consultados nos Apêndices D e E.

Tabela 15 – Caracterização da água bruta de baixa e elevada turbidez da ETA Palmitinho/RS.

Parâmetro analítico	**Água bruta de baixa turbidez**	**Água bruta de elevada turbidez**
pH	7,29 ± 0,04	7,10 ± 0,02
Turbidez (NTU)	8,91 ± 0,02	100,00 ± 5,66
DBO (mg/L)	0,10 ± 0,14	1,90 ± 0,14
OD (mg/L)	8,10 ± 0,14	7,70 ± 0,14
Alcalinidade Total (mg/L)	20,00 ± 0,00	23,50 ± 0,71
Matéria Orgânica (mg/L)	1,25 ± 0,00	2,53 ± 0,04
Dureza (mg/L)	32,00 ± 0,00	34,00 ± 1,41
Manganês (mg/L)	0,12 ± 0,04	0,33 ± 0,32
Ferro (mg/L)	0,40 ± 0,00	0,64 ± 0,11
Cor verdadeira (UC)	42,50 ± 0,71	51,42 ± 0,47
Cor aparente (UC)	56,00 ± 1,41	364,46 ± 2,88
Escherichia Coli (NMP/100 mL)	70	490

Fonte: Autora

Além de nortear as dosagens a serem utilizadas nos ensaios de Jartest, cabe aqui levantar algumas observações acerca das características de água e que podem ser de valia para os ensaios posteriores.

Inicialmente, para a água bruta de baixa turbidez, por apresentar baixa cor verdadeira e turbidez, o processo mais eficiente de tratamento em uma ETA que trabalha com água nestas características seria o de Filtração Direta Descendente (FDD), na qual o mecanismo de coagulação empregado é geralmente o de adsorção e neutralização de cargas (DI BERNARDO; DANTAS E VOLTAN, 2017), que minimiza o desperdício de coagulante e alcalinizante no emprego de coagulação pelo

mecanismo de varredura com formação de flocos de baixa velocidade de sedimentação e difícil remoção na etapa de decantação.

Já para a água bruta de elevada turbidez, suas características a possibilitam passar pelo processo de coagulação por mecanismos de varredura normalmente presentes em ETAs do tipo ciclo completo. Mesmo atentando para estas observações, ambas as águas passaram por tratamento similar de coagulação/floculação, a fim de observar o comportamento destas perante os ensaios.

A cor aparente presente em águas, em geral, está relacionada a compostos e partículas suspensas e dissolvidas, podendo ter relação direta com a turbidez e sendo sensível ao pH desta água, possuindo remoção facilitada em pH baixo (RICHTER; NETTO, 2017). Neste caso, avaliando a cor aparente para a água bruta de elevada turbidez, observa-se que a elevada cor aparente presente (364,46 ± 2,88 UC) possui relação direta com a turbidez, uma vez que, determinando-se a cor verdadeira (51,42 ± 0,47 UC), ela apresentou valores próximos ao obtido para a cor verdadeira para a água bruta de baixa turbidez (42,50 ± 0,71 UC).

Como na água bruta de elevada turbidez, observou-se que a cor aparente advém principalmente de compostos e partículas suspensas, adotou-se, neste caso, a premissa de que a turbidez advém, principalmente, de partículas suspensas, como: areia, argila, matéria orgânica, silte, partículas coloidais e plâncton (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008), levantando a possibilidade de boa resposta desta água bruta nos processos de coagulação/floculação que serão empregados posteriormente. Porém, cabe aqui ressaltar que, águas que apresentam a mesma turbidez podem conter partículas de tamanhos e quantidades diferenciadas, alterando as características do processo de coagulação (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008), não podendo tomar a possibilidade de boa resposta à coagulação/floculação aqui levantada como verdadeira e geral para todas as águas com turbidez mais elevada.

Ainda em relação à caracterização das águas brutas, a determinação de OD é importante para o controle de qualidade, uma vez que depende do tipo e da quantidade de matéria orgânica instável que esta água contém, sendo águas superficiais relativamente límpidas saturadas de oxigênio dissolvido (RICHTER; NETTO, 2017).

A caracterização da água bruta demonstrou que o teor de OD decaiu para a água de elevada turbidez (7,70 ± 0,14 mg/L O_2) em comparação com a água de baixa turbidez (8,10 ± 0,14 mg/L O_2), pontuando ainda mais a queda de qualidade geral

desta água de elevada turbidez quando se observa também a variação de DBO (0,10 ± 0,14 mg/L O_2 para baixa turbidez e 1,90 ± 0,14 mg/L O_2 para elevada turbidez) e o teor de matéria orgânica para ambas as águas brutas, sendo a elevação deste último parâmetro na água de elevada turbidez devido, naturalmente, ao carreamento de substâncias orgânicas para o manancial quando ocorre precipitação pluviométrica.

De modo geral, a caracterização das águas brutas a serem utilizadas nos ensaios de Jartest deste estudo se encontram dentro da realidade de muitas estações de tratamento de água, reforçando a importância da realização deste estudo com a água natural que adentra à ETA, visto a grande variação e a interação que todos os parâmetros da água podem fornecer ao processo de coagulação/floculação.

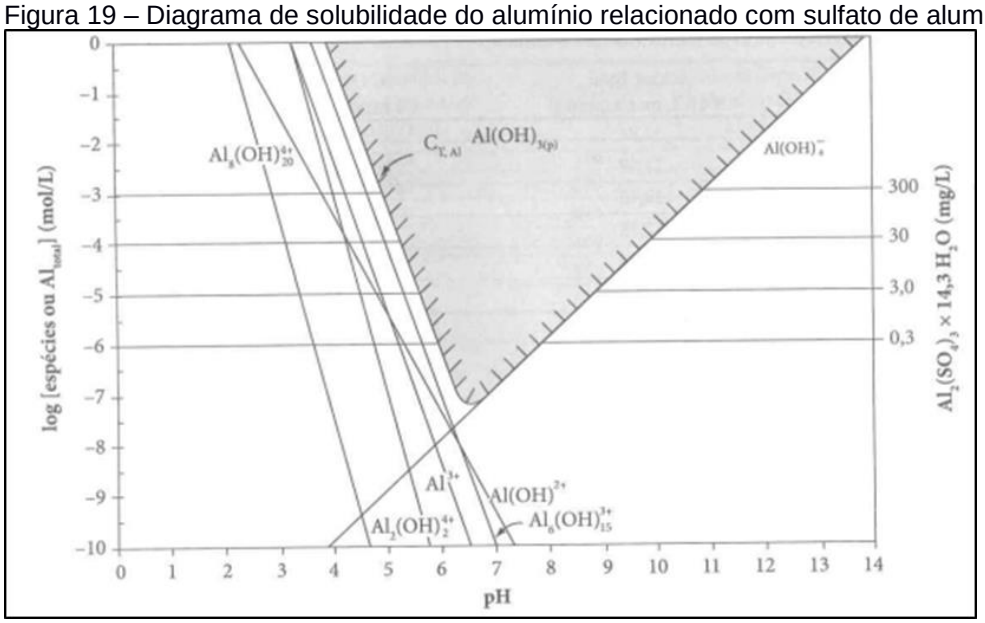
2.2 ENSAIOS COM COAGULANTE COMERCIAL – ASPECTOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO

O ensaio com o coagulante sulfato de alumínio para água de baixa e elevada turbidez se apresentou, em geral, eficiente. Apenas os ensaios realizados em pH 4,0 não apresentaram formação de flocos ou flocos de reduzido tamanho, não favorecendo sua sedimentação. Tais resultados podem ser explicados, segundo Di Bernardo; Dantas e Voltan (2017), através do diagrama de solubilidade do alumínio, relacionado ao coagulante sulfato de alumínio (Figura 19).

De acordo com este diagrama, e relacionando o pH 4,0 com as dosagens testadas, pode-se observar que, nestes ensaios, ocorreram íons com carga positiva, como $Al_8(OH)^{4+}$, ocasionando a polimerização de compostos e, consequentemente, a desestabilização, diminuindo a eficiência dos dois coagulantes testados (comercial e recuperado), visto que se espera o mesmo mecanismo de ação de ambos.

Com aumento de pH da água bruta, há uma diminuição na solubilidade à medida que aumenta a estabilidade de compostos de $Al(OH)_3$, chegando a um mínimo de solubilidade e maior precipitação de compostos (formação de coágulos gelatinosos) quando se atinge pH próximo a 6,5. Acima deste pH, inicia-se discreta solubilização de compostos de acordo com a dosagem a ser empregada de coagulante.

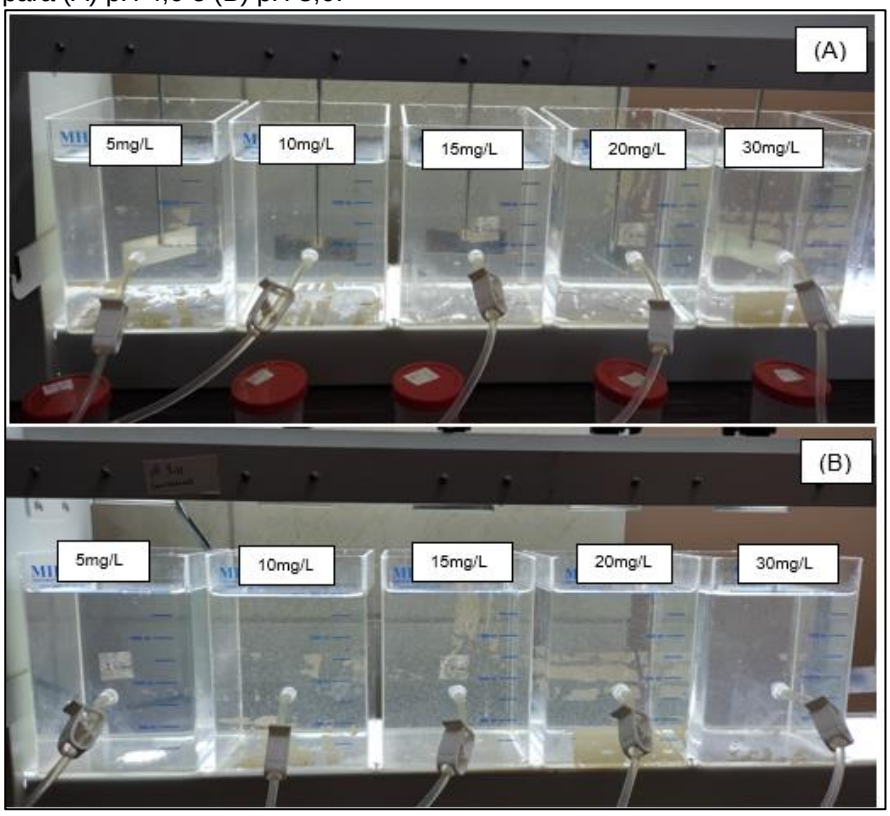
Figura 19 – Diagrama de solubilidade do alumínio relacionado com sulfato de alumínio.



Fonte: Di Bernardo; Dantas; Voltan (2017, p. 134).

Os ensaios com água bruta de baixa turbidez, em geral, apresentaram baixa produção de flocos e com sedimentação mais lenta, uma vez que a baixa turbidez pode ter contribuído para a baixa concentração de sólidos em suspensão e formação de flocos mais leves (Figura 20).

Figura 20 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante comercial e baixa turbidez de água bruta para (A) pH 4,0 e (B) pH 8,0.

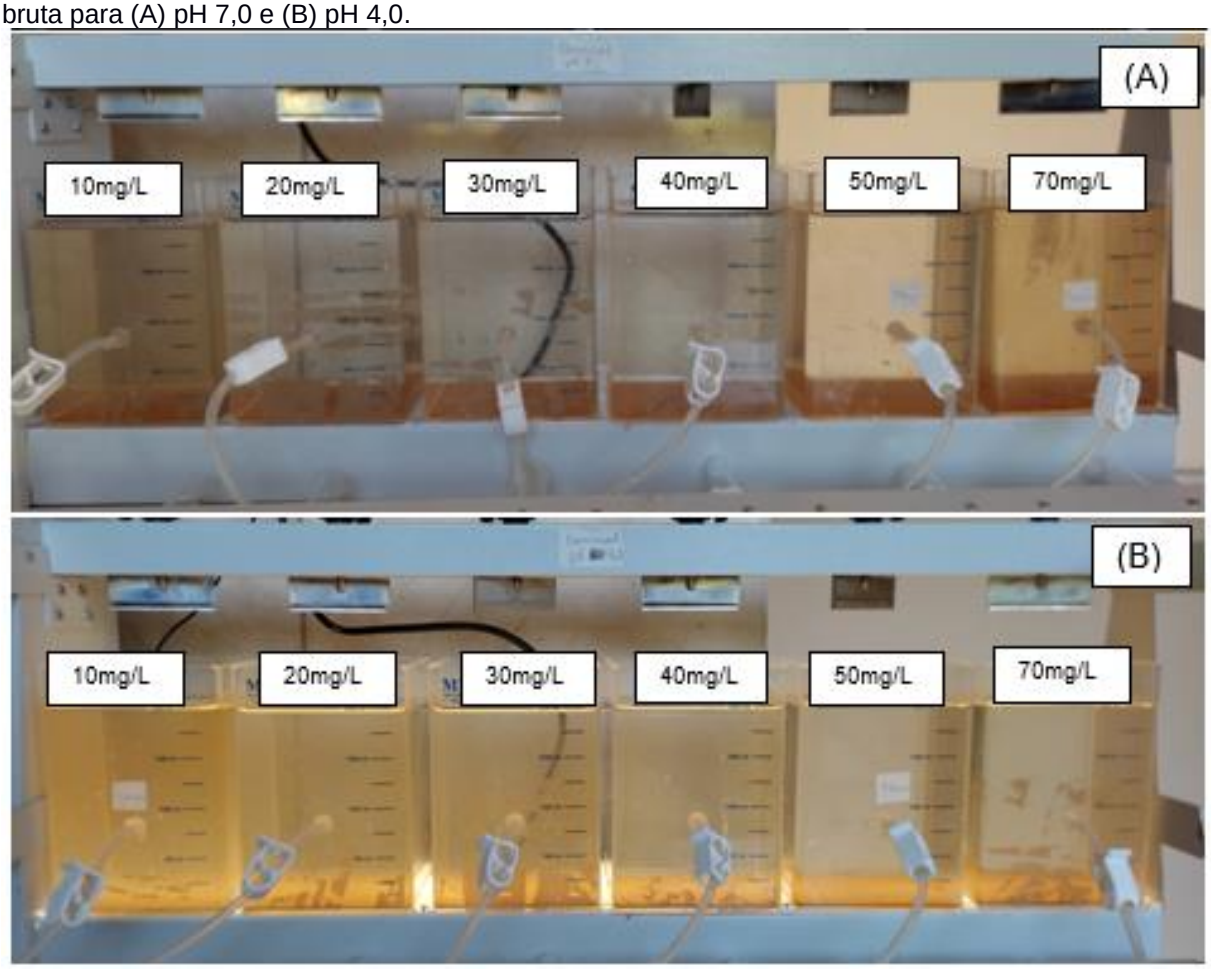


Fonte: Autora

Para a água bruta de elevada turbidez, na Figura 21 (A), em ensaio para pH 7,0, se observou maior presença de flocos entre dosagens de 20 e 40 mg/L, região que se enquadra dentro do diagrama de solubilidade de alumínio. Tal ensaio, embora dentro da faixa de solubilidade, para dosagens de 10, 50 e 70 mg/L, apresentou decréscimo de eficiência, possivelmente devido a algumas outras interações, detalhadas em discussão posterior de diagramas.

Na Figura 21 (B), no ensaio para pH 4,0, observa-se discreta formação de flocos e consequente baixa sedimentação destes. Embora a região de pH e dosagens testadas se enquadrem totalmente fora do diagrama de solubilidade em discussão, observou-se, visualmente, uma melhora nos aspectos de coagulação com o aumento das dosagens nestes ensaios de baixo pH.

Figura 21 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante comercial e elevada turbidez de água bruta para (A) pH 7,0 e (B) pH 4,0.



Fonte: Autora

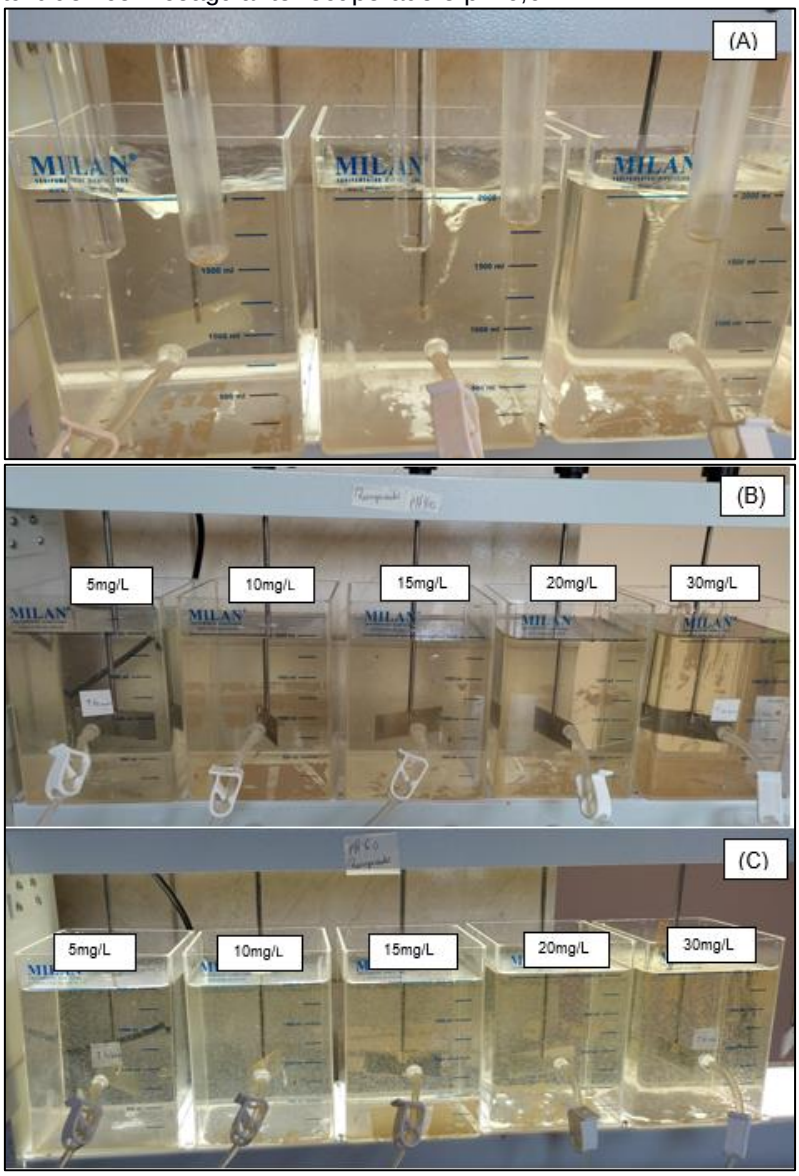
2.3 ENSAIOS COM COAGULANTE RECUPERADO – ASPECTOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO

Os ensaios com coagulante recuperado para água de baixa turbidez, assim como para os ensaios realizados para o coagulante comercial, em pH 4,0 não apresentaram formação de flocos ou flocos de reduzido tamanho e prejudicando sua sedimentação. Neste caso, com a adição de um volume maior de coagulante para atingir a dosagem desejada e não ocorrendo coagulação e floculação eficiente, pôde-se observar, conforme Figura 22 (A), que a água coagulada/floculada apresentou turbidez maior que a turbidez inicial (água bruta), como pode ser comparado na Figura 22 (B).

Com o aumento do pH de coagulação e seguindo o diagrama de solubilidade apresentado na Figura 19, pode-se observar uma melhora na coagulação e floculação (Figura 22 C); em geral, esta melhoria foi proporcional à dosagem empregada. Cabe ressaltar aqui que, mesmo ocorrendo uma melhora significativa na coagulação e floculação, observou-se que, após a decantação, jarros com dosagens mais elevadas apresentavam cor mais pronunciada que jarros com dosagens mais baixas.

Os ensaios mais eficientes para o pH 6,0 podem ser justificados pela característica do coagulante recuperado, o qual, além de necessitar um volume maior de coagulante empregado para se atingir a dosagem estabelecida, possui um teor de sólidos mais elevado, além de apresentar cor mais pronunciada que o coagulante comercial utilizado. Estas características do coagulante, quando adicionado na água, podem ser transferidas a ela, e, de acordo com Amirtharajah, (1989) *apud* Campos, Di Bernardo e Vieira (2005), empiricamente, quando se trabalha com água que possui cor elevada e turbidez baixa, o pH de coagulação ideal se mostra entre 5,0 a 6,0.

Figura 22 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante recuperado e baixa turbidez de água bruta onde: (A) característica visual da água bruta de baixa turbidez; (B) ensaio de Jartest água bruta de baixa turbidez com coagulante recuperado e pH 4,0; e (C) ensaio de Jartest água bruta de baixa turbidez com coagulante recuperado e pH 6,0.



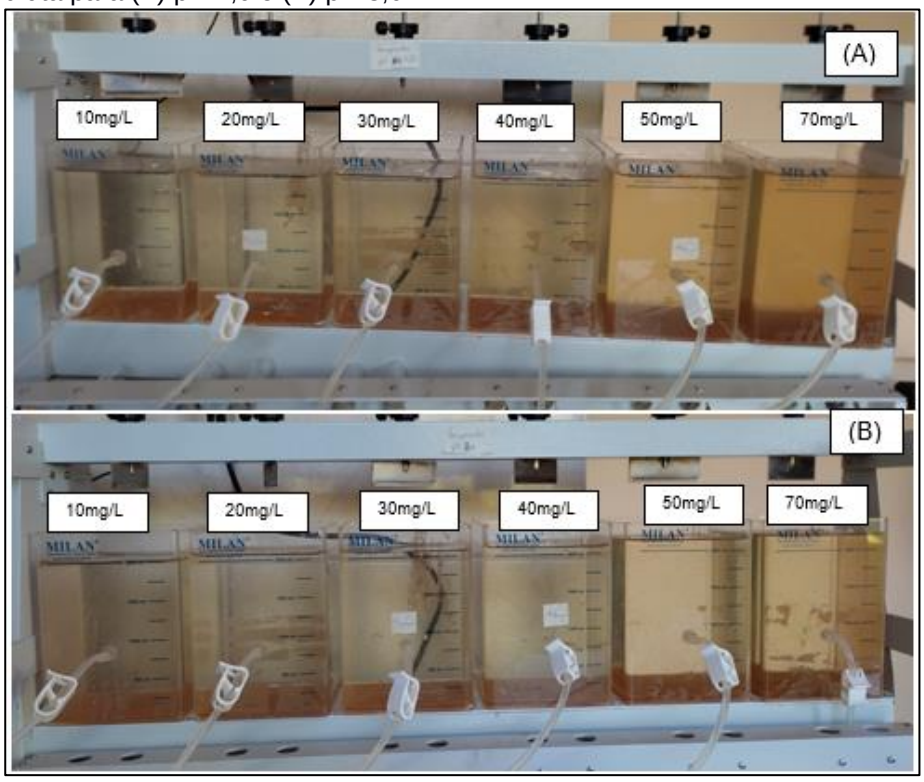
Fonte: Autora

Nos ensaios deste coagulante para a água bruta de elevada turbidez e com pH mais baixos, em comparação com a água bruta de baixa turbidez, foram obtidos resultados mais promissores, apresentando coagulação e floculação melhores em dosagens mais baixas. No caso de pH 4,0, dosagens acima de 30 mg/L apresentaram uma menor eficiência, sendo visualmente detectada no aspecto e sedimentação dos flocos, fornecendo uma característica de cor mais pronunciada mesmo após o processo de decantação, como pode ser observado na Figura 23 (A).

Neste caso, Amirtharajah (1989) apud Campos, Di Bernardo e Vieira (2005) afirma que águas com cor e turbidez elevadas apresentam o pH de coagulação ideal

em torno de 7,0 a 8,2, diferentemente, portanto, quando a água possui cor elevada e turbidez baixa. Tal fato pode-se observar na Figura 23 (B), onde o ensaio realizado com coagulação em pH 8,0 apresentou coagulação, floculação e sedimentação dos flocos mais eficientes quando comparada em pH mais baixo (Figura 23 A), fornecendo um aspecto visual mais satisfatório para o ensaio.

Figura 23 – Ensaios de coagulação/floculação com coagulante recuperado e elevada turbidez de água bruta para (A) pH 4,0 e (B) pH 8,0.



Fonte: Autora

2.4 ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ

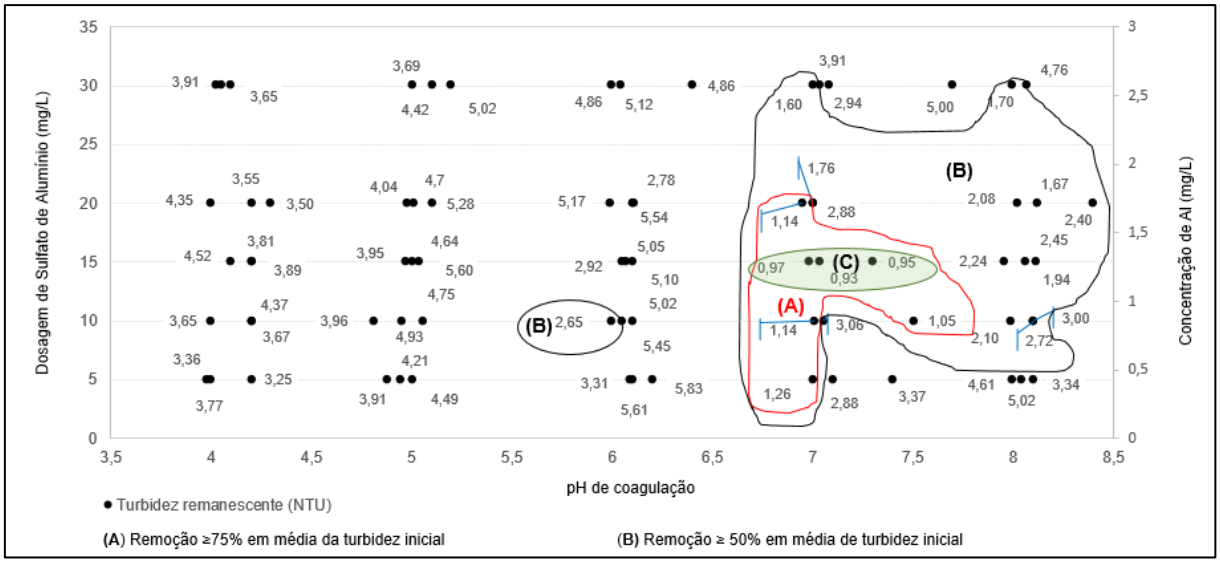
2.4.1 Turbidez remanescente para água bruta de baixa turbidez

De posse dos dados referentes aos ensaios realizados com água bruta de baixa turbidez, desenvolveram-se diagramas de coagulação para a turbidez remanescente com o coagulante comercial e o coagulante recuperado.

Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 24, pode-se perceber que uma faixa de pH entre 4,0 e 6,0 não apresentou eficiência de remoção satisfatória para turbidez, sendo uma remoção ≥50% (indicada por B) observada apenas com pH superior a 7,0 e em dosagens variando-se entre 5 mg/L e 30 mg/L. Já uma remoção

≥75% (indicada por A no diagrama) foi restrita a pH 7,0 e 7,5 e em dosagens 5 mg/L e 20 mg/L, demonstrando haver uma faixa restrita para que ocorra coagulação e, consequente, floculação eficientes para a água bruta com as características testadas.

Figura 24 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando sulfato de alumínio comercial – turbidez remanescente



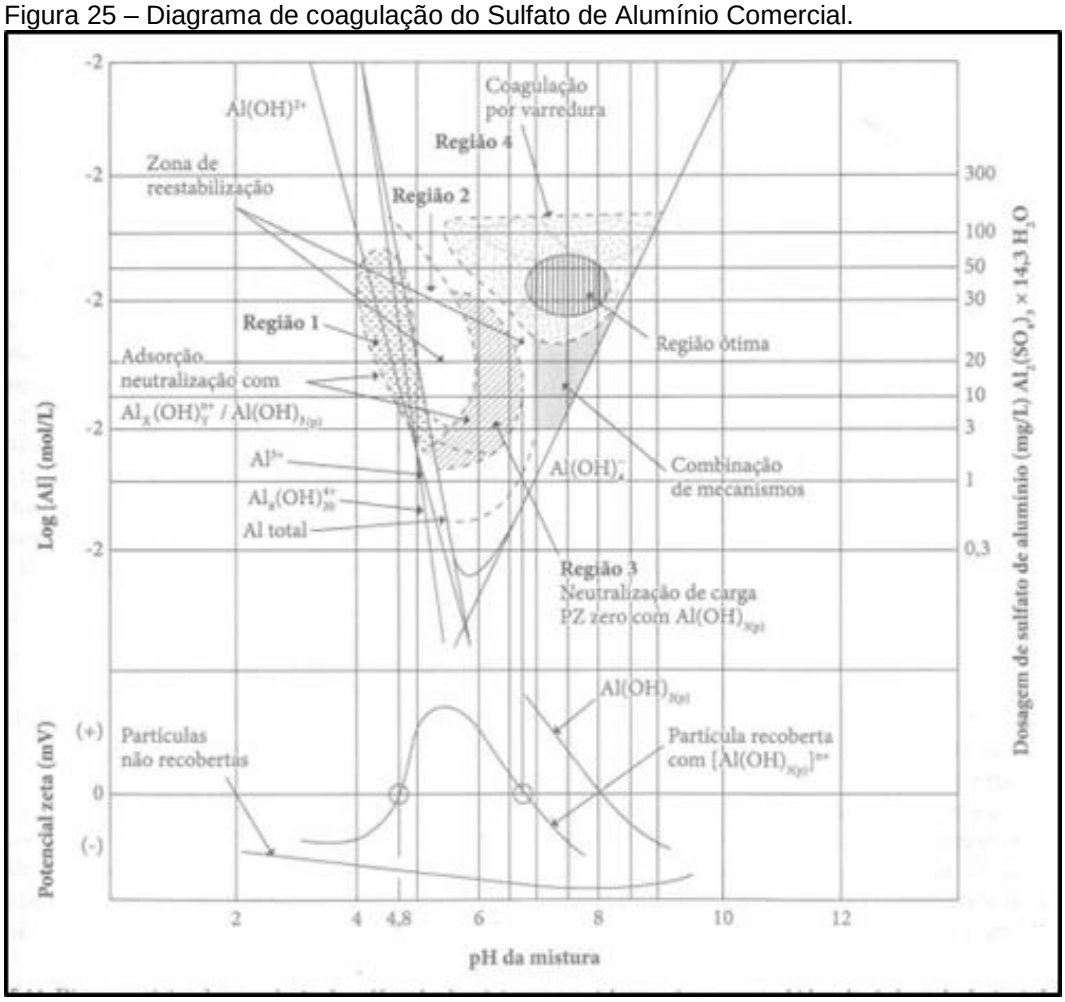
Fonte: Autora

Estas observações se correlacionam com o diagrama genérico para alumínio (Figura 25) onde, na região de pH 6,0 e dosagens entre 3 mg/L e 30 mg/L, predominam mecanismos de coagulação por neutralização de cargas. Nesta região de neutralização de cargas, com baixas dosagens de coagulante, observa-se uma melhora na remoção de turbidez, mas os processos de sedimentação e remoção de flocos são lentos, pois algumas partículas ainda se apresentam carregadas negativamente.

Relacionando demais pares de “dosagem *x* pH” obtidos para ensaios com pH menores que 6,0, observou-se que praticamente todos os pontos para pH 4,0 e 5,0 se localizam em uma zona de adsorção e neutralização de cargas. Nesta zona, segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), ocorre a neutralização de cargas das partículas coloidais por espécies hidrolisadas positivas de alumínio e que são posteriormente adsorvidas nas superfícies coloidais. Ainda nesta mesma zona, se apresenta curva em que o potencial Zeta (negativo) se aproxima de zero, em pH na ordem de 4,8, caracterizando o ponto isoelétrico dos colóides recobertos com espécies de alumínio. Neste caso, se for mantido constante o pH 4,8, a dosagem de sulfato de alumínio

poderá variar de aproximadamente 3 a 70 mg/L, com a possibilidade de ainda ocorrer a coagulação com certa eficiência.

Figura 25 – Diagrama de coagulação do Sulfato de Alumínio Comercial.



Fonte: Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017, p. 286).

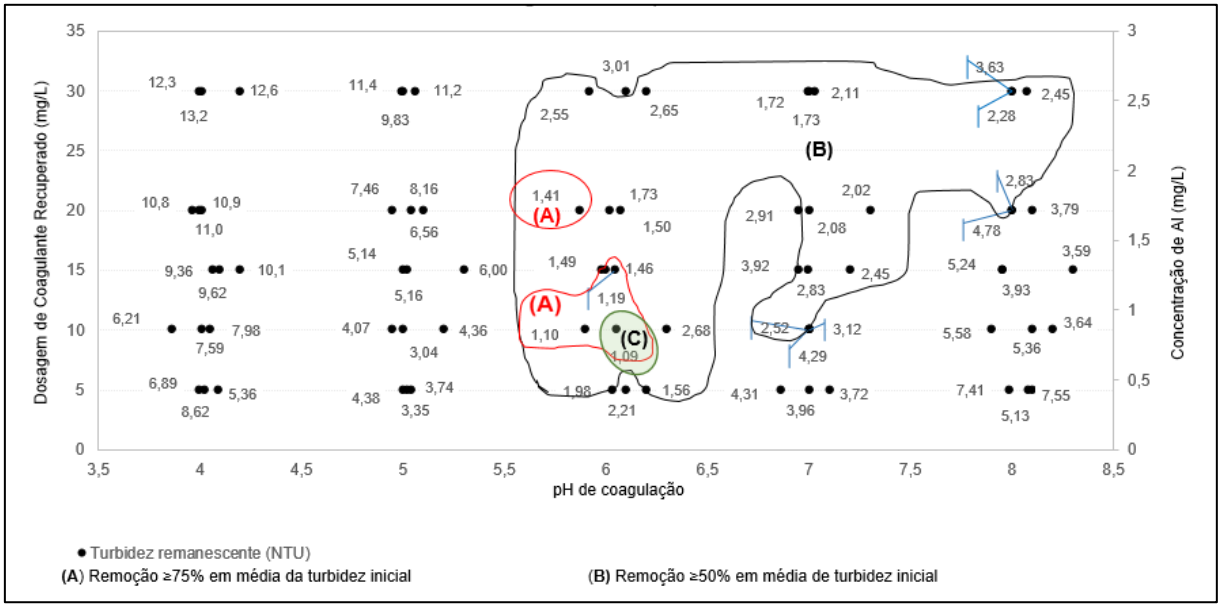
Já, em relação aos melhores pares de “dosagem de coagulante *x* pH” para coagulação obtidos na zona (C) apresentada na Figura 24, observa-se que eles se localizam na região onde predominam mecanismos de adsorção, neutralização de cargas e combinação de mecanismos, demonstrando que, para esta característica de baixa turbidez da água bruta, esta água poderia passar pelo processo Filtração Direta Descendente (FDD) em uma ETA, minimizando os desperdícios de coagulante e alcalinizante que por ventura possa ser utilizado (DI BERNARDO; DANTAS E VOLTAN, 2017). Observa-se em (C), que a dosagem de 15 mg/L para pH próximo a 7,0 se apresentou mais eficiente para as características testadas, oferecendo turbidez remanescente ≤1,0 NTU, sendo definido este conjunto “dosagem de coagulante *x* pH” como o mais eficiente para este ensaio de coagulante comercial.

Para o coagulante recuperado, observando-se a Figura 26, pode-se perceber que uma faixa de pH entre 4,0 e 5,0 não apresentou uma eficiência de remoção satisfatória, sendo uma remoção de turbidez ≥50% (indicada por B) observada apenas com pH superior a 6,0 e em dosagens variando-se entre 5 mg/L e 30 mg/L. Tal observação é relacionada com incidência destes ensaios, novamente para pH 4,0 e 5,0, na zona de adsorção e neutralização de cargas, com melhores resultados quando utilizadas baixas dosagens de coagulante recuperado, evidenciando que águas naturais com estas características poderiam passar por uma técnica de Filtração Direta Descendente (FDD) em ETAs.

Entre pH 6,0 e 8,0, observa-se uma região onde ocorreu coagulação por mecanismo de varredura com dosagens mais elevadas, com remoção de turbidez ≥50% em grande parte dos ensaios. Porém, em pH 6,0, obteve-se a região ótima de coagulação, englobando a zona de varredura para dosagens mais elevadas, com remoção ≥75%.

À medida que ocorreu o aumento de pH nos ensaios, observou-se a diminuição de eficiência de remoção de turbidez para dosagens mais baixas. Esta remoção mais eficiente ficou restrita a dosagens de 10 a 30 mg/L para pH 7,0 e dosagens de 20 e 30 mg/L para pH 8,0. Tal fenômeno explica-se pela presença das dosagens com menor eficiência de remoção ao se encontrar em uma zona de combinação de mecanismos.

Figura 26 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando coagulante recuperado – turbidez remanescente



Fonte: Autora

Já, em relação à melhor “dosagem de coagulante *x* pH”, observa-se que a dosagem de 10 mg/L para pH próximo a 6,0 (indicada por C), se apresentou mais eficiente, oferecendo turbidez remanescente próximo a 1,0 NTU, sendo definido este conjunto de dados o mais eficiente para o ensaio de coagulante recuperado.

2.4.2 Turbidez remanescente para água bruta de elevada turbidez

Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 27, pode-se perceber que para a água de elevada turbidez, obtiveram-se 3 zonas com eficiência de remoção de turbidez.

Concordando com os resultados para água bruta de baixa turbidez, que em pH 7,0 e 8,0 obtiveram remoção de turbidez ≥50% em grande maioria dos ensaios; neste caso, para água bruta de elevada turbidez, os ensaios com pH 7,0 e 8,0 apresentaram eficiência de remoção ≥90%. A região demonstrada por (B), na Figura 27, para pH 7,0 e 8,0, demonstra a faixa de coagulação por varredura nos ensaios.

A região de pH 4,0, assim como para a água bruta de baixa turbidez, se localiza muito próxima da zona de adsorção e neutralização de cargas. Assim, obtiveram-se menores valores de turbidez residual à medida que se elevaram as concentrações de coagulante, uma vez que estas dosagens mais elevadas acabam por fornecer uma quantidade maior de espécies hidrolisadas de alumínio, passíveis de interação com os colóides presentes na água.

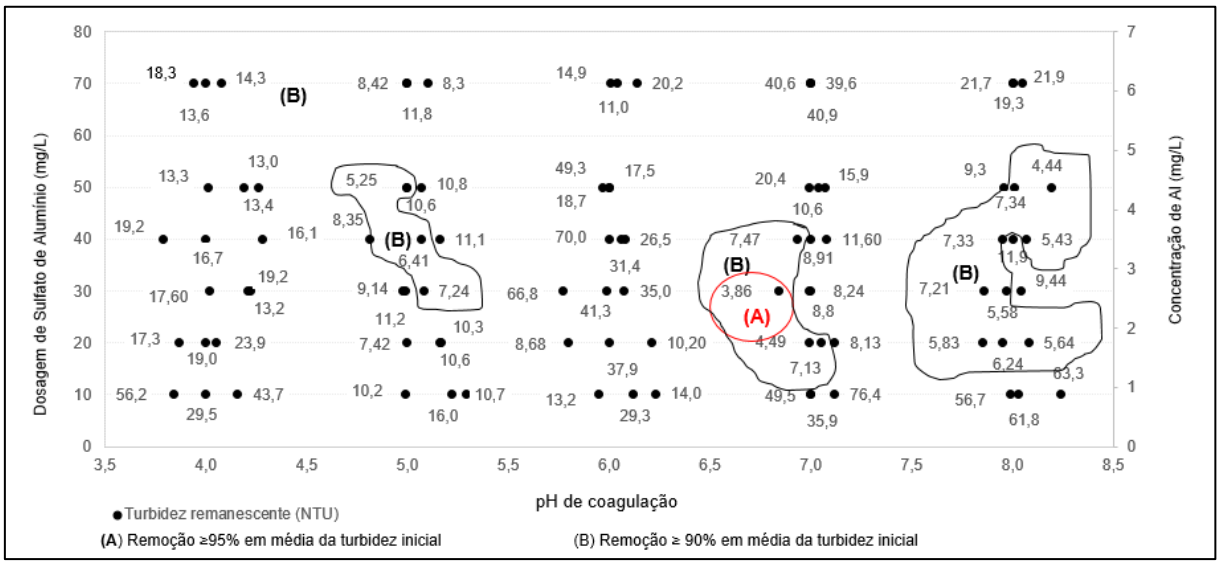
A região demonstrada por (B), em pH 5,0, também com remoção ≥90%, se enquadra totalmente dentro da região de adsorção e neutralização, onde, possivelmente, a eficiência de coagulação e consequente remoção de turbidez se deu pela interação entre espécies hidrolisadas de alumínio (positivas) e os colóides negativos, atingindo o ponto isoelétrico dos colóides recobertos por estas espécies de alumínio.

Neste caso, a região de pH 6,0 apresenta um fenômeno de reestabilização, com menor eficiência no processo de coagulação. Segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), nesta região ocorre uma dependência da superfície específica das partículas coloidais, sendo delimitada dosagens de sulfato de alumínio entre 2 e 30 mg/L e pH de coagulação entre 5,0 e 6,8. Tal fato é explicado, novamente, pelo ponto isoelétrico negativo de pH 4,8, que, quando se inicia a elevação de pH, até próximo a pH 6,8, atinge o ponto isoelétrico positivo, fornecendo a região denominada

“corona”, no qual o mecanismo de coagulação é devido à neutralização de cargas pelo hidróxido de alumínio positivo.

Já, em relação à melhor “dosagem de coagulante *x* pH” para este ensaio, representado pela zona (A) na Figura 27, observa-se que esta zona se localiza na região onde predominam mecanismos de coagulação por varredura, que, se for plotado o ponto no diagrama genérico, corresponderia à região ótima de floculação.

Figura 27 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando Sulfato de alumínio comercial – turbidez remanescente



Fonte: Autora

De maneira geral, os ensaios com o coagulante comercial para a água bruta de elevada turbidez testada, mesmo apresentando regiões de remoção superiores a 90%, a turbidez remanescente da água decantada ainda teria valor superior ao apontado como ideal para eficiente filtração e avaliação de eficiência nas etapas de mistura rápida, coagulação, floculação e decantação. Cleasby (1990), menciona que a turbidez remanescente em um processo de tratamento deve ser inferior à 5,0 NTU para água a ser encaminhada para sistema de filtração rápida descendente.

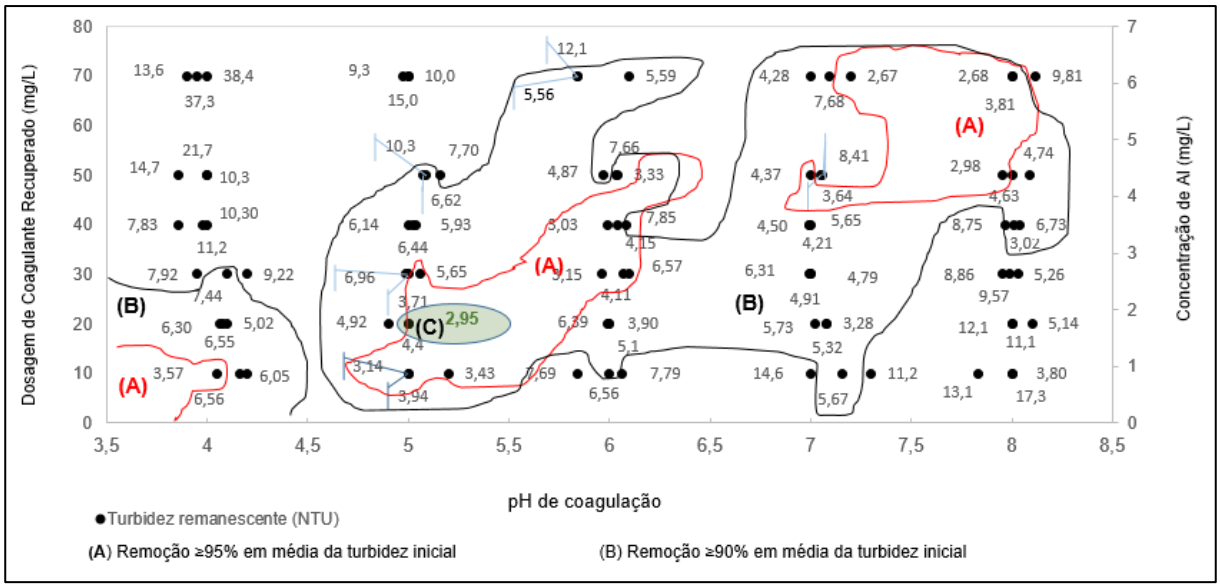
Para o coagulante recuperado, observando-se a Figura 28, pode-se perceber nos ensaios zonas maiores com remoção ≥90% (B) e novamente 3 regiões de remoção ≥95% (A), demonstrando que o coagulante recuperado, quando utilizado em águas com elevada turbidez, apresentou uma faixa de variação do par “dosagem de coagulante *x* pH” superior ao coagulante comercial.

Aqui se faz necessário citar que, com água bruta de turbidez mais elevada, e tendo uma concentração elevada de substâncias húmicas, pode ocorrer um controle

diferenciado de coagulação, alterando as regiões delimitadas no diagrama. Considerando a possibilidade de transferência de características – cor e turbidez - para a água devido ao coagulante recuperado, pode-se sugerir que ocorreu um estreitamento da região de reestabilização. Isso faria que a região de adsorção, também com certa eficiência de coagulação, ficasse próxima à zona de varredura, ocasionando esta relativa eficiência em todas as faixas de pH.

Observando ainda a Figura 28, em pH 7,0 e 8,0, com dosagens acima de 50 mg/L e englobando a zona de mecanismo de varredura, a remoção ≥95% se deve ao fato da predominância de precipitados de alumínio, ao passo que em pH 5,0 e 6,0 (B), com dosagens entre 10 e 50 mg/L houve a eficiência de remoção devido, principalmente, ao mecanismo de adsorção e neutralização, com predominância de espécies hidrolisadas de alumínio com carga positiva.

Figura 28 – Diagrama de coagulação/floculação utilizando coagulante recuperado – turbidez remanescente



Fonte: Autora

Para o coagulante recuperado, o par “dosagem de coagulante *x* pH” de maior eficiência se encontra na região (C) para a dosagem de 70 mg/L e pH 8,0 – maior dosagem empregada e maior pH testado. Devido à limitação do volume do jarro para a realização de ensaios com maiores dosagens, aqui já pode ser citada como uma possível sugestão a realização de demais ensaios a fim de avaliar como se comportaria este coagulante em uma faixa de pH e dosagens mais elevadas.

De maneira geral, o coagulante recuperado, nos ensaios com para a água bruta de elevada turbidez, apresentou-se com maior faixa de aplicabilidade de coagulação em relação ao coagulante comercial, atingindo turbidez remanescente, após o processo de decantação, mais próximos ao valor de 5,0 NTU apontado por Cleasby (1990) como sendo o ideal para a água decantada ser encaminhada para sistema de filtração rápida descendente.

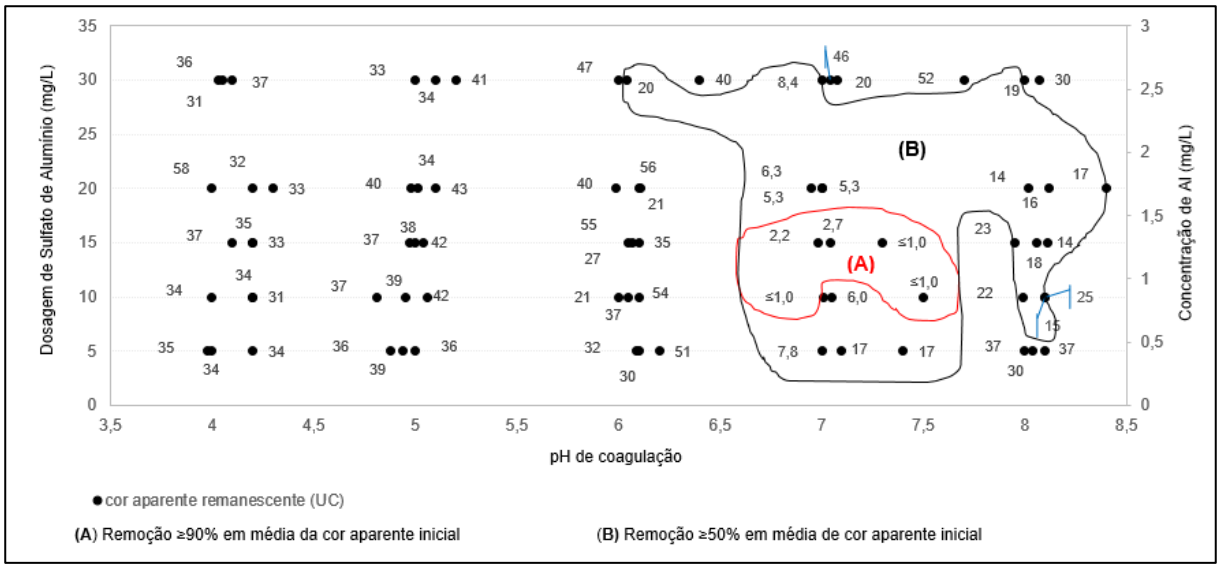
2.5 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR

2.5.1 Cor aparente remanescente para água bruta de baixa turbidez

Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 29, pode-se perceber que uma faixa de pH entre 6,0 e 8,0 apresentou remoção de cor aparente ≥50% em média de cor aparente inicial de água bruta (indicada por B) em praticamente todas as dosagens testadas. Exceto na dosagem de 5 mg/L, com pH 8,0, não foi possível uma remoção superior a 50% de cor aparente. Tais dados se correlacionam com a remoção de turbidez da água bruta de baixa turbidez, demonstrando que a cor aparente, neste caso, advinha em grande parte de substâncias e compostos suspensos na água.

Remoção de cor aparente ≥90% (indicada por A) foi restrita a pH 7,0 e 7,5 e em dosagens de 10 e 15 mg/L, demonstrando haver uma faixa restrita para que ocorra uma coagulação e, consequente, floculação eficiente. Já, em relação ao melhor par “dosagem de coagulante *x* pH”, observa-se que três ensaios alcançaram cor aparente remanescente ≤1,0 UC, todos entre pH 7,0 e 7,5 e com dosagens de 10 e 15 mg/L, sendo definido este conjunto como o mais eficiente para este ensaio de coagulante comercial.

Figura 29 – Diagrama de coagulação/ floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor aparente remanescente



Fonte: Autora

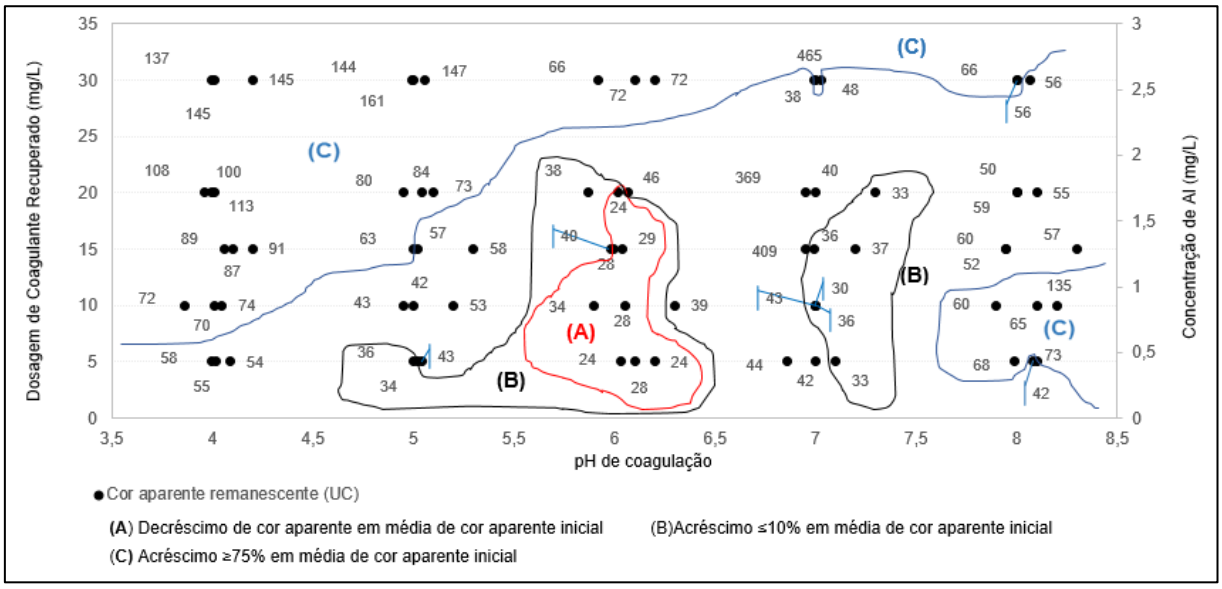
O coagulante recuperado, observando-se a Figura 30, pode ter, em alguns ensaios, acrescentado características indesejáveis à água bruta. Como já citado anteriormente, o coagulante recuperado possui cor mais acentuada e concentração elevada de sólidos. Além disso, em seu processo de recuperação, devido às características do processo por via ácida, acaba por extrair metais e agregar características que o caracterizam como um coagulante com mais impurezas.

Neste caso, observa-se um decréscimo de cor aparente em uma faixa muito restrita de pH e dosagem (indicado por A), que coincide com a região de remoção ≥75% de turbidez apresentada na Figura 26, demonstrando relação entre estes dois parâmetros.

As demais áreas do diagrama demonstram a particularidade de acréscimo de cor aparente em relação à média de cor aparente da água bruta, inicialmente testada. Próximo à área em que se obteve remoção de cor, se apresentam os menores acréscimos de cor aparente dos ensaios, sendo os pH entre 5,0, 6,0 e 7,0 com dosagens entre 5 e 20 mg/L (indicados por B) os que apresentaram um acréscimo de cor aparente ≤10%.

Já a região (C), apresentada na Figura 30, demonstra acréscimo ≥75% de cor aparente, em média, na água bruta, mostrando relação direta com o diagrama de coagulação para turbidez, que também apresentou resultados insatisfatórios de coagulação em algumas faixas de pH e dosagens abrangidas pela área ineficiente da Figura 26.

Figura 30 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor aparente remanescente



Fonte: Autora

Neste caso, não se determinou a melhor relação “dosagem de coagulante *x* pH”, visto que os ensaios com coagulante recuperado não se apresentaram satisfatórios para este parâmetro, reforçando sua limitação de uso em tratamento de águas naturais.

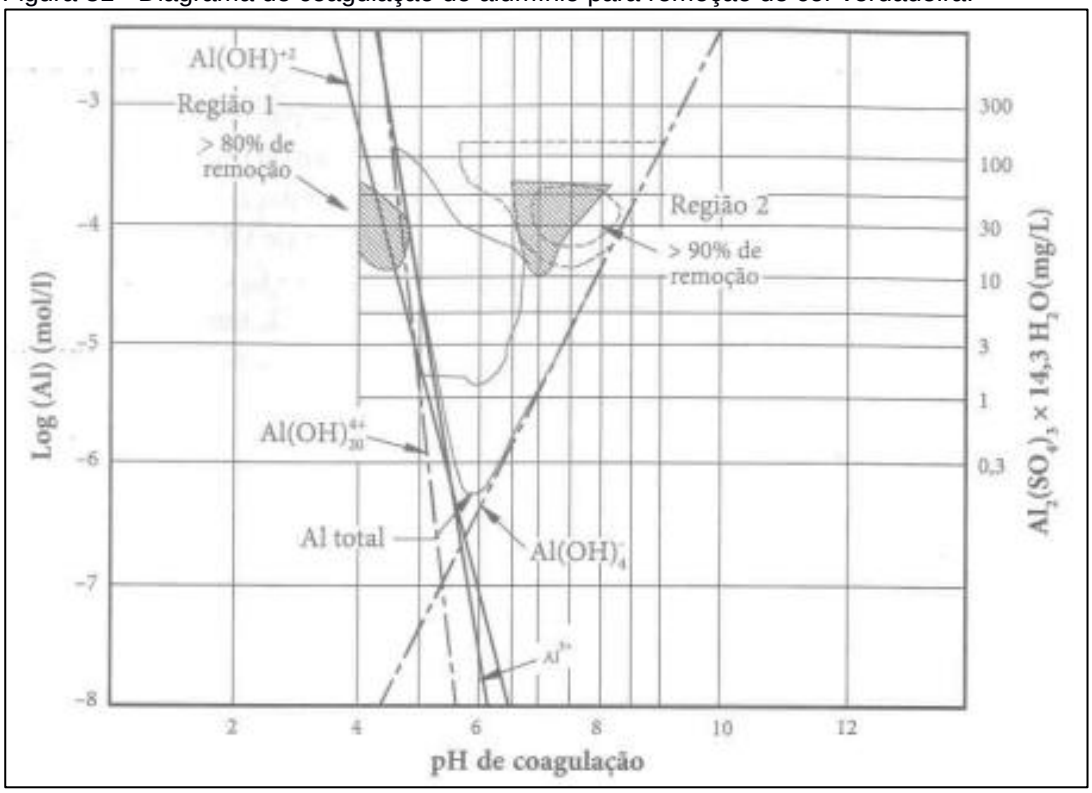
2.5.2 Cor verdadeira remanescente para água bruta de baixa turbidez

As substâncias responsáveis pela cor verdadeira em águas, segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), são formadas pela degradação química e biológica de resíduos vegetais e animais e ainda da síntese de microrganismos, compreendendo a matéria orgânica natural (MON). Esta MON, geralmente, é composta por substâncias não húmicas e húmicas; estas últimas, caracterizadas como macromoléculas ácidas amorfas, predominantemente aromáticas e quimicamente complexas, são a principal fração que constitui a MON de águas. Nesta matéria orgânica natural, existe uma fração considerável composta por estruturas de hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos com grupos funcionais acoplados e que determinam a matéria orgânica dissolvida, sendo esta fração não retida por processos de filtração em membrana com porosidade de 0,45 µm e responsáveis pela cor verdadeira de uma água.

Se a cor da água for devido à presença destas substâncias húmicas, Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017) afirmam que é possível definirem-se condições

segundo as quais a coagulação torna-se eficiente, podendo, para tanto, fazer uso de diagrama para remoção de cor verdadeira (Figura 31). A coagulação de substâncias húmicas tem sido creditada a dois mecanismos principais, em função do pH de coagulação. Na faixa de pH 6,0 a 8,0, região em que há predominância de precipitados de alumínio, a remoção ocorre por adsorção no precipitado. Já, quando o precipitado se encontra na faixa de pH 4,0 a 5,5, assume-se que as substâncias húmicas sejam neutralizadas pelas espécies hidrolisadas positivas de alumínio, ocasionando precipitação na forma de humato de alumínio.

Figura 31 - Diagrama de coagulação do alumínio para remoção de cor verdadeira.



Fonte: Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017, p. 305)

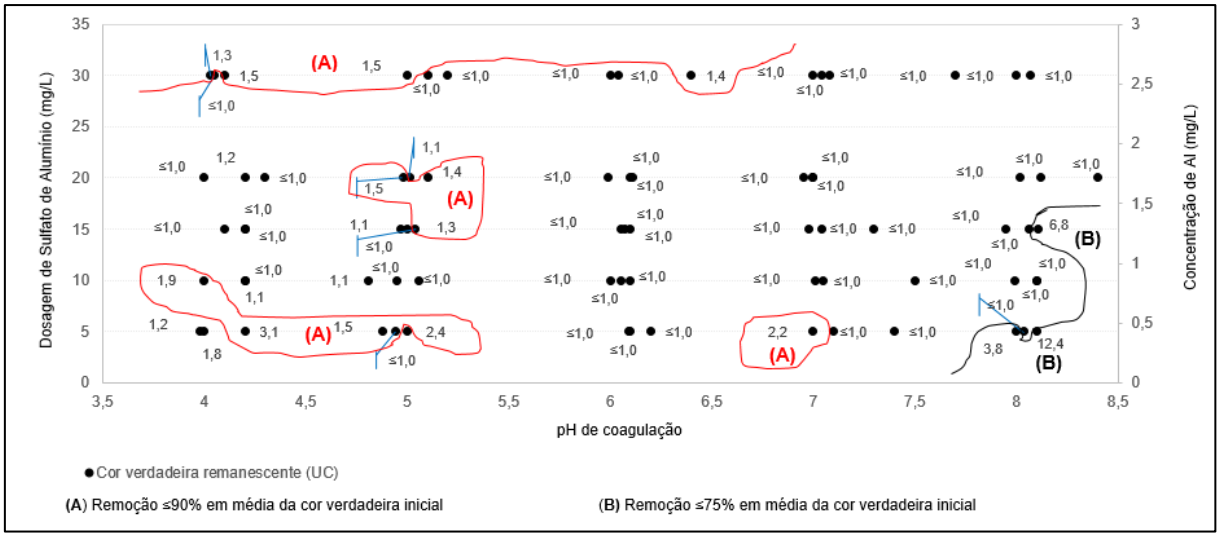
Tendo em vista essas informações sobre remoção de cor verdadeira, pode-se definir que a área de remoção de 90% (região 2 na Figura 31) de cor verdadeira coincide com a região de coagulação para remoção de turbidez, decrescendo a eficiência de remoção à medida que se afastam desta região.

Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 32, a cor verdadeira apresentou valores ≤1,0 UC em praticamente todos os ensaios realizados, com quase toda a área do diagrama apresentando remoção de cor verdadeira, em média, da água bruta inicial superior a 90%.

Tais resultados se relacionam com o diagrama de coagulação para remoção de turbidez com coagulante comercial, demonstrando que a cor aparente, para a água de baixa turbidez, possuía relação direta com a turbidez desta água e que esta possui baixa cor verdadeira.

Como a grande maioria dos ensaios se apresentaram com remoção de cor verdadeira superior a 90%, seguindo com as observações, as remoções de cor verdadeira ≤90% (Figura 32 , região indicada por A) apenas foram observadas em pH 4,0 com dosagem de 5 e 10 mg/L, pH 5,0 com dosagem de 5, 15 e 20 mg/L e em um único ensaio com pH 7,0 e dosagem de 5 mg/L. Já, remoções de cor verdadeira ≤75% (Figura 32 B) foram observados em pH 8,0 com dosagens de 5 e 15 mg/L.

Figura 32 – Diagrama de coagulação/floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor verdadeira remanescente



Fonte: Autora

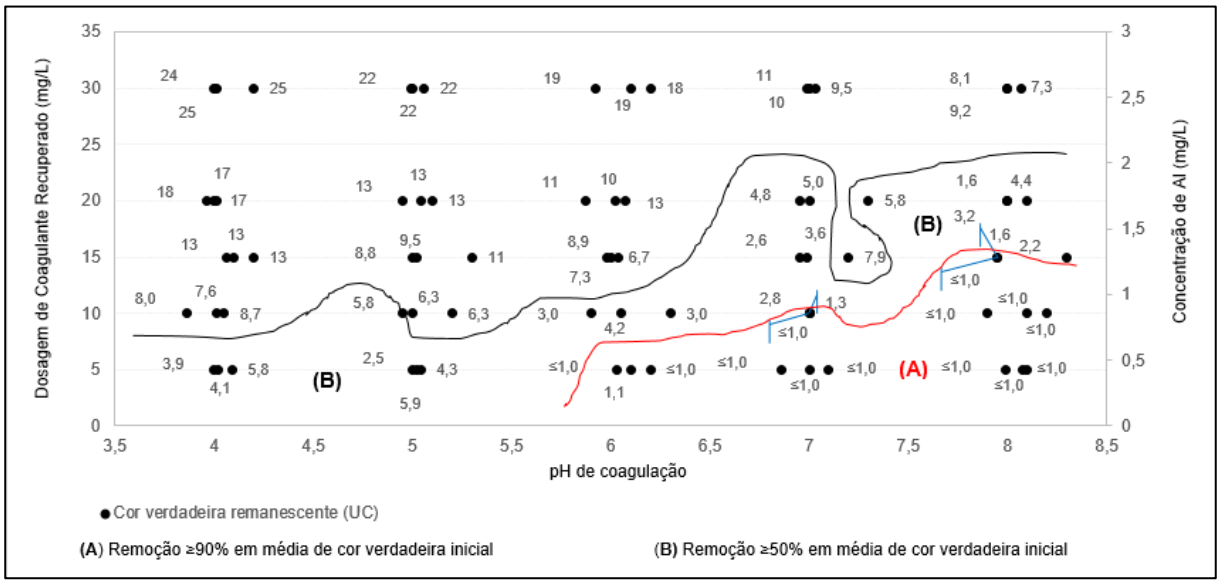
Para o coagulante recuperado, observando-se a Figura 33, a cor verdadeira apresentou valores ≤1,0 UC (demonstrado por A) em área que coincide com área de maior acréscimo de cor aparente para o coagulante recuperado. Tal fato demostra que, neste caso, a cor aparente acrescida à água bruta nos ensaios advém de sólidos e compostos em suspensão, podendo, estes compostos serem retidos por filtração.

Na faixa de pH entre 4,0 e 8,0, para as dosagens entre 5 e 20 mg/L, observou-se redução de cerca de 50% na cor verdadeira das amostras (demonstrado por B), o que não demonstra relação direta com o parâmetro de remoção de turbidez com o coagulante testado. Tal observação pode ser explicada pela dificuldade em se formar flocos com densidade suficiente para sedimentação em baixas dosagens para

remoção de turbidez pelos mecanismos de neutralização de cargas e combinação de mecanismos já discutidos anteriormente.

Em relação ao coagulante recuperado, pode-se observar decréscimo da qualidade nos resultados dos ensaios, podendo a cor verdadeira ser um limitante à utilização deste coagulante em ETAs, visto a dificuldade de sua remoção em águas a serem tratadas.

Figura 33 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor verdadeira remanescente



Fonte: Autora

2.5.3 Cor aparente remanescente para água bruta de elevada turbidez

Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 34, a água bruta de elevada turbidez apresentou duas áreas de remoção para pHs diferenciados. Ao passo de que a remoção com coagulante comercial de cor aparente para a água bruta de baixa turbidez ocorreu praticamente em pH 7,0 e 8,0, para a água bruta de elevada turbidez esta faixa de remoção se mostrou mais ampla, abrangendo desde pH 4,0 com dosagens acima de 50 mg/L até pH 8,0 com dosagens abaixo de 50 mg/L.

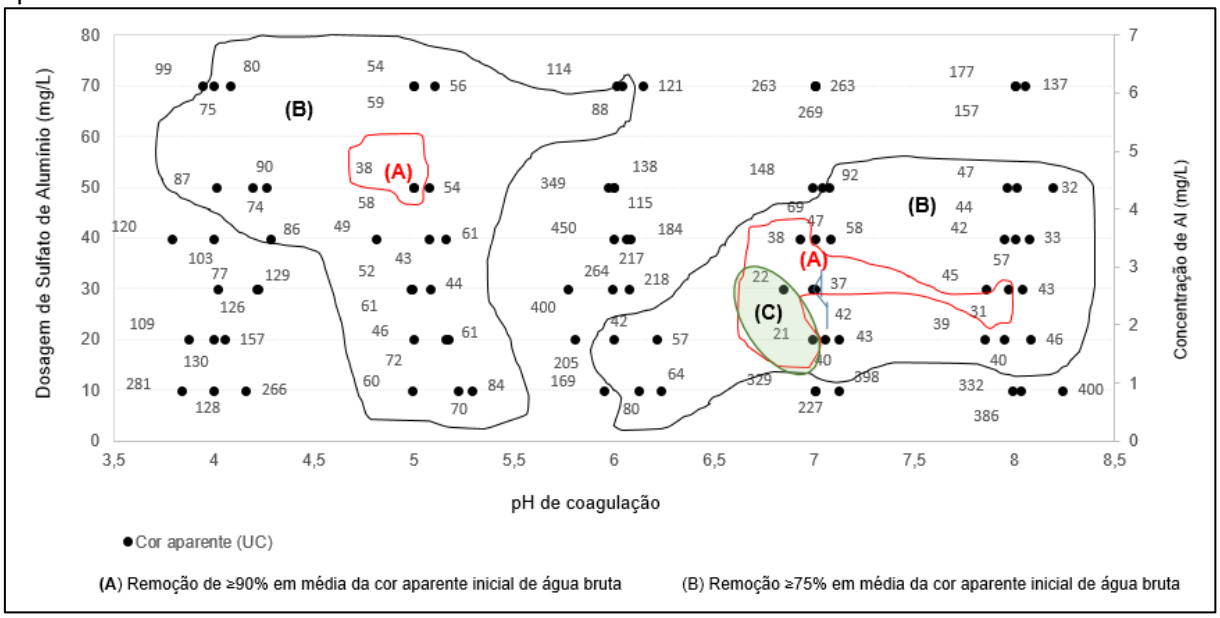
Comparando o diagrama obtido com o diagrama genérico para cor apresentado na Figura 31, visualiza-se uma concordância entre as zonas de maior eficiência de remoção. A zona (B) compreende entre pH 6,0 e 8,0, coincide com a zona de mecanismo de varredura demonstrado na Figura 31, e consequente maior remoção de turbidez, vindo a ressaltar que boa parte da cor aparente advém desta turbidez. Já,

a zona (B), predominantemente em pH 5,0, compreende a zona de mecanismo de adsorção e neutralização, também apresentado na Figura 27.

Remoção ≥90% (indicada por A) foi verificada em pH 7,0, para dosagens entre 20 e 40 mg/L, ocorrendo em apenas um ensaio de pH 8,0 com dosagem de 30 mg/L de coagulante comercial, e um ensaio de pH 5 com 50 mg/L de coagulante comercial, podendo ser atribuído a variações experimentais.

Em relação ao ponto ótimo de remoção de cor aparente com coagulante comercial, dois ensaios obtiveram menores cor aparente remanescente, ambos em pH 7,0 e dosagem de 20 e 30 mg/L. Neste caso, o par "dosagem de coagulante *x* pH" para o ensaio de pH 7,0 e dosagem de 30 mg/L de coagulante comercial coincidiu tanto para o ensaio de coagulação para remoção de turbidez, quanto para a remoção de cor aparente, comprovando ser este o melhor par de variações para a água bruta em questão nestas condições experimentais.

Figura 34 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante Sulfato de alumínio comercial – cor aparente remanescente



Fonte: Autora

Para o coagulante recuperado, da mesma forma que para o coagulante comercial, observando-se a Figura 35, pode-se perceber que há zonas de remoção de cor aparente coincidentes com as zonas de coagulação para remoção de turbidez da Figura 28.

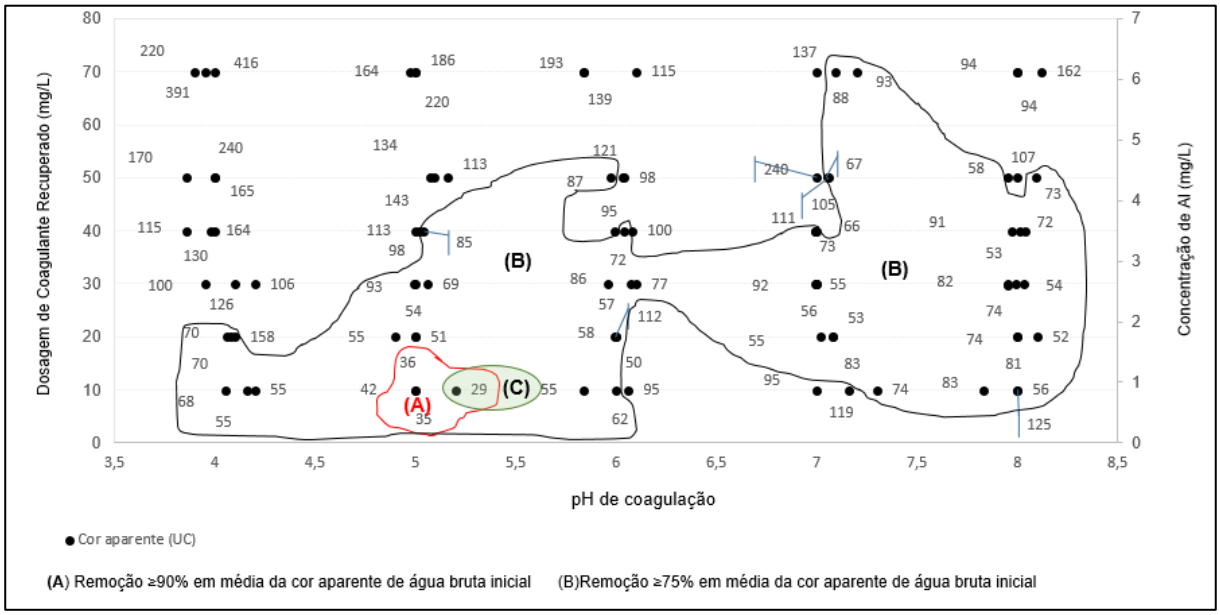
Diferentemente dos ensaios realizados com água bruta de baixa turbidez e coagulante recuperado, neste caso, houve diminuição de cor aparente em relação à

cor aparente inicial da água bruta testada, demonstrando que o coagulante recuperado possui desempenho melhor em águas com turbidez mais elevada.

A Figura 35 (B) representa uma remoção de cor verdadeira ≥75%, abrangendo todas as faixas de pH. Ressalta-se que, em pH 4,0, esta eficiência de remoção ocorreu em dosagens mais baixas (10 e 20 mg/L). Essa mesma remoção também foi alcançada em dosagens de: 50 mg/L para pH 5,0 e 6,0; 70 mg/L para pH 7,0; e 50 mg/L em pH 8,0.

Da mesma forma que observado anteriormente, a remoção de cor aparente coincide com a remoção de turbidez para o coagulante recuperado, porém, um fato observado neste caso é que, o par "dosagem de coagulante *x* pH" mais eficiente para a remoção de turbidez (indicado por C) não se mostrou eficiente para a remoção de cor aparente. Assim, as dosagens mais altas de coagulante recuperado, embora mais eficientes em relação à remoção de turbidez, devido às características do coagulante, acabam por transferir cor aparente à água em questão, podendo ser, mais uma vez, um limitante de seu emprego para tratamento de água de abastecimento.

Figura 35 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor aparente remanescente



Fonte: Autora

Em relação ao melhor par "dosagem de coagulante x pH" (10 mg/L *x* 5,2), neste caso de coagulante recuperado, localizou-se, na região compreendida em (C), com eficiência de remoção de cor aparente ≥90%. Tal ponto, embora não coincida com a

de maior eficiência de remoção de turbidez, verificada na Figura 28, ainda se apresenta na região de remoção ≥95% de turbidez inicial apresentada anteriormente.

2.5.4 Cor verdadeira remanescente para água bruta de elevada turbidez

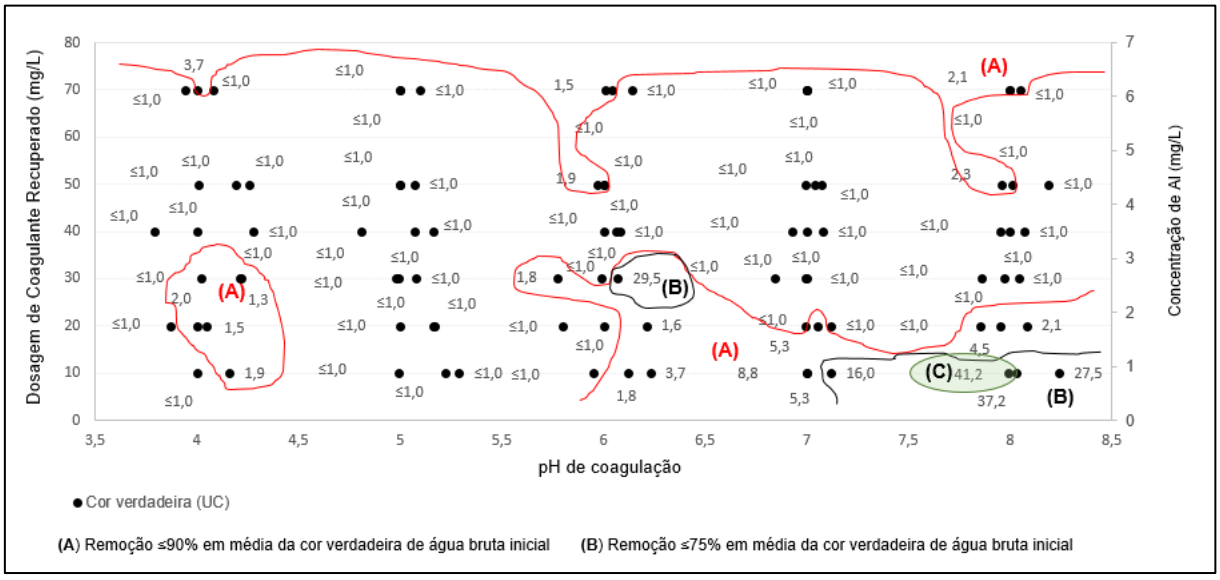
Para o coagulante comercial, observando-se a Figura 36, a cor verdadeira apresentou valores ≤1,0 UC em praticamente todos os ensaios realizados. Quase toda a área do diagrama apresentou remoção de cor verdadeira, em média, superior a 90%.

Tais resultados se relacionam com o diagrama de coagulação para remoção de turbidez, com coagulante comercial, e demonstra que a cor aparente, para a água de baixa turbidez, possuía relação direta com a turbidez, além de a água apresentar baixa cor verdadeira.

As remoções de cor verdadeira inferiores a 90% (demonstradas por (A) na Figura 36), apenas foram observadas, para todos os pH, nas maiores dosagens, em geral, acima de 50 mg/L. A partir de pH 6,0, dosagens abaixo de 30 mg/L também obtiveram eficiência de remoção ≤90%.

As regiões expressas por (B), na Figura 36, delimitam a zona de menor remoção de cor verdadeira para emprego de coagulante comercial (≤75%). Tal região abrange um único ensaio em pH 6,0 e nos ensaios de pH 7,0 e 8,0 com a menor dosagem testada. Ambas as regiões coincidem com regiões de menor remoção de turbidez, conforme Figura 27.

Figura 36 – Diagrama de coagulação/floculação para Sulfato de alumínio comercial – cor verdadeira remanescente



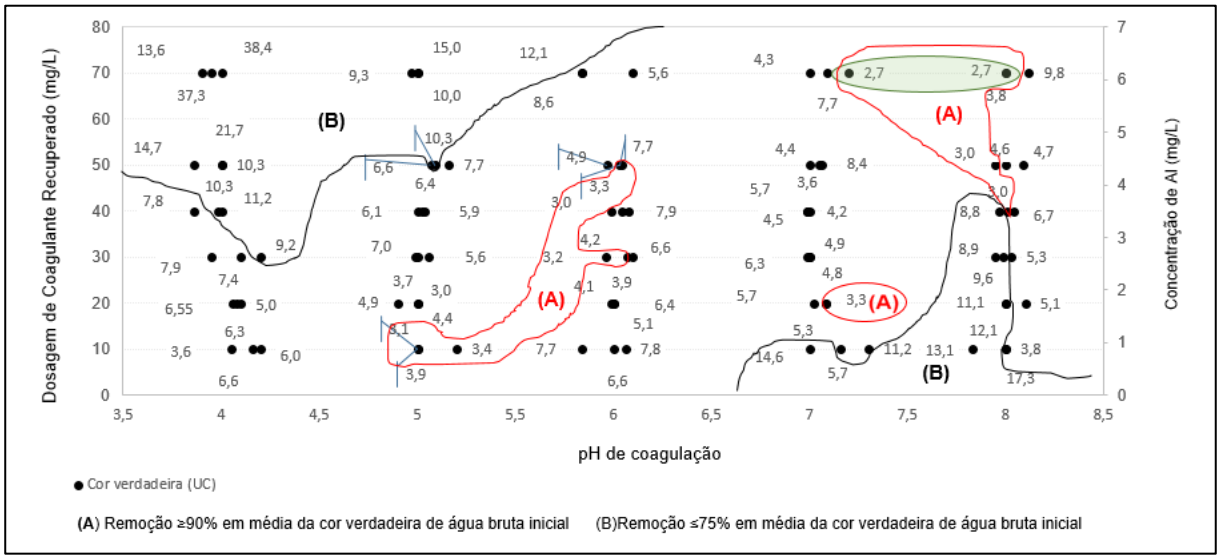
Fonte: Autora

O par “dosagem de coagulante *x* pH” (10 mg/L *x* 7,99), indicado por (C), foi o menos eficiente (41,2 UC), para cor verdadeira remanescente. Neste caso para o coagulante comercial, observou-se que também se localiza em região de menor eficiência de remoção de turbidez, na Figura 27, e menor remoção de cor aparente, na Figura 34, demonstrando relação entre os parâmetros.

Para o coagulante recuperado, observando-se (A) na Figura 37, pode-se perceber que a área de melhor eficiência de remoção (≥90%) coincide com a região de maior eficiência de remoção de turbidez para o coagulante recuperado, apresentado na Figura 28. Os pares de “dosagem de coagulante *x* pH” (70 mg/L *x* 7,2 e 70 mg/L *x* 8,0) também foram coincidentes com a região de maior eficiência de remoção de turbidez, presentes na zona de coagulação por varredura na Figura 28.

Já, em (B), na Figura 37, observa-se um comportamento semelhante ao apresentado na Figura 36, com zonas de menor remoção de cor verdadeira em pH mais elevado e baixas dosagens. Neste caso, a menor eficiência de remoção para pH mais baixo (entre 4,0 e 6,0) e dosagens maiores foi mais pronunciada que com o coagulante comercial, delimitando melhor as zonas de baixa eficiência.

Figura 37 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado – cor verdadeira remanescente



Fonte: Autora

A fim de esclarecer melhor este fenômeno ocorrido para remoção de cor verdadeira, e partindo do pressuposto de que a elevada concentração de substâncias húmicas modificam as linhas delimitantes de diagramas, este estudo concorda com ensaios realizados por Amirtharajah (1989) *apud* Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017).

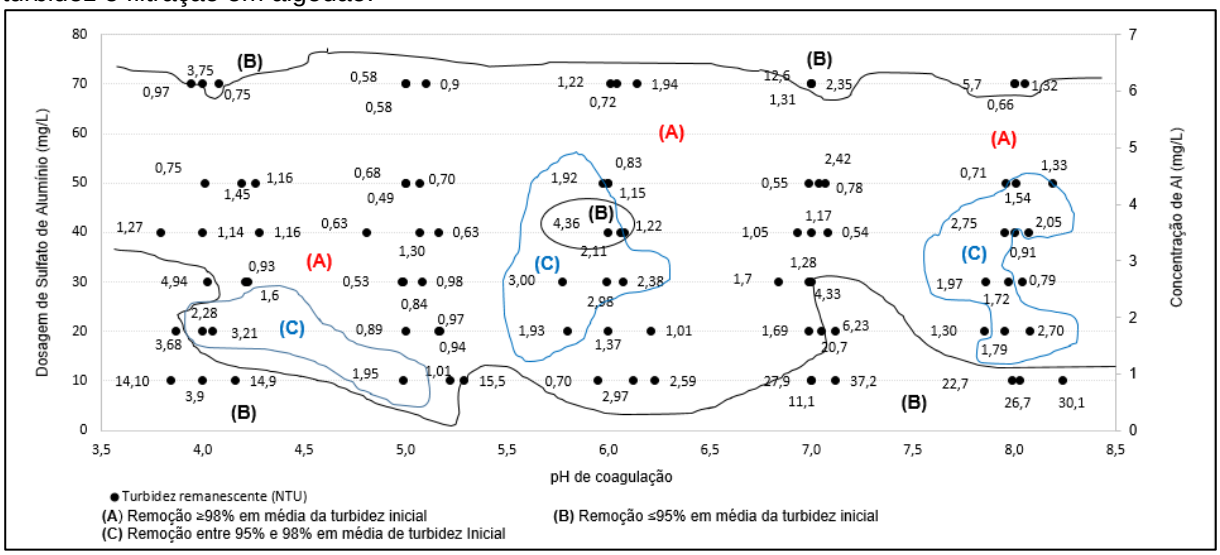
Pode ser observado que, entre pH 4,0 e 5,7 existe uma faixa de dosagem menor de coagulante requerida para se ter eficiência de remoção de cor. Embora não atingindo os 90% de remoção dos ensaios referenciados, este fenômeno de remoção pode ser visualizado na Figura 36 por (B), que representa a menor eficiência de remoção quando em dosagens mais elevadas.

Ainda, relacionando os ensaios realizados por Amirtharajah (1989) *apud* Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), pôde ser verificada ainda a existência de duas regiões de reestabilização, nas quais a coagulação se apresentou eficiente: uma superior e outra inferior àquela de maior eficiência de remoção de cor apresentada. Tal fato também pôde ser observado na Figura 36, onde acima de pH 7,0, dosagens próximas a 10 mg/L e pH 8,0 com dosagens abaixo de 40 mg/L de coagulante recuperado, obtiveram eficiência reduzida de remoção de cor. Assim, mesmo ocorrendo coagulação, dosagens mais elevadas, para pH entre 4,0 e 6,0, não alcançaram a eficiência de remoção ≥75%.

2.5.5 Observações adicionais em ensaios de água bruta de elevada turbidez

Durante a realização dos ensaios com água bruta de elevada turbidez, mesmo após o processo de coagulação e floculação, ainda apresentava turbidez remanescente (≤90%) em regiões muito limitadas dos diagramas. Em consequência disso e como a metodologia adaptada de APHA, AWWA e WEF (2012) utilizada para a execução dos ensaios, prevê filtração em algodão de alíquota de cada jarro após a decantação, então, esta etapa foi realizada, sendo que os resultados obtidos foram plotados no diagrama apresentado na Figura 38.

Figura 38 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante Sulfato de alumínio comercial, elevada turbidez e filtração em algodão.



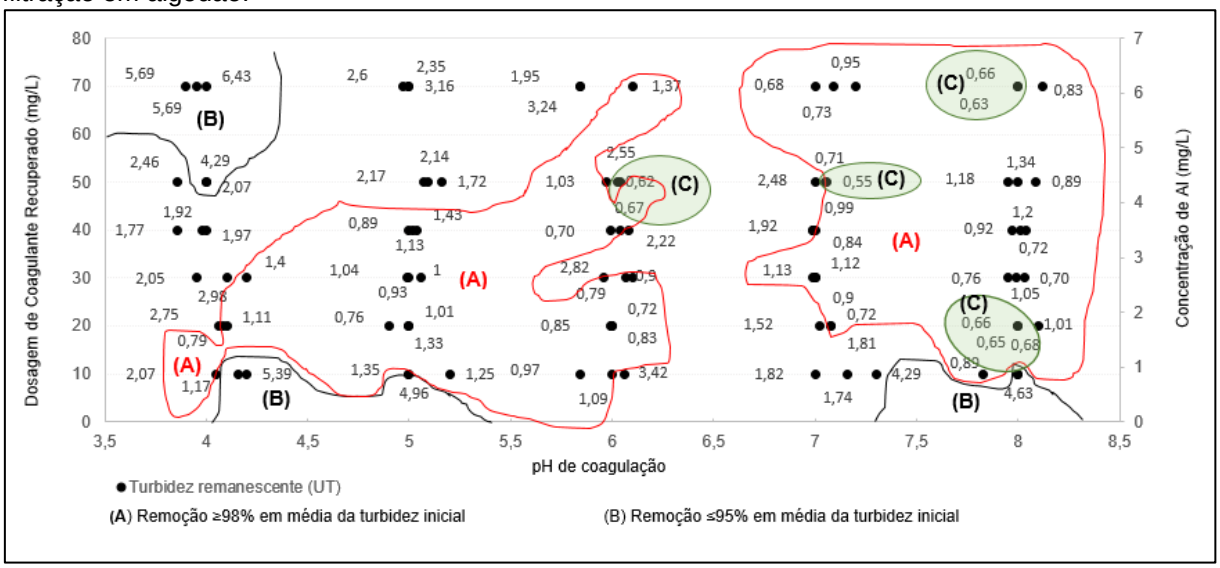
Fonte: Autora

Analisando este diagrama, após o processo de simples filtração, grande parte dos ensaios obteve excelentes resultados para remoção de turbidez, sendo estas próximas a 98% em média (demonstrada por A). Esta remoção de 98% é compreendida, em sua maioria, entre as dosagens de coagulante de 20 mg/L e 70 mg/L para todas as faixas de pH. Remoções entre 95% e 98% (indicadas por C), foram observadas para pH 4,0 e 5,0 a dosagens de 10 mg/L e 20 mg/L, pH 6,0 a dosagens de 20 mg/L a 50 mg/L, e pH 8,0 a dosagens de 20 mg/L a 50 mg/L. Já as remoções inferiores a 95% (B) apenas foram observadas para dosagens de 70 mg/L em pH 4,0 7,0 e 8,0 e com uma variação entre as dosagens de 10 e 30 mg/L para todos os pH testados.

Embora o coagulante comercial tenha se apresentado eficiente em apenas 3 zonas com pares de “dosagens de coagulante *x* pH” (Figura 27), no geral, ocorreu o fenômeno de coagulação, porém com formação de partículas floculentas de pequena densidade e que não passaram pelo processo de sedimentação, porém passíveis de retenção pelo processo simples de filtração empregado.

Já, em relação ao coagulante recuperado (Figura 39), assim como no coagulante comercial, podem ser observadas regiões com remoção de turbidez superiores a 98% (A) após o mecanismo de simples filtração, coincidentes em grande parte com as zonas, de maior remoção de turbidez apresentada na Figura 32.

Figura 39 – Diagrama de coagulação/floculação para coagulante recuperado, elevada turbidez e filtração em algodão.



Fonte: Autora

Da mesma forma que para o coagulante comercial, regiões com remoção de turbidez em média de turbidez inicial inferior a 95% (indicada por B) apenas foram observadas a dosagens mais baixas (10 mg/L) e mais elevadas (50 mg/L e 70 mg/L), ainda as relacionando à pH específico. Neste caso, pH 4,0 com dosagens de 10 mg/L 50 mg/L e 70 mg/L, pH 5,0 com dosagem de 10 mg/L e pH 7,5 e 8,0 com dosagem de 10 mg/L, foram os que apresentaram menor eficiência de remoção de turbidez em média de turbidez inicial após a técnica de simples filtração. Destacado em (C) neste diagrama, se tem os menores valores de turbidez remanescente em média de turbidez inicial, alcançando, nestes pontos, remoção superior a 99% deste parâmetro.

Os ensaios de remoção de turbidez após filtração para o coagulante recuperado, pelo mesmo motivo de formação de partículas floculentas de difícil sedimentação, também apresentou eficiência de remoção de turbidez em zonas que, inicialmente, não apresentaram maior eficiência de remoção de turbidez (Figura 32).

3 CONCLUSÃO

Em relação aos aspectos de coagulação, floculação e decantação, os ensaios com sulfato de alumínio comercial, para água bruta de baixa turbidez, no geral, se apresentaram eficientes, porém, com baixa produção de flocos e sedimentação mais lenta, quando realizados ensaios com pH mais baixos.

Da mesma forma, nos ensaios com água de elevada turbidez e coagulante comercial, se observou uma melhora visual nos ensaios para pH acima de 7,0 e com dosagens de coagulante de 20 e 40 mg/L, fato este justificado por esta região se enquadrar dentro do diagrama de solubilidade de alumínio.

Já, em relação aos aspectos de coagulação, floculação e decantação, os ensaios realizados com coagulante recuperado, para água bruta de baixa turbidez, não obtiveram resultados satisfatórios para pH próximo à 4,0. Com o aumento do pH de ensaio, obteve-se melhora nas condições gerais do experimento; porém, após a decantação, jarros com dosagens mais elevadas apresentavam coloração mais pronunciada que jarros com dosagens mais baixas.

Da mesma forma que a adição de um volume maior de coagulante recuperado alterou as características da água bruta de baixa turbidez, o mesmo fato também aconteceu para a água de elevada turbidez, porém, de maneira mais pronunciada devido aos grandes volumes de coagulante recuperado empregado.

Em relação à eficiência de remoção de turbidez remanescente para água bruta de baixa turbidez, para coagulante sulfato de alumínio comercial, a região com maior eficiência de remoção de turbidez se concentrou em pH acima de 7,0 e dosagens entre 10 e 20 mg/L. Já, para o coagulante recuperado, a faixa de eficiência foi mais ampla, abrangendo de pH 6,0 a 8,0, sendo que pH mais elevado obtiveram melhores resultados com dosagens acima de 15 mg/L.

Em relação à eficiência de remoção de turbidez remanescente para agua bruta de elevada turbidez, com a aplicação de coagulante sulfato de alumínio comercial, obtiveram-se três regiões distintas de coagulação/floculação com remoção eficiente, porém, com dosagem muito restrita. Já, em relação ao coagulante recuperado, obteve-se uma excelente resposta aos ensaios, com remoção de turbidez ≥90% em todas as faixas de pH e praticamente em todas as dosagens testadas.

De maneira geral, os ensaios com o coagulante recuperado para a água bruta de elevada turbidez testada, apresentou-se com maior faixa de aplicabilidade de coagulação em relação ao coagulante comercial, atingindo turbidez remanescente, após o processo de decantação, mais próximos ao valor de 5,0 NTU recomendado para encaminhamento de água decantada para sistema de filtração descendente.

Em relação à eficiência de remoção de cor aparente para agua bruta de baixa turbidez, quando da utilização de sulfato de alumínio comercial, houve correlação com a remoção de turbidez. Já, para o coagulante recuperado, houve decréscimo de cor

aparente em uma faixa muito restrita de pH e dosagem, coincidente com a região de remoção ≥75% de turbidez.

Em relação à eficiência de remoção de cor aparente para agua bruta de elevada turbidez, utilizando sulfato de alumínio comercial, a faixa de remoção se mostrou mais ampla. Já, para o coagulante recuperado, da mesma forma que para o coagulante comercial, obtiveram-se zonas de remoção de cor aparente coincidentes com as zonas de coagulação para remoção de turbidez.

Diferentemente, nos ensaios realizados com água bruta de elevada turbidez e coagulante recuperado, houve diminuição de cor aparente em relação à cor aparente inicial da água bruta testada, demonstrando que o coagulante recuperado possui desempenho melhor em águas com turbidez mais elevada.

Em relação à eficiência de remoção de cor verdadeira para água bruta de baixa turbidez, a aplicação de sulfato de alumínio comercial alcançou remoção ≥90% em praticamente todas as faixas de pH e dosagens testadas. Enquanto que para o coagulante recuperado, a cor verdadeira apresentou valores ≤1,0 UC em área coincidente à de maior acréscimo de cor aparente para o coagulante recuperado. Tal fato demostra que, neste caso, a cor aparente acrescida à água bruta nos ensaios advém de sólidos e compostos em suspensão, podendo, estes compostos serem retidos por filtração.

Em relação ao coagulante recuperado, pode-se observar um decréscimo da qualidade nos resultados dos ensaios, podendo a cor verdadeira ser um limitante à utilização deste coagulante em ETAs.

Em relação à eficiência de remoção de cor verdadeira para água bruta de elevada turbidez, utilizando sulfato de alumínio comercial, observou-se cor verdadeira ≤1,0 UC em praticamente todos os ensaios. Ao utilizar o coagulante recuperado, a remoção de cor verdadeira ≥90% foi alcançada em zonas de maior remoção de turbidez, demonstrando, novamente, melhor desempenho deste coagulante perante águas de turbidez mais elevada.

Tanto o coagulante sulfato de alumínio comercial quanto o coagulante recuperado, após processo de filtração simples em algodão, apresentaram remoção de turbidez ≥98% em média de turbidez inicial, sendo, no geral, a grande maioria desta remoção para todas as faixas de pH, entre as dosagens de coagulante de 20 mg/L e 50 mg/L.

Com ambos os coagulantes houve a formação de partículas floculentas de pequena densidade e com baixa velocidade de sedimentação em algumas faixas de pH; porém, sendo passíveis de retenção pelo processo simples de filtração empregado.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os ensaios de caracterização do LETA demonstraram a possibilidade de recuperação do resíduo gerado pela ETA Palmitinho/RS, sendo que pelo tipo de coagulante empregado no tratamento de água e a elevada concentração de metais presente no lodo gerado, a recuperação por via ácida se apresentou como uma alternativa para regeneração de coagulante sulfato de alumínio.

Sugere-se a trabalhos futuros testes de reciclo no processo de extração, no intuito de se obter remoção mais eficiente de metais no LETA e, consequente, diminuição em suas concentrações no resíduo insolúvel.

Para o emprego do coagulante recuperado, devido ao seu melhor desempenho com águas de elevada turbidez e sua característica de transferência de cor para a água decantada, sugere-se, em continuidade a este estudo analisar seu comportamento na remoção de compostos de interesse em etapas de tratamento físico-químico para águas residuárias, visto que, de acordo com a NBR nº 15.784 de 07 de abril de 2017, pela CIPP, alguns parâmetros metálicos se encontram fora do limite de aceitação para segurança em tratamento de águas para consumo humano.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado**. Brasília: ANA, 2010. 90p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017:** relatório pleno. Brasília: ANA, 2017. 170p.

AMÂNCIO, D. V.; RODRIGUES, F. N; RIBEIRO, K. D.; COELHO G. Caracterização do lodo gerado numa estação de tratamento de água. **Sustentare,** Três Corações, v. 1, n. 1, p. 29-44, ago./dez., 2017.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater.** 22 nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington, DC, USA. 2012.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater.** 23 nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington, DC, USA. 2017.

ARAÚJO, F. C.; SCALIZE, P. S.; ALBUQUERQUE, A.; ANGELIM, R. R. Caracterização física do resíduo de uma estação de tratamento de água para sua utilização em materiais de construção. **Cerâmica**, v. 61, p. 450-456, 2015.

ASHBY, M. F. **Engenharia ambiental:** conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Ranking ABES da Universalização do Saneamento 2019**. Disponível em: https://abes-dn.org.br/pdf/Ranking_2019.pdf. Acesso em: 17 jul. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004 - Resíduos Sólidos:** classificação. Rio de Janeiro, 2004. 77 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10739 – Água – Determinação de oxigênio consumido:** método do permanganato de potássio. Rio de Janeiro, 1989. 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 11176 Sulfato de alumínio, sulfato de alumínio e ferro, e sulfato de alumínio isento de ferro – Aplicação em tratamento de águas e efluentes** – Especificação técnica, amostragem e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 2021. 54 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15784 Produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano – Efeitos à saúde – Requisitos**. Rio de Janeiro, 2017. 39 p.

AZEVEDO, R. P. de Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidades na várzea da Amazônia central. **Acta Amazônica**. v. 36, n. 3, p. 313-320, 2006.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. A Problemática dos metais nos resíduos gerados em estação de tratamento de água. **In:** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia e Ambiental, João Pessoa, 2001.

BARTIKO, D.; DE JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 1, p. 71-81, jan./mar., 2015.

BASTOS, A. R.; AFONSO, J. C. Separação sólido-líquido: centrífugas e papéis de filtro. **Química Nova**, n. 5, v. 38, 749-756, 2015.

BISHOP, M. M.; ROLAN, A. T.; BAILEY, T. L.; CORNWELL, D. A. Testing of alum recovery for solids reduction and reuse. **Journal AWWA**. Denver, v. 79, n. 6, p. 76-83, jun. 1987.

BOTERO, W. G. **Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola.** 2008. 97 p. Dissertação (Mestrado em Química)- Universidade Estadual Paulista, Araraquara, SP, 2008.

BRASIL. **Caderno da Região Hidrográfica do Uruguai**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 128 p.

BRASIL. **Guia para a elaboração de planos municipais de saneamento básico.** Brasília: Ministério das Cidades, 2011, 2ª ed. 152 p.

BRASIL. Lei n. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da União**, Brasília, 05 de janeiro de 2007.

BRASIL. Decreto n. 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 21 de junho de 2010.

BRASIL. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional, 2019. 226 p.

BRASIL. Lei n. 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. **Diário Oficial da União**, Brasília, 15 de julho de 2020.

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Altera o APÊNDICE XX da Portaria da Consolidação GM/MS nº 05, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, Ministério da Saúde, 2021.

BRINCK, N. C. P. **Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento.** 2009. 393 p. Tese (Doutorado em Engenharia)-Universidade de São Paulo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, SP, 2009.

CAMPOS, S. X. DI BERNARDO, L. VIEIRA, E. M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 194-199, 2005.

CLEASBY, J. L. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies.** 4. ed. AWWA: McGraw-Hill, 1990.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.; BASSETTI, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. **In:** International Workshop Advances in Cleaner Production, p. 20-22, São Paulo, maio, 2009.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO. **Relatório da Administração e Sustentabilidade.** 2020. Disponível em: http:// https://www.corsan.com.br/upload/arquivos/202104/27153441-relatorio-de-administracao-e-sustentabilidade-2020.pdf. Acesso em: 11 fev. 2022.

CORDEIRO, J.S. **O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas.** 1993. 342 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1993.

CORDERO, M. A. M.; JIMÉNEZ, B. E.; MIER, M. V. **Recuperación de sulfato de alumínio de lodos provenientes de um tratamiento primário avanzado.** Instituto de Ingenieria de La Universidad Autónoma de Mexico. 2005.

DANDOLINI, I. **Reciclagem do Lodo de Estação de Tratamento de Água – produção de Coagulante por Lixiviação Ácida**. 2014. 74 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2014.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. L. Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidroxicloreto de alumínio: estudo com água de manancial eutrofizado. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental,** v. 11, n. 3, p. 241-249, jul./set., 2006.

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

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.** São Carlos: LDiBe Editora, 2012. 540 p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe Editora, 2017. 1246 p.

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

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER. **Relatório da Qualidade da Água Superficial no estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/noticias/arq/aguas_QUALIDADE_AGUA_SUPERFICIAL_RS.pdf. Acesso em: 19 jul. 2019.

FERREIRA FILHO, S. S.; WAELKENS, B. E. Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 317-326, jul./set., 2009.

FREITAS, F. G. de; MAGNABOSCO, A. L. **Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Brasil.** Instituto Trata Brasil, 2018, 85 p.

GRANDIN, S. R.; ALEM SOBRINHO, P.; GARCIA JR., A. D. Desidratação de Lodos Produzidos em Estações de Tratamento de Água. **In:** XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, RN: ABES, v. 2, p. 324-341, 1993.

GUIMARÃES, N. C. **Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na estação de tratamento de água do Rio Manso.** 2005. 141 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2005.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V.; MARCELLINI, S. S.; VILLAR, P. C.; MARCELLINI, L. **A revolução das águas subterrâneas no Brasil:** importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento básico. CEPAS-USP, 2019

HOPPEN, C; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M.; ANDREOLI, C. V. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento portland para reduzir o impacto ambiental. **Revista Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 79-84, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: Síntese de Indicadores 2013**. 2. ed. IBGE: Rio de Janeiro, 2015, 296p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** IBGE: Rio de Janeiro, 2020, 124p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de saneamento: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** 3. ed. IBGE: Rio de Janeiro, 2021, 190p.

INSTITUTO DE ENGENHARIA DE SÃO PAULO. Relatório do Seminário Nacional sobre Tratamento, Disposição e Usos Benéficos do Lodo de Estações de Tratamento de Água. **In:** Seminário Nacional sobre Tratamento, Disposição e Usos Benéficos do Lodo de Estações de Tratamento de Água, São Paulo, SP, Brasil, 2018.

JASECHKO, S.; PERRONE, D. Global groundwater wells at risk of running dry. **Science**, v. 372, n. 6540, p. 418-421, 2021

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. Estudo da Remoção da Cor por Coagulação Química no Tratamento Convencional de Águas de Abastecimento. **Revista Engenharia Ambiental e Sanitária**, v. 7, n. 3-4, p. 117-128, 2002.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de Tratamento de Água**. ABES: Rio de Janeiro, 1990.

LIBÂNIO. M. **Fundamentos da Qualidade e Tratamento de Água**. Editora Átomo: São Paulo. 2005.

LIPP, R., HEIDRICH, J. (Org.) **Balanço do Saneamento Básico no RS**. Estudos DEPLAN. Porto Alegre: Secretaria do Planejamento e Gestão, 2010, 89p.

LOBO, R. L. N. **O Saneamento Básico no Brasil: Um estudo sobre a distribuição de investimentos públicos federais nas cidades médias entre 2004 e 2013**. 2016. 172 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2016.

MONTGOMERY, J. M. **Water treatment principles and design.** Wiley-Intercience Publication, 1985. 696 p.

O'MELIA, C. R.; CRAPPS, D. K. Some chemical aspects of rapid sand filtration. **Journal American Water Works Association**. v. 56, n. 11, p. 1326-1344, nov. 1964.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulante na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada**. 2001. 216 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)- Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2001.

PHILIPPI JR, A. **Saneamento, Saúde e Ambiente:** fundamentos para um Desenvolvimento Sustentável. São Paulo: Manole, 2005.

REALI, M. A. P. (Org). **Recuperação de Coagulantes de Lodo de Estações de Tratamento de Água**. Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodo de Estações de Tratamento de Água. ABES/PROSAB: Rio de Janeiro, 1999, 21-39 p.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2001.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de Água**: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgar Blücher Ltda, 12ª reimpressão, 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº 355, de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial Eletrônico do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto nº 53.885, de 16 de janeiro de 2018. Institui subdivisão das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul em Bacias Hidrográficas. **Diário Oficial Eletrônico do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura, 2018.

SCALIZE, P. S. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário.** 1997, 220 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e anexo
Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1997.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto Visão Geral.** 2021, 91 p. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf. Acesso em: 07 fev. 2022.

SENGUPTA, K. A. Selective alum recovery from water residuals. **Journal AWWA**, Denver, abr. 1997.

TRATA BRASIL. Saneamento é Saúde. **Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Brasil.** Instituto Trata Brasil, 2018, 85 p. Disponível em: https://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/beneficios/Press_Release_-_Benef%C3%ADcios_do_saneamento_no_Brasil.pdf Acesso em: 03 nov. 2021.

VILLEGAS, J. D.; CANTAÑO, J. M.; CURVO, D. P. Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en plantas de potabilización de agua. **Scientia et Technica**. v. 11, n. 28, p. 223-228, out. 2005.

ZANATTA, L. C.; COITINHO, J. B. L. Utilização de Poços Profundos no Aquífero Guarani para abastecimento Público em Santa Catarina. **In:** XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Anais... Florianópolis: RAS, 2002. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22740. Acesso em: 09 ago. 2019.

APÊNDICE A – CÁLCULOS PARA DETERMINAÇÃO DO TEOR COAGULANTE SULFATO DE ALUMÍNIO

Cálculo para pH 2 de extração e determinação da concentração final do coagulante sulfato de alumínio:

$$x = \left(\frac{\left(\frac{g}{mol}\, de\ alumínio\right)}{\left(\frac{g}{mol}\, de\ sulfato\ de\ alumínio\right)} \right) x\ 100\% \tag{10}$$

$$x = \left(\frac{\left(54 \frac{g}{mol}\, alumínio\right)}{\left(342{,}15 \frac{g}{mol}\, de\ sulfato\ de\ alumínio\right)} \right) x\ 100\% \tag{11}$$

$$x = 15{,}78\%$$

$$sulfato\ de\ alumínio = \left(\frac{158{,}180\, \frac{mg}{L}\, de\ alumínio}{15{,}78\%} \right) x\ 100\% \tag{12}$$

$$x = 1.002{,}41\ mg/L\, de\ sulfato\ de\ alumínio$$

Cálculo empregado para a determinação da concentração de sulfato de alumínio do montante recuperado e utilizado nos ensaios de clarificação de água bruta de baixa e elevada turbidez:

$$x = \left(\frac{\left(\frac{g}{mol}\, de\ alumínio\right)}{\left(\frac{g}{mol}\, de\ sulfato\ de\ alumínio\right)} \right) x\ 100\% \tag{13}$$

$$x = \left(\frac{\left(54 \frac{g}{mol}\, alumínio\right)}{\left(342{,}15 \frac{g}{mol}\, de\ sulfato\ de\ alumínio\right)} \right) x\ 100\% \tag{14}$$

$$x = 15{,}78\%$$

$$sulfato\ de\ alumínio = \left(\frac{107{,}826\, \frac{mg}{L}\, de\ alumínio}{15{,}78\%} \right) x\ 100\% \tag{15}$$

$$x = 683{,}31\ mg/L\, de\ sulfato\ de\ alumínio$$

APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DO LETA E DO RESÍDUO NÃO SOLUBILIZADO APÓS RECUPERAÇÃO POR VIA ÁCIDA

Tabela 16 – Caracterização físico-química e microbiológica do LETA Palmitinho/RS e do resíduo não solubilizado após recuperação por via ácida.

Parâmetro analítico	LETA	Resíduo não solubilizado
Turbidez (NTU)	11.600	16.700
Sólidos Totais (mg/L)	22.070	19.269,25
Sólidos Voláteis (mg/L)	3.622	6.928
pH	6,93	3,74
Alcalinidade Total (mg/L)	500	< 5,0
DBO (mg/L)	560	760
DQO (mg/L)	1.320	165,1
Teor de Matéria Orgânica (mg/L)	18,5	58,6
COT (mg/L)	481,8	2.035,7
Al (mg/L)	72,260	134,741
Fe (mg/L)	10,80	134,800
Zn (mg/L)	0,120	0,396
Cd (mg/L)	0,053	0,003
Ni (mg/L)	< 0,007	0,054
Mn (mg/L)	1,373	3,688
Cu (mg/L)	0,282	0,648
Cr (mg/L)	0,026	< 0,007
Pb (mg/L)	< 0,005	< 0,005
Hg (mg/L)	< 0,0003	< 0,0003
Coliformes Totais (UFC/100 mL)	$2,18x10^7$	Não analisado
E.coli (UFC/100 mL)	$6,5x10^4$	Não analisado
Coliformes Termotolerantes (UFC/100 mL)	$6,5x10^4$	Não analisado

Fonte: Autora.
*Análises extraídas de ensaio 21608/2019.0 e 23127/2019.1

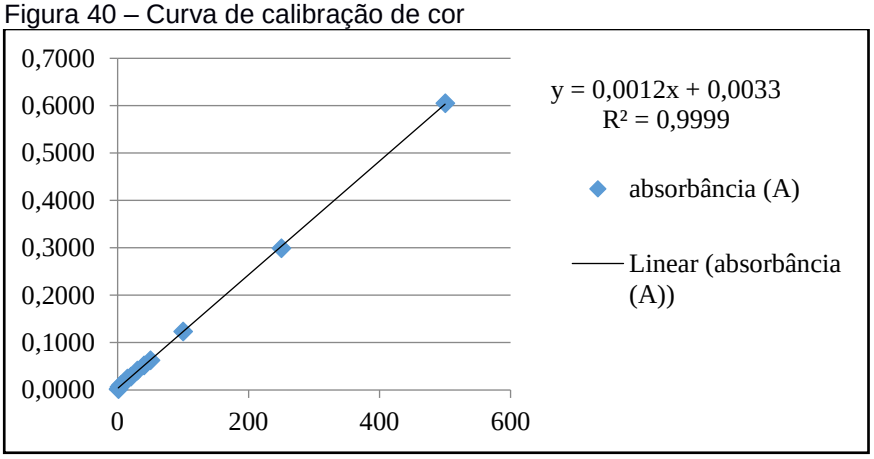
APÊNDICE C – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA COR APARENTE E COR VERDADEIRA

Tabela 17 – Dados para desenvolvimento da curva de calibração de cor

Cor (UC)	Absorbância (A)
1	0,0016
2,5	0,0064
5	0,0102
10	0,0156
15	0,0240
20	0,0280
30	0,0408
40	0,0514
50	0,0628
100	0,1231
250	0,2989
500	0,6053

Fonte: Autora

Figura 40 – Curva de calibração de cor



Fonte: Autora

APÊNDICE D – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE BAIXA TURBIDEZ - DADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE

Tabela 18 – Caracterização da água de baixa turbidez. Valores em duplicata

Parâmetro analítico	Análise 1	Análise 2	Média	Desvio padrão
pH	7,32	7,26	7,29	0,04
Turbidez (NTU)	8,93	8,90	8,92	0,02
DBO (mg/L)	0,20	0,00	0,10	0,14
OD (mg/L)	8,20	8,00	8,10	0,14
Alcalinidade Total (mg/L)	20,00	20,00	20,00	0,00
Teor de Matéria Orgânica (mg/L)	1,25	1,25	1,25	0,00
Dureza (mg/L)	32,00	32,00	32,00	0,00
Manganês (mg/L)	0,093	0,152	0,123	0,04
Ferro (mg/L)	0,404	0,402	0,403	0,00
Cor verdadeira (UC)	43,00	42,00	42,50	0,71
Cor aparente (UC)	57,00	55,00	56,00	1,41
Escherichia Coli (NMP/100 mL)	70	-	-	-

Fonte: Autora

APÊNDICE E – CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ELEVADA TURBIDEZ - DADOS OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE

Tabela 19 – Caracterização da água de elevada turbidez. Valores em duplicata

Parâmetro analítico	Análise 1	Análise 2	Média	Desvio padrão
pH	7,12	7,09	7,10	0,04
Turbidez (NTU)	104	96	100	5,66
DBO (mg/L)	1,80	2,00	1,90	0,14
OD (mg/L)	7,60	7,80	7,70	0,14
Alcalinidade Total (mg/L)	23,00	24,00	23,50	0,71
Teor de Matéria Orgânica (mg/L)	2,50	2,55	2,53	0,04
Dureza (mg/L)	32,00	32,00	32,00	0,00
Manganês (mg/L)	0,562	0,103	0,333	0,32
Ferro (mg/L)	0,716	0,560	0,638	0,11
Cor verdadeira (UC)	51,08	51,75	51,42	0,47
Cor aparente (UC)	366,50	362,42	364,46	2,88
Escherichia Coli (NMP/100 mL)	490	-	-	-

Fonte: Autora

ANEXO A – AUTORIZAÇÃO PARA USO DE DADOS E INFORMAÇÕES DA CORSAN US-147/PALMITINHO/RS

UNIVERSIDADE CORPORATIVA CORSAN

SOLICITAÇÃO DE ELABORAÇÃO DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO -TCC/TC e/ou DE USO DE DADOS DA EMPRESA

SisProc

Data ___/___/___

PÚBLICO INTERNO

NOME: Angela Pedretti	MATRÍCULA: 162008
EMPREGO: Agente de Tratamento de Água e Esgoto	ADMISSÃO: 11/03/2013
Superintendência / US / Departamento: SURPLA / US 147 Palmitinho	E-mail: angela.pedretti@corsan.com.br
Viabilizado pela CORSAN: SIM [X] NÃO [ ]	
UNIVERSIDADE: Universidade Federal de Santa MAna - UFSM	
CURSO: PPGCTA - Programa de pós graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental	ORIENTADOR: Raphael Corrêa Medeiros

Nome e descrição do TCC ou TC:

Caracterização de lodo e recuperação de coagulante Sulfato de Alumínio proveniente de Estação de Tratamento de Água

Descrição: Projeto desenvolvido visando caracterizar o LODO gerado pela Estação de Tratamento de Água de Palmitinho/RS e avaliar experimentalmente a viabilidade de recuperação de coagulante sulfato de alumínio pelo processo de via ácida e sua aplicação em água bruta para avaliar o potencial de remoção de cor e turbidez da mesma.

Haverá o uso de dados da Empresa : NÃO [ ] SIM [X] Especifique:

Será utilizado Lodo Proveniente da estação de tratamento de água, datas de lavagens constantes em sistema interno, metodologia de teste de clarificação, dados de água bruta utilizados no período de desenvolvimento das análises de jartest, metodologias de análise de água bruta como cor, turbidez, ferro, manganês, matéria orgânica, pH e alcalinidade. Parte dos experimentos será realizado *in loco* na ETA com testes em jartest com o coagulante recuperado e água bruta proveniente do Rio Guarita.

Declaração: o autor compromete-se a disponibilizar o trabalho em meio digital para publicação no portal da UNICORSAN, ficando disponível para consultas dos empregados da CORSAN.

NESTES TERMOS,

Local: Palmitinho Data: 15/04/2021 Angela Pedretti

ASSINATURA

PARA PREENCHIMENTO DAS AREAS RESPONSÁVEIS

ASSINATURA DO SOLICITANTE:	SUPERINTENDENTE
Angela Pedretti Mat. 162008	(Assinatura após parecer do Gestor (a) da Área)
PARECER UNICORSAN: [ ] FAVORÁVEL [ ] NÃO FAVORÁVEL [ ] NÃO APLICÁVEL ASSINATURA	**PARECER DO GESTOR (A) DA ÁREA** Edmilson Rodrigues Vargas Químico – Mat. 186884 Gestor – DECA/SUTRA ASSINATURA

Edmilson Rodrigues Vargas Químico – Mat. 186884 Gestor – DECA/SUTRA

Ivan Lautert Oliveira Eng. Químico CRQ V 06301942 Sup. de Tratamento - Mat. 132062-0

OBSERVAÇÃO :

Zauri Antonio Bottan Junior
Gestor US Palmitinho
Matrícula 153882

OBSERVAÇÕES:

* **Público Interno:** Quando o solicitante tem vínculo de emprego com a CORSAN.
* A solicitação deve chegar com um **prazo mínimo de 30 (trinta) dias**, anterior a coleta de dados, à UNICORSAN.

Página 1 Formulário TCC

ANEXO B – AUTORIZAÇÃO PARA VEICULAÇÃO PÚBLICA DESTE ESTUDO

UNIVERSIDADE CORPORATIVA CORSAN

SOLICITAÇÃO DE ELABORAÇÃO DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO -TCC/TC e/ou DE USO DE DADOS DA EMPRESA

SisProc

Data 28 / 04 / 22

PÚBLICO INTERNO

NOME: Angela Pedretti	MATRÍCULA: 162008
EMPREGO: Agente de Tratamento de Água e Esgoto	ADMISSÃO: 11/03/2013
Superintendência / US / Departamento: SURPLA / US 147 Palmitinho	E-mail: angela.pedretti@corsan.com.br
Viabilizado pela CORSAN: SIM [X] NÃO [ ]	
UNIVERSIDADE: Universidade Federal de Santa Maria UFSM - Campus Frederico Westphalen	
CURSO: Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental	ORIENTADOR: Raphael Corrêa Medeiros

Nome e descrição do TCC ou TC:

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COAGULANTE RECUPERADO DE LODO DE ETA PARA USO EM ÁGUAS DE BAIXA E ELEVADA TURBIDEZ

Haverá o uso de dados da Empresa : NÃO [ ] SIM [X] Especifique:

AUTORIZAÇÃO PARA VEICULAÇÃO PÚBLICA DESTE ESTUDO

Declaração: o autor compromete-se a disponibilizar o trabalho em meio digital para públicação no portal da UNICORSAN, ficando disponível para consultas dos empregados da CORSAN.

NESTES TERMOS,

Local: Palmitinho/RS Data: 28 de abril de 2022 Angela Pedretti

ASSINATURA

PARA PREENCHIMENTO DAS ÁREAS RESPONSAVEIS

ASSINATURA DO SOLICITANTE: Angela Pedretti Mat. 162008	**SUPERINTENDENTE** Ela de Bacco Freitas da Silva CRS 224348 Mat. 138560 Superintendente de Tratamento DOP/CORSAN (Assinatura após parecer do Gestor (a) da Área)
PARECER UNICORSAN: [X] FAVORÁVEL [ ] NÃO FAVORÁVEL [ ] NÃO APLICÁVEL Evani Prusch Vieira Mat. 168121 Pedagoga Departamento de Educação Corporativa ASSINATURA	**PARECER DO GESTOR (A) DA ÁREA** Caroline R. Castro p/ Edmilson Rodrigues Viégas Gerente Mat. 186084 DECA/SUTRA 137372 ASSINATURA

OBSERVAÇÃO : Em consonância com o parecer técnico favorável da área – DECA/SUTRA, a Unicorsan ratifica parecer favorável à solicitação, ou seja, há autorização para uso e divulgação de dados da Corsan quanto à temática desenvolvida na referida dissertação.

OBSERVAÇÕES:

* **Público Interno:** Quando o solicitante tem vínculo de emprego com a CORSAN.
* A solicitação deve chegar com um **prazo mínimo de 30 (trinta) dias**, anterior a coleta de dados, à UNICORSAN.

Página 1 Formulário TCC