

**UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E ENGENHARIAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
DISCIPLINA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO II**

JÚLIA ISADORA POSTIGLIONE CORRÊA

**ESTUDO DO EMPREGO DE UM COAGULANTE ORGÂNICO DERIVADO DE
TANINO DE ACÁCIA NEGRA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO**

CAXIAS DO SUL

2020

JÚLIA ISADORA POSTIGLIONE CORRÊA

**ESTUDO DO EMPREGO DE UM COAGULANTE ORGÂNICO DERIVADO DE
TANINO DE ACÁCIA NEGRA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO**

Estudo apresentado como requisito parcial para a aprovação na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, sob orientação do Prof. Dr. Lademir Luiz Beal.

CAXIAS DO SUL

2020

JÚLIA ISADORA POSTIGLIONE CORRÊA

**ESTUDO DO EMPREGO DE UM COAGULANTE ORGÂNICO DERIVADO DE
TANINO DE ACÁCIA NEGRA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO**

Estudo apresentado como requisito parcial para a aprovação na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, sob orientação do Prof. Dr. Lademir Luiz Beal.

Banca Examinadora

Prof. Dr. Lademir Luiz Beal
Universidade de Caxias do Sul - UCS

Prof. Dr. Luis Antonio Rezende Muniz
Universidade de Caxias do Sul - UCS

Bel. Tiago Antônio Marcon
Gerência de Tratamento de Água – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto

Dedico este trabalho a meu pai, Edison Marques Corrêa (*in memoriam*) pelo amor incondicional.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que me ajudaram a realizar este estudo e que me apoiaram ao longo desta caminhada. Em especial:

Aos meus pais, Denise Maria Postiglione e Edison Marques Corrêa, pela vida, pelo amor incondicional, pelo incentivo aos estudos e pelo completo suporte.

À minha família, em especial às minhas madrinhas e tias Helena Corrêa Restano e Valderes Teresinha Postiglione, as quais amo profundamente.

À Universidade de Caxias do Sul, por todos os recursos disponibilizados, apoio acadêmico e técnico. Aos funcionários da biblioteca pela solicitude e disposição em ajudar mesmo durante uma pandemia.

Ao professor Dr. Lademir Luiz Beal agradeço profundamente pelos ensinamentos transmitidos e por todos os apontamentos realizados, os quais guiaram este estudo.

À Professora Neide Pessin por me acompanhar nesta caminhada desde 2014, sempre demonstrando profunda dedicação aos alunos e prontidão em ajudar.

Agradeço ao Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul por disponibilizar seus recursos para a realização deste trabalho, pelo suporte recebido e pela bolsa de estágio. Também agradeço aos colegas que este órgão me fez conhecer, em especial, ao Engenheiro Celso Gustavo Mello, pelo incentivo ao trabalho e apoio técnico.

Meus agradecimentos também se direcionam às amigas e colegas de trabalho Milena Pellin Morsoletto, Morgana Pauletti Rodrigues e Caroline Gieseler Dornelles.

Agradeço, por fim, aos colegas de faculdade e também amigos Henrique Rizzoto Giroto, Nathália Antoniazzi e Thays Varella por dividirem sonhos, anseios e todos os sentimentos intrínsecos desta caminhada.

*“[...] O homem não teceu a teia da vida,
ele é meramente um fio dela. Tudo o que
ele faz à teia, ele faz a si mesmo. ”*

Atribuído ao cacique Seattle

RESUMO

O presente trabalho busca avaliar a substituição do sulfato de alumínio por um coagulante orgânico a base de taninos da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*). Seu estudo é de grande interesse pela possibilidade de formação de um lodo predominantemente orgânico e sem residual de alumínio, que reduziria custos de destinação, e pela possibilidade de complexação e remoção de íons de ferro e manganês que se encontram em sua forma dissolvida. Para isto, avaliou-se pH, turbidez e cor, tendo como objetivo comparar o desempenho do coagulante orgânico com o do sulfato de alumínio. Também foi analisada a eficácia do *Veta Organic* na remoção dos íons Fe^{2+} e Mn^{2+} . Além disso, estimou-se a geração de lodo com os diferentes insumos e avaliou-se os custos para disposição dos resíduos em aterro industrial e compostagem. Os resultados mostram que o coagulante orgânico apresenta desempenho superior ao sulfato de alumínio na remoção de turbidez da água bruta e produz 35% a menos de lodo em comparação ao insumo inorgânico. Foi percebida a possibilidade da redução de 72,6% nos gastos com destinação do lodo. Entretanto, o insumo possui custo mais elevado que o sulfato de alumínio e exige dosagem em maior concentração. Também não foi observada a complexação e remoção dos metais dissolvidos. Tais resultados mostram que o produto possui aspectos positivos e negativos em seu emprego.

Palavras-chave: coagulante orgânico; tratamento de água; lodo de ETA

ABSTRACT

The present work evaluates the substitution of aluminum sulfate by an organic coagulant extracted from black wattle (*Acacia mearnsii*). This study has great importance due to the possible formation of a sludge predominantly organic and without aluminum residual, which would reduce destination costs. It is also important because of the possibility of complexation and removal of iron and manganese ions in dissolved forms. For this purpose, pH, turbidity and color were evaluated, with the objective of comparing the performance of the organic coagulant with the aluminum sulfate. The performance of Veta Organic in the removal of Fe^{2+} and Mn^{2+} ions was also analyzed. In addition, the generation of sludge with the different supplies was estimated and the costs for waste disposal in industrial landfill and composting plant were evaluated. The results demonstrate that the organic coagulant has a superior performance than aluminum sulfate in the removal of raw water turbidity and it produces 35% less sludge compared to aluminum sulfate. A 72.6% reduction in sludge disposal costs was reported. However, the input has a higher cost than aluminum sulfate and requires a higher dosage. The complexation and removal of dissolved metals was not obtained. The results show that the product has positive and negative aspects in its use.

Keywords: organic coagulants; water treatment; water treatment sludge

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do processo convencional do tratamento de água.....	23
Figura 2 – Distribuição do tamanho das impurezas presentes na água bruta.....	24
Figura 3 - Esquematização da trajetória de uma partícula sob influência do movimento Browniano	26
Figura 4 - Carga superficial em uma partícula em água.....	26
Figura 5 - Efeitos da adição contínua de um coagulante nas partículas coloidais (turbidez residual).....	29
Figura 6 – Estrutura química do tanino hidrolisável e tanino condensado.	36
Figura 7 – Monômeros da <i>Acacia mearnsii</i>	36
Figura 8 – Estrutura química da substância ativa do <i>Veta Organic</i>	37
Figura 9 - Aparelho de teste de jarros com 6 provas.....	42
Figura 10 – Valores usuais de Cd em função da proporção L/a.....	44
Figura 11 - pHmetro digital de bancada Digimed	46
Figura 12 – Turbidímetro Hach 2100N	47
Figura 13 - Colorímetro digital AquaColor Cor PoliControl	48
Figura 14 – Faixa de dosagem do <i>Veta Organic</i> e influência na turbidez	59
Figura 15 – Faixa de dosagem do <i>Veta Organic</i> e influência na cor aparente	60
Figura 16 – Influência no pH em função das concentrações de <i>Veta Organic</i>	60
Figura 17 – Refinamento na dosagem de <i>Veta Organic</i> e influência na turbidez.....	61
Figura 18 – Refinamento na dosagem de <i>Veta Organic</i> e influência na cor	62
Figura 19 – Comportamento do pH em diferentes dosagens de <i>Veta Organic</i>	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Internações hospitalares por doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil (por 100.000 habitantes)	20
Tabela 2 - Estrutura de abastecimento de água em Caxias do Sul no ano de 2020.	23
Tabela 3 – Tempo de sedimentação em do diâmetro da partícula.....	27
Tabela 4 - Gradientes de mistura	46
Tabela 5 - Parâmetros analisados no lodo	52
Tabela 6 – Dados necessários para estimar a formação de lodo para diferentes ETAs	56
Tabela 7 – Comparação de desempenho entre sulfato de alumínio e <i>Veta Organic</i>	63
Tabela 8 – Comparação de desempenho entre $Al_2(SO_4)_3$ e <i>Veta Organic</i> na remoção de manganês.....	64
Tabela 9 – Comparação de desempenho entre $Al_2(SO_4)_3$ e <i>Veta Organic</i> na remoção de ferro.....	64
Tabela 10 – Consumo de <i>Veta Organic</i> nas ETAs de Caxias do Sul.....	65
Tabela 11 – Consumo de sulfato de alumínio nas ETAs de Caxias do Sul.....	65
Tabela 12 – Parâmetros para caracterização do lodo.....	66
Tabela 13 – Caracterização do lodo em relação ao teor de sólidos totais	67
Tabela 14 – Análise de sólidos totais em volume conhecido de amostra	67
Tabela 15 – Estimativa da massa de lodo formada.....	69
Tabela 16 – Investimento em insumos.....	70
Tabela 17 – Custos diários e mensais do emprego dos insumos	70
Tabela 18 – Custos de transporte e destinação orçados para diferentes tipos de disposição	71
Tabela 19 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Borges de Medeiros.....	72
Tabela 20 – Custos da destinação de lodos para ETA Samuara.....	72
Tabela 21 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Celeste Gobbato	73
Tabela 22 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Parque da Imprensa	73

Tabela 23 – Custos diários e mensais da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Morro Alegre	74
Tabela 24 – Síntese dos custos para transporte e destinação de lodos de diferentes classes por ETA	74
Tabela 25 – Custos totais.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

a.C. – Antes de Cristo

BWE – Brazilian Wattle Extract

CETESB – Companhia Estadual do Estado de São Paulo

cm – Centímetro

COV – Compostos orgânicos voláteis

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETA – Estação de Tratamento de Água

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

L - Litro

m³ - Metro cúbico

mg – Miligrama

ml – Mililitro

mm - Milímetro

MS – Ministério da Saúde

NBR – Norma Brasileira

nm – Nanômetro

NTU – Unidade nefelométrica de turbidez

PAC – Policloreto de alumínio

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNMA - Política Nacional do Meio Ambiente

PNSB - Política Nacional do Saneamento Básico (PNSB)

ppm – Partes por milhão

rpm – Rotações por minuto

RS – Rio Grande do Sul

SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

uC – Unidade de cor

UFC – Unidades formadoras de colônia

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

UTR – Unidade de Tratamento de Resíduos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3 REFERENCIAL TEÓRICO	20
3.1 PANORAMA GERAL.....	20
3.2 ASPECTOS LEGAIS	21
3.3 PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	22
3.3.1 Estado coloidal	24
3.3.2 Coagulação	27
3.4 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO	29
3.4.1 Análise de pH	29
3.4.2 Análise de turbidez	29
3.4.3 Análise de cor aparente	30
3.5 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS ORIUNDAS DE BARRAMENTOS.....	30
3.6 CARACTERIZAÇÃO DE COAGULANTES.....	32
3.6.1 Sulfato de alumínio	32
3.6.2 Coagulantes orgânicos	35
3.7 RESÍDUOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	38
3.7.1 Lodo oriundo da decantação	38
4 METODOLOGIA	40
4.1 DETERMINAÇÃO DA MASSA ESPECÍFICA DO <i>VETA ORGANIC</i>	40
4.2 SIMULAÇÃO DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO (Jar Test).....	41
4.2.1 Gradientes de velocidade	43
4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	46

4.3.1 pH.....	46
4.3.2 Turbidez.....	47
4.3.3 Cor.....	47
4.4 ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE FERRO E MANGANÊS SOLÚVEIS NO SOBRENADANTE.....	48
4.4.1 Ferro.....	49
4.4.2 Manganês	50
4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO FORMADO	51
4.6 CÁLCULO PARA A ESTIMATIVA DA MASSA DE LODO A SER FORMADA	52
4.7 ESTIMATIVA DOS CUSTOS ECONÔMICOS PARA TRANSPORTE E DESTINAÇÃO DE LODOS CLASSE I E CLASSE IIA.....	57
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	59
5.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE COR.....	59
5.3 VARIAÇÃO DE pH	60
5.4 OTIMIZAÇÃO DA DOSAGEM DE <i>VETA ORGANIC</i>	61
5.5 COMPARAÇÃO ENTRE <i>VETA ORGANIC</i> E SULFATO DE ALUMÍNIO	63
5.6 CONSUMO DE COAGULANTE PARA OPERAÇÃO DAS ETAS	65
5.7 RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS DO LODO	66
5.8 ESTIMATIVA DA MASSA DE LODO FORMADA COM O USO DE DIFERENTES COAGULANTES	67
5.9 AVALIAÇÃO ECONÔMICA	69
6 CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS.....	77
ANEXOS	84

1 INTRODUÇÃO

Yen, em 1999, escreveu que a humanidade, ao se encaminhar para um novo milênio, percebia que os problemas ambientais não eram mais regionais ou locais, mas sim intercontinentais e globais. Incidentes isolados geram impactos em cada criatura viva na Terra.

Após 20 anos, os problemas enfrentados têm se acentuado e crescido. O uso da água aumenta em todo mundo desde a década de 1980 (Aquastat *apud* Unesco, 2019), e a expectativa do cenário futuro não é positiva, já que a demanda mundial continuará aumentando até 2050.

Neste tocante, deve-se pensar no desenvolvimento sustentável, o qual busca satisfazer as necessidades da geração presente sem comprometer as futuras de atender suas próprias (WECD, 1987 *apud* Davis, 2017).

Quando se fala em satisfazer necessidades, a água figura como um dos principais compostos, já que é indispensável e essencial para a vida. Apesar de ser muito abundante no planeta Terra, a maior parte não está disponível para consumo humano.

O fornecimento de água para a população é uma questão de saúde pública. Porém, os dados de 2015 da Unesco (2019) apontam que 2,1 bilhões de pessoas ainda não dispunham de um serviço de água potável gerenciado de forma segura, isto é, no qual seja garantido a ausência de coliformes fecais, de cor, de odor e de sabor.

O desafio é grande: aliado ao fornecimento de água potável para a população, deve estar a preservação do ambiente, evitando a poluição em decorrência da produção de resíduos, analisando o ciclo de vida das técnicas de produção, selecionando materiais e métodos de longa duração e utilizando-se métodos de fabricação e equipamentos que minimizem o consumo de energia e água. (DAVIS, 2017).

O tratamento de água é essencial para a garantia de saúde da população e está intimamente ligado ao desenvolvimento de uma nação, todavia, assim como um processo industrial, gera efluentes e resíduos sólidos oriundos, principalmente, da lavagem de filtros e do processo de decantação.

Em Caxias do Sul, quase a totalidade da população é atendida no tocante do abastecimento de água potável e o cenário municipal é bom quando comparado ao

restante do país. O município conta com cinco estações de tratamento de água e sete represas, sendo que cada uma apresenta suas próprias características físico-químicas.

A ocorrência de ferro e manganês na água bruta do município de Caxias do Sul se dá por conta da grande quantidade destes íons metálicos nos materiais geológicos (DAVIS, 2017). A presença destes metais é muito frequente e estes podem ser encontrados tanto em sua forma oxidada, quanto reduzida.

Estes metais geram uma série de problemas no abastecimento, pois, além de conferirem cor, sabor e odor característicos, depositam-se nas tubulações da rede causando incrustações e aparecimento de bactérias. (MORUZZI e REALI, 2012).

A ocorrência de ferro e manganês na água tratada está ligada à estratificação e à desestratificação, eventos característicos em barramentos e lagos. Com a mudança brusca de temperatura, os metais solubilizados no hipolímnio são carregados para a superfície e captados junto à água que será tratada na ETA. Durante as operações e processos de tratamento de água, ocorre a incorporação de ar em algumas etapas, usualmente na mistura rápida e na entrada de filtros, entretanto não é suficiente para oxidar e tornar insolúveis os metais nela contidos. A oxidação é desejável, pois, por vezes, facilita a sedimentação dos metais no decantador ou sua retenção nas unidades filtrantes, já que podem ser tornar insolúveis, impedindo que entrem em reservatórios de água tratada.

Como as demandas de proteção ambiental têm-se intensificado, garantir a eficiência do tratamento e a excelência da água distribuída para a população, não é mais o suficiente. Deve-se pensar de modo integrado nos resíduos e efluentes gerados no processo e na qualidade dos insumos químicos inseridos na água.

Para Davis (2017), é desejável que o programa de gerenciamento de resíduos do tratamento de água aborde os seguintes aspectos: minimização da geração de resíduos, recuperação de produtos químicos do tratamento, tratamento residual para diminuir o volume, descarte de modo ambientalmente seguro.

Além disso, a preocupação também engloba os insumos empregados na estação de tratamento de água e sua influência na saúde humana.

Amplamente utilizado como coagulante, o sulfato de alumínio, embora eficiente e não tóxico, tem demonstrado evidências de sua ligação com doenças neurológicas degenerativas (Gray *apud* Vanacôr, 2005).

O apelo por produtos “bio” é crescente no mundo todo, não sendo diferente para o tratamento de água. Uma alternativa ao sulfato de alumínio é o emprego do *Veta Organic*. Um coagulante catiônico orgânico, proveniente do tanino vegetal da acácia negra.

Os polímeros catiônicos têm sido utilizados como coagulantes primários em casos específicos. Sua vantagem se encontra na redução da geração de sais metálicos no lodo e diminuição da produção de lodo entre 40 e 80% (Davis, 2017). Também é relatado pelo fabricante que o *Veta Organic* seria capaz de oxidar ferro e manganês.

Estudos quanto a sua eficiência na coagulação quando comparado a um coagulante inorgânico são necessários. Assim como a investigação quanto a sua eficácia como agente sequestrante de ferro e manganês. Também se faz necessário avaliar o lodo formado e o volume produzido em comparação com o sulfato de alumínio. Além disso, estudar a biodegradabilidade do lodo e sua relação DQO/DBO₅.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a viabilidade do emprego do *Veta Organic*, derivado da acácia negra, como coagulante em estações de tratamento de água para consumo humano em Caxias do Sul.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar o desempenho do insumo químico ao ser utilizado sozinho como coagulante no tratamento de água.
2. Avaliar a influência do coagulante orgânico no pH da água tratada.
3. Analisar o desempenho do coagulante na remoção de ferro e manganês em suas formas solúveis.
4. Investigar o lodo formado pelo uso do *Veta Organic* em termos de quantidade e biodegradabilidade, através da relação DQO/ DBO₅.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PANORAMA GERAL

A compreensão de que a água pode ser vetor de doenças e o uso de técnicas de tratamento de água, há milhares de anos acompanham a humanidade. De acordo com Ferreira Filho (2017), relatos em sânscrito e grego indicam que em 4.000 a.C., a água já passava por operações como fervura, exposição ao sol e filtração em leitos de areia. No Brasil, o tratamento remonta ao século XIX, quando em 1880 instalou-se no município de Campos no Rio de Janeiro, uma estação de tratamento de água (ETA) com seis filtros rápidos (ROCHA, 2018).

Hoje sabe-se que o acesso ao saneamento básico está intimamente ligado à redução das taxas de mortalidade infantil, além da redução do número de casos de doenças ligadas à falta de condições sanitárias (PAIXÃO e FERREIRA, 2012).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística pesquisou a relação entre a falta de saneamento e as internações hospitalares da população brasileira. A síntese destas pesquisas é apresentada na Tabela 1, na qual visualizam-se os dados estatísticos para as categorias de doenças ligadas a um sistema de saneamento precário.

Tabela 1 - Internações hospitalares por doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil (por 100.000 habitantes)

Categoria das Doenças	Número de casos
De transmissão feco-oral	131,2
Transmitidas por inseto vetor	33,9
Transmitidas através do contato com a água	1,1
Relacionadas com a higiene	0,2
Geo-helmintos e teníases	0,5
Total	166,8

Fonte: Adaptada de IBGE (2016)

Após mais de um século da adoção do primeiro sistema de tratamento de água no Brasil, os desafios para universalização do acesso à água potável se tornaram maiores, já que com a urbanização dos meios, a poluição se mostra intensa e sistemática (YEN, 1999). Isto porque, atualmente, percebe-se que as atividades

humanas, embora locais ou regionais, influenciam o contexto global (BAIRD E CANN, 2011).

Tão extensas quanto o desenvolvimento econômico e a utilização de recursos são as medidas a serem tomadas no quesito saúde ambiental. Segundo dados recentes da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO, 2019), em 2015, 2,1 bilhões de pessoas ainda não dispunham de um serviço de água potável gerenciado de forma segura, no qual seja garantida a ausência de coliformes fecais, de cor, de odor e de sabor.

Se tratando de atender necessidades, a água figura como um dos principais compostos, já que é essencial à vida. Apesar de ser muito abundante no planeta Terra, 97% deste composto vital está como água salgada (mares e oceanos) e apenas 3% representam o volume de água doce. Sendo que, 2,7% estão depositados em geleiras, neve e vapor atmosférico e os 0,3% restantes são, de fato, águas superficiais e subterrâneas (PHILIPPI Jr., 2005).

Aquastat (n.d., *apud* Unesco, 2019) afirma que a demanda por água aumenta cerca de 1% ao ano em todo mundo desde a década de 1980 e continuará aumentando até 2050. A oferta de água é influenciada pelo aquecimento global e pela poluição, apesar de ser renovável por meio do ciclo hidrológico, se seus mananciais foram contaminados, o custo para torná-la potável aumenta substancialmente (FRANCISCO; POHLMANN; FERREIRA, 2011). Daí o interesse e a importância do cuidado e proteção dos recursos hídricos.

3.2 ASPECTOS LEGAIS

Variados são os instrumentos legais que orientam quanto ao saneamento básico e o meio ambiente. Na Constituição Federal (Brasil, 1988), é previsto no Artigo 225º o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, sendo este um bem de uso do povo e tido como essencial à manutenção da qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Em 1981 (Brasil, 1981), a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) já orientava quanto à preservação da qualidade ambiental e a racionalização dos bens naturais como solo, subsolo, água e ar.

A Lei Federal n.º 11.455 (Brasil, 2007), conhecida como Política Nacional do Saneamento Básico (PNSB) também prevê, em seu artigo 2º, o saneamento como instrumento da saúde e da preservação ambiental, além de garantir a universalização do acesso aos seus eixos (abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana).

Legislações técnicas também balizam o tratamento de água. A fluoretação é obrigatória no estado do RS pela Portaria n.º 10, de 16 de agosto de 1999 (Rio Grande do Sul, 1999). Além do flúor, uma série de outros parâmetros são considerados para garantir a potabilidade da água, estes encontram-se no Anexo XX, da Portaria de Consolidação n.º 5, do Ministério da Saúde (Brasil, 2017).

O saneamento não só deve ser universalizado, buscando o desenvolvimento do país, mas também deve ser aliado à preservação ambiental, indo ao encontro da Constituição Federal, da PNMA e da PNSB, as quais orientam quanto a preservação do meio ambiente aliada ao acesso universal aos serviços de saneamento básico.

3.3 PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Caxias do Sul atende quase a totalidade de sua população no abastecimento de água potável e possui bons indicadores quando comparado ao índice do país, onde apenas 83,5% da população brasileira urbana e rural é atendida por rede de água, segundo dados de 2017 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2019). Na Tabela 2, apresentam-se as estruturas do Serviço Autônomo Municipal (SAMAE), a vazão diária distribuída e a população atendida.

No município de Caxias do Sul, a captação de água bruta para posterior tratamento se dá por meio de grandes barramentos, contabilizando sete represas. Apenas uma pequena parcela da população no meio rural é atendida por poços artesianos. São locais onde a rede não alcança e não é viável instalá-la.

Buscando atender às legislações vigentes, o tratamento de água em Caxias do Sul está distribuído em cinco ETAs, as quais operam de modo convencional em ciclo completo, isto é, a água bruta passa por pré-tratamento (adição de carvão ativado e/ou polímero, gradeamento), coagulação, floculação, decantação, filtração e, por fim, desinfecção junto à fluoretação e correção de pH (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Tabela 2 - Estrutura de abastecimento de água em Caxias do Sul no ano de 2020

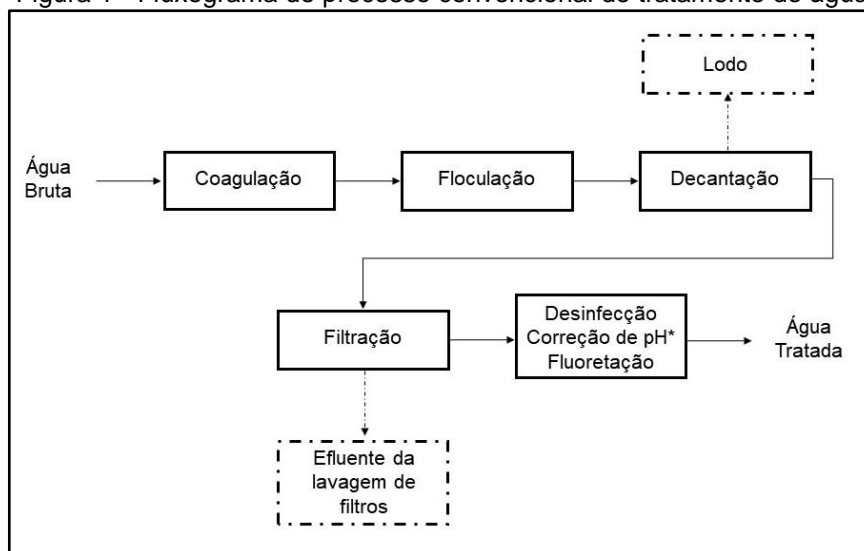
Represa	ETA	Vazão Média (m ³ /dia)	Capacidade Nominal ETA (m ³ /dia)	População Atendida
Complexo Dal Bó	Borges de Medeiros	5.399	*	19.768
Samuara	Samuara	1.734	3.888	6.101
Maestra	Celeste Gobbato	17.182	46.656	85.630
Faxinal	Parque da Imprensa	70.895	103.680	263.328
Marrecas	Morro Alegre	19.618	86.400	117.814
Total		114.828	-	492.641

(Legenda: * = dado indisponível)

Fonte: Dados fornecidos por SAMAE, adaptados pela autora (2020)

A esquematização do processo convencional de tratamento de água para abastecimento humano é apresentada na Figura 1. Percebe-se que, além do produto entregue (água tratada), há subprodutos residuais como lodo da decantação e efluente da lavagem de filtros.

Figura 1 - Fluxograma do processo convencional do tratamento de água



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Neste tipo de tratamento de água, a quantidade de coagulante a ser dosada na água bruta é aferida por meio do teste de jarros, um ensaio a nível de bancada, no qual avalia-se a remoção de cor e de turbidez da água, além da dosagem ideal de coagulante e alcalinizante. O teste também pode auxiliar na estimativa da produção

volumétrica de lodo. O teste de jarros pode ser empregado para o estudo de qualquer coagulante sem que seja necessário dosá-lo diretamente na ETA, permitindo assim a pesquisa de novos produtos químicos.

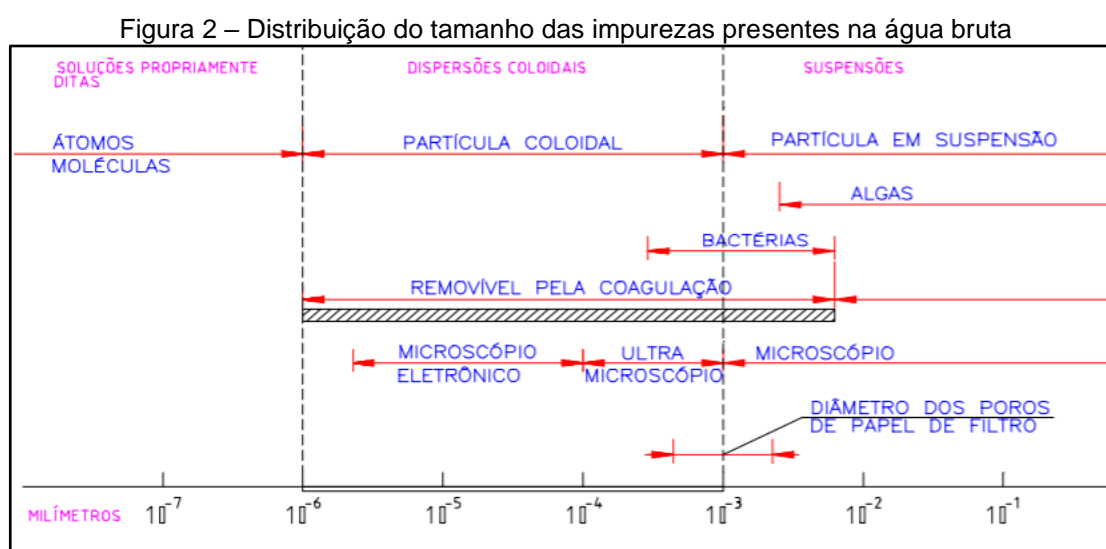
A coagulação, floculação e decantação são etapas primordiais para o tratamento, pois falhas em alguma delas, podem dificultar o processo e sobrecarregar os filtros. Além de dificultar o desempenho esperado e normatizado pelo Ministério da Saúde.

Segundo Rosa, Vieira e Menaia (2009), a eficiência da ETA está relacionada à matriz orgânica e inorgânica da água, às condições de operação das unidades e a concentração de contaminantes a serem removidos.

Após as etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, tem-se a fluoretação, desinfecção e correção de pH.

3.3.1 Estado coloidal

A distribuição dos tamanhos das impurezas presentes na água bruta está apresentada na Figura 2, na qual encontram-se divididas entre ordens de grandeza de átomos e moléculas (10^{-7} mm) até a dimensão de partículas suspensas (10^{-1} mm). É possível perceber que a etapa de coagulação remove partículas de 10^{-6} a 10^{-2} milímetros, ou seja, desde partículas coloidais até uma certa parcela das partículas em suspensão. Nesta faixa incluem-se as bactérias e alguns tipos de algas de menor dimensão.



Fonte: CEPIS (1973, *apud* Pavanelli, 2001)

Partículas coloidais são altamente estáveis em uma solução, daí a dificuldade de removê-las sem o uso de coagulantes.

De acordo com Vanacôr (2005), a estabilidade dos coloides se deve ao seu diâmetro diminuto, dificultando a sedimentação em tempo razoável e sua retenção em filtros de areia convencionais, ao movimento Browniano descrito pelas partículas coloidais (Figura 3) e a sua carga negativa, causando a repulsão entre os coloides.

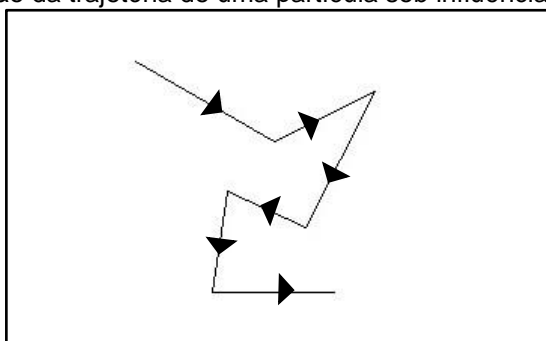
Os estudos de Niehof e Loeb (1972) e Hunter e Liss (1979) *apud* Davis (2017), demonstraram que tanto as partículas coloidais, quanto em suspensão possuem cargas superficiais. Sendo estas majoritariamente negativas, impedindo a agregação ao ocasionar repulsão entre as partículas coloidais.

A origem das cargas negativas dos coloides e das partículas suspensas se dá de quatro modos:

1. Pela ionização de grupos carboxílicos, sulfonados, silanoicos, entre outros. (FERREIRA FILHO, 2017)
2. Pela adsorção, quando um soluto está ligado à superfície sólida, como ácido húmico. Esta macromolécula conta com grupos carboxílicos que se dissociam em $\text{pH} > 5$, formando íons negativos (DAVIS, 2017).
3. Pela substituição isomórfica, quando em condições geológicas, o metal de um óxido é substituído por um átomo de uma valência inferior (DAVIS, 2017).
4. Pelas imperfeições estruturais, quando ocorre quebra das ligações das arestas na formação do cristal mineral, desenvolvendo cargas superficiais.

O movimento Browniano, um dos responsáveis pela dificuldade de se sedimentar naturalmente os coloides, trata-se de um movimento quase aleatório que ocorre em partículas suficientemente grandes para serem vistas a microscópio, mas com massa extremamente pequena, o que as torna suscetíveis à mudança de movimento ocasionada pelo impacto de outras moléculas do fluido. Este desvio de trajetória é esquematizado na Figura 3.

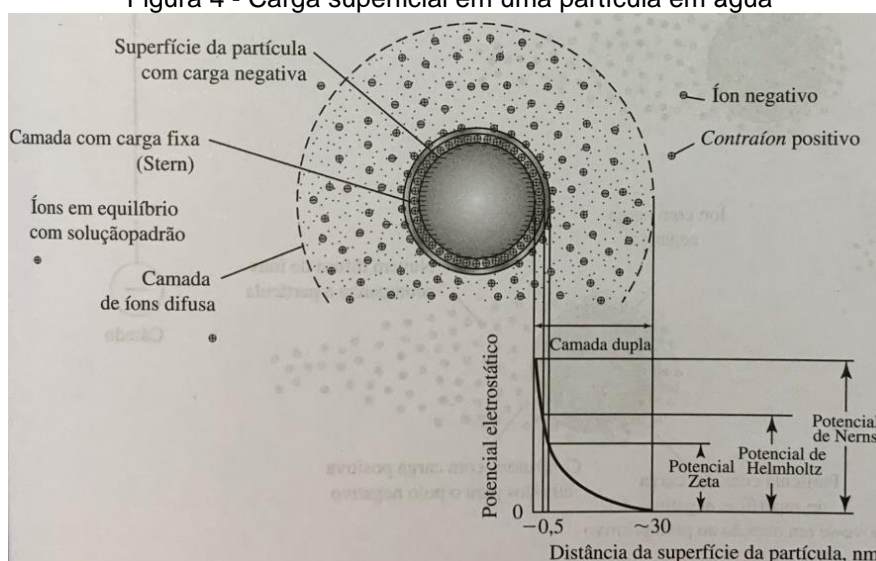
Figura 3 - Esquemática da trajetória de uma partícula sob influência do movimento Browniano



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Uma partícula coloidal dispersa em água não possui uma carga líquida. Isto porque as partículas carregadas negativamente acumulam contraíons positivos sobre e perto da superfície da partícula. A representação do coloide e de suas camadas é apresentada na Figura 4.

Figura 4 - Carga superficial em uma partícula em água



Fonte: Davis (2017)

A repulsão natural entre os coloides é explicada pelo modelo descrito, isto porque, a interação entre as camadas difusas, ocasiona a repulsão em decorrência da força eletrostática entre eles. A energia potencial de repulsão diminui com a distância a partir da superfície do coloide.

Sem o uso de coagulantes para aglutinar as partículas presentes na água bruta, a sedimentação levaria tempos impraticáveis, conforme apresentado na Tabela 3. Faz-se necessária a desestabilização eletrônica dos coloides e dos sólidos suspensos, eliminando as forças repulsivas e unindo as sujidades da água bruta,

aumentando o seu volume através do uso de um eletrólito de carga contrária ao coloide, sendo que quanto o maior número de cargas do eletrólito, melhor a aglutinação (VANACÔR, 2005).

Tabela 3 – Tempo de sedimentação em do diâmetro da partícula

Diâmetro da partícula (mm)	Tipo de partícula	Tempo de sedimentação em 1,0 metro
10	Cascalho	1 segundo
1	Areia	10 segundos
10 ⁻¹	Areia fina	2 minutos
10 ⁻²	Argila	2 horas
10 ⁻³	Bactéria	8 dias
10 ⁻⁴	Colóide	2 anos
10 ⁻⁵	Colóide	20 anos
10 ⁻⁶	Colóide	200 anos

Fonte: Vanacôr (2005, *apud* Singley, 1972)

3.3.2 Coagulação

O processo de coagulação por sua vez desestabiliza as partículas coloidais, fazendo com que colidam e formem partículas maiores através da floculação pericinética (microfloculação) ou ortocinética (macrofloculação) (METCALF & EDDY, 2016). A coagulação pericinética se dá pela redução do potencial zeta por íons ou coloides de carga contrária a um nível abaixo das forças atrativas de van der Waals. Enquanto na coagulação ortocinética, as micelas se agregam e formam blocos que aglomeram as partículas coloidais. A adição de cátions com altas valências abaixa a carga da partícula e a distância efetiva da dupla camada, desse modo reduzindo o potencial zeta (ECKENFELDER, 1999).

Atualmente, no entanto, são quatro os mecanismos considerados responsáveis pela coagulação:

1. Compressão da camada difusa
2. Adsorção e neutralização de cargas
3. Desestabilização por varredura
4. Adsorção e formação de pontes

Com a compressão da dupla camada, reduz-se a repulsão e as partículas se unirão como resultado do movimento Browniano, sendo que as forças de atração de Van der Waals as manterão ligadas. Segundo Davis (2017), a compressão da dupla camada elétrica está relacionada à força iônica e à carga de contraíons. De acordo com o autor, as forças de Van der Waals se estendem por cerca de 1 nm na solução, ao comprimir a dupla camada para um valor menor que este, uma suspensão de floculação rápida é formada.

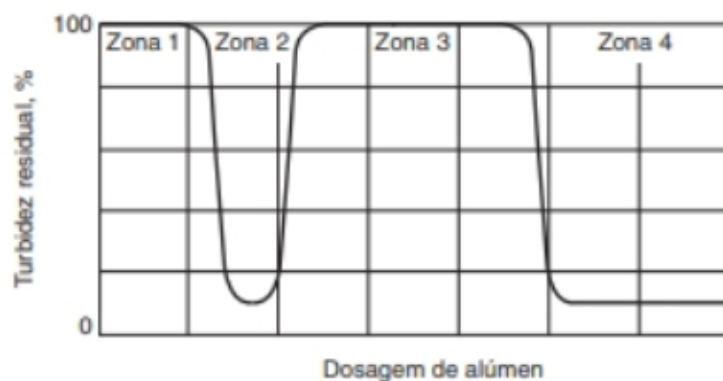
Já o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas envolve o uso de sais de metal hidrolisado, sais de metal pré-hidrolisado ou polímeros catiônicos com cargas positivas. Estes compostos desestabilizam as partículas através da neutralização das cargas negativas dos colóides (DAVIS, 2017).

A desestabilização por varredura é dependente da quantidade adicionada de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água. Dependendo do insumo utilizado poderá ocorrer a formação de precipitados do tipo $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Os flocos obtidos com esse mecanismo são maiores e sedimentam com maior facilidade do que os flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). A floculação aglomera os colóides com o floco hidratado do óxido. Sendo que nesta fase, a superfície de adsorção é ativa. Colóides não inicialmente adsorvidos são removidos por emaranhamento no floco (ECKENFELDER, 1989).

Por fim, a adsorção e formação de pontes é um mecanismo que envolve o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares. Estes servem como ponte entre as superfícies que estão aderidos e outras partículas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005), ou pela adsorção em um ou mais sítios ao longo da cadeia (DAVIS, 2017). Essa interação aumenta a partícula, sedimentando-se com mais facilidade.

A dosagem de coagulantes de compostos químicos de sulfato com metal trivalente (alúmen) e a remoção de turbidez são relacionadas na Figura 5. Na zona 1, a dosagem de alúmen ainda é baixa, não ocorrendo a redução da turbidez. Conforme aumenta-se a dosagem do coagulante, há uma brusca queda da turbidez. É nesta dosagem que os colóides suspensos são desestabilizados e ocorre floculação e sedimentação. Entretanto na zona 3, conforme adiciona-se mais alúmen, reverte-se a carga superficial das partículas, estabilizando-as novamente. Na zona 4 (situação ideal), ocorre novamente a desestabilização eletrônica, é nesta zona que se formam grande flocos de hidróxido, os quais, conforme sedimentam, efetuam a varredura.

Figura 5 - Efeitos da adição contínua de um coagulante nas partículas coloidais (turbidez residual)



Fonte: Metcalf & Eddy (2016)

3.4 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

Para analisar a eficiência do tratamento tanto em nível de bancada (Jar Test), quanto em escala de estação de tratamento deve-se analisar minimamente alguns parâmetros, entre eles pH, cor e turbidez.

3.4.1 Análise de pH

A medição do potencial hidrogeniônico refere-se à concentração de íons hidrogênio H^+ dissolvidos na solução. Sinaliza numa escala de 0 a 14 se a solução é ácida, neutra ou alcalina. Está ligado com a oxidação e a redução de metais dissolvidos na água bruta e com o processo de coagulação. Segundo Von Sperling (2005), o pH baixo possui potencial de corrosividade na rede de abastecimento, enquanto o pH elevado facilita a formação de incrustações nas tubulações.

A Equação 1 representa o cálculo do valor do pH em função da concentração de íons de hidrogênio na solução.

$$pH = -\log[H^+] \quad (1)$$

3.4.2 Análise de turbidez

A turbidez está ligada ao grau de interferência na passagem de luz pela coluna d'água, o aspecto turvo é dado à água por partículas minerais, algas e outros

microrganismos. Segundo Von Sperling (2005), os sólidos em suspensão que causam a turbidez podem servir de abrigo para organismos patógenos ao protegê-los na etapa de desinfecção. A análise de turbidez é primordial para a avaliação do desempenho do novo coagulante, pois a remoção de partículas suspensas na água bruta diminui a turbidez. Isto é, quanto melhor desempenhadas a coagulação, a floculação e a decantação, maior será a diferença entre o valor de turbidez inicial e o valor de turbidez final.

3.4.3 Análise de cor aparente

A origem natural dos sólidos dissolvidos que conferem cor à solução é a decomposição de matéria orgânica (vegetais) e presença de ferro e manganês. Já a origem antropogênica está ligada com resíduos industriais e esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005). Como um dos objetivos do presente trabalho é a remoção destes metais, a cor é um parâmetro primordial a ser analisado.

3.5 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS ORIUNDAS DE BARRAMENTOS

A presença de metais nas águas das barragens de Caxias do Sul é frequente e se mostra um fenômeno natural, devido à composição mineralógica das rochas da região. Para Esteves (1998), a geologia da área de drenagem e da bacia de acumulação podem influenciar na composição iônica de corpos d'água.

De acordo com Borsatto (2011), os tipos de rochas predominantes na área da cidade são os derrames basálticos, os riolitos e os riodacitos, sendo o basalto rico em óxidos de ferro. Assim como está presente nas rochas, o ferro, em conjunto com os óxidos de silício e o alumínio, constitui aproximadamente 90% do peso seco da fração inorgânica dos solos. Já o manganês em conjunto com outros elementos constitui menos de 10% (COSTA *apud* Schlabit e Oliveira, 2009). Tanto o ferro, quanto o manganês são os metais frequentemente encontrados na água bruta a ser tratada pelo Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE).

As represas possuem comportamento limnológico muito similar aos de grandes lagos. Howe *et al.* (2016) afirma que no hipolímnio, região com baixa concentração de oxigênio e baixo potencial redox, o ferro e o manganês se reduzem

e, por consequência, se solubilizam. Apesar da água bruta ser aerada durante as operações e processos de tratamento, não é suficiente para oxidar e particular os metais nela contidos, impossibilitando sua sedimentação.

A concentração dos metais solúveis na água dependerá da profundidade onde é feita a captação, entretanto, por conta da desestratificação, em algumas épocas, a água bruta captada em locais rasos possuirá a composição similar à de grandes profundidades. Esteves (1998) afirma que as diferenças de temperaturas formam camadas d'água em decorrência da diferença de densidade provinda do aquecimento das camadas superficiais pela radiação solar. Os estratos formados possuem claras diferenças químicas, físicas e biológicas. A estratificação de corpos d'água se dá pela radiação solar que incide na superfície do corpo hídrico, a qual é fortemente absorvida nas primeiras camadas da coluna d'água. No primeiro metro, cerca de 50 a 60% da radiação que chega à superfície é transformado em calor, aquecendo assim as camadas mais superficiais da represa (Sauberer *apud* Esteves, 1998). No inverno, com o rápido resfriamento do epilímnio as águas da superfície perdem calor bruscamente, tornando-se mais densas do que as águas profundas, ocorrendo assim a circulação das camadas. As águas do hipolímnio carregam consigo os metais solubilizados no fundo da represa para a superfície. Este fenômeno é denominado desestratificação.

Chaturvedi e Dave (2012) relatam que o elemento ferro confere cor avermelhada à água, além de odor e sabor característicos. Este pode manchar roupas e aparelhos sanitários (DAVIS, 2017). O mesmo ocorre para o manganês, que apresenta cor marrom-escura. Ademais, estes íons provocam a incrustação das tubulações e o aparecimento de bactérias ferruginosas (MORUZZI e REALI, 2012). Di Bernardo e Dantas (2005), denominam estes microrganismos como *Chrenotrix*.

Por conta do citado anteriormente, o Ministério da Saúde legisla quanto à quantidade máxima permitida destes metais em águas de abastecimento humano. Os valores máximos de ferro e manganês aceitos pela Portaria de Consolidação n.º 5, do Ministério da Saúde (Brasil, 2017) são, respectivamente, 0,3 mg/L e 0,1 mg/L. Entretanto, são permitidos valores superiores aos estabelecidos se os elementos estiverem complexados com produtos químicos comprovadamente de baixo risco à saúde, se os valores máximos permitidos dos demais parâmetros do padrão de potabilidade não forem violados e se as concentrações de ferro e manganês não ultrapassarem 2,4 e 0,4 mg/L, respectivamente.

3.6 CARACTERIZAÇÃO DE COAGULANTES

Os coagulantes desempenham papel primordial no tratamento de água, isto porque, como relatado anteriormente, eles desestabilizam eletricamente as partículas que se encontram dissolvidas ou suspensas na água bruta. Essa desestabilização não aconteceria sem esses insumos químicos, o que impossibilitaria a sedimentação dos sólidos.

Apesar de primordial no tratamento de água, seu uso deve ser otimizado. Isto porque a dosagem incorreta sobrecarrega os leitos filtrantes por conta da má sedimentação, diminuindo a vida útil dos filtros pela colmatação da areia e carvão.

A dosagem correta de coagulante pode ser estudada experimentalmente em laboratório, através do teste de jarros. Este estudo pode ser agilizado se antes de iniciá-lo se tiver conhecimento dos parâmetros físico-químicos da água bruta. O teste de jarros busca descobrir a menor dosagem de coagulante para se obter o melhor resultado quanto à qualidade de água tratada.

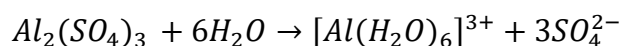
Diversos são os insumos químicos utilizados comercialmente para tratamento de água. Entre eles, é possível citar o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), o policloreto de alumínio (PAC), o cloreto férrico (FeCl_3), o sulfato ferroso (FeSO_4), os polímeros aniônicos e não-iônicos, os polímeros catiônicos e os polications.

3.6.1 Sulfato de alumínio

Frequentemente utilizado no Brasil, para Molina, Rodriguez e Ariza (2016), o sulfato de alumínio é um excelente coagulante, e cumpre bem sua função no tratamento físico-químico de águas. Entretanto, é bioacumulado nos organismos vivos. Além disso, o metal é constantemente associado a diversas neuropatologias, tais quais, Alzheimer, encefalopatias após hemodiálise, doença de Parkinson e esclerose lateral amiotrófica (Rosalino, 2011). Especialmente a ligação entre o Alzheimer e o alumínio empregado na água de abastecimento tem sido estudada pela neurociência, tendo em vista que a doença está tão ligada ao ambiente, quanto atributos genéticos (Walton, 2013). A neurotoxicidade do alumínio é investigada também tendo como alvo o metal empregado em diversos meios de produção, como a fundição (POLIZZI *et al.*, 2002).

Vanacôr (2006) afirma que o sulfato de alumínio é disponibilizado em sua forma solúvel, pois quando em pó é de difícil armazenamento, tendo em vista que forma torrões.

Quando adquirido em sua forma solúvel, apresenta a seguinte fórmula hidrolisada:



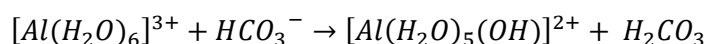
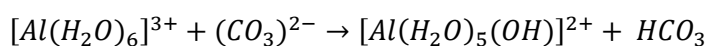
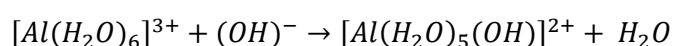
Arboleda (1992), relata que os cátions metálicos não se mantêm puros quando rodeados de moléculas de água.

Os íons de alumínio hidratado ($[Al(H_2O)_6]^{3+}$) atuam como ácidos de Brønsted, pois doam H^+ reagindo com as bases presentes na água (moléculas que recebem H^+ são tidas como bases).

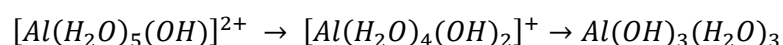
Após à reação de dissociação, ocorre uma série de reações de hidrólise, formando espécies mono e polinucleares. Primeiramente os íons metálicos hidratados reagirão com a alcalinidade presente na água, sob as espécies $(OH)^-$, $(CO_3)^{2-}$, (HCO_3^-) . Só após, os íons de alumínio irão reagir com as moléculas da água (ARBOLEDA, 1992).

Vanacôr (2005) explica que isto acontece, pois as bases que constituem a alcalinidade são mais fortes que a água. Sendo assim, o $[Al(H_2O)_6]^{3+}$ reagirá antes com a alcalinidade e só após com as moléculas de água. Por este motivo, há a queda no valor de pH ao utilizar-se o sulfato de alumínio como coagulante, por conta do consumo de alcalinidade.

As reações de alcalinidade são apresentadas a seguir:



O produto das reações ($[Al(H_2O)_5(OH)]^{2+}$) é instável e transitório, hidrolisando-se e substituindo uma molécula de água por uma hidroxila.

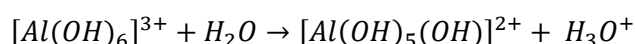


O hidróxido de alumínio formado é insolúvel e precipitará em certas faixas de pH. Pode apresentar-se também com carga negativa ($Al(OH)_4^-$). As espécies monoméricas (um íon de alumínio) se polimerizam, reagindo entre si:

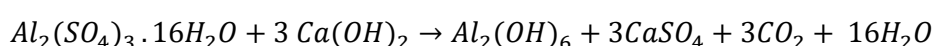
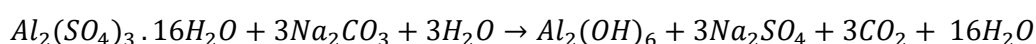


As reações de polimerização formam compostos como $Al_6(OH)_{15}$, $Al_6(OH)_{15}$ e $Al(OH)_3$ e $Al(OH)_4^-$, de acordo com o pH. Assim como os íons de alumínio hidratados podem ser absorvidos pelas partículas de água, os compostos poliméricos também sofrem essa ação, produzindo desestabilização.

Após o consumo de toda alcalinidade disponível, o íon de alumínio hidratado reagirá com a água (base fraca):



Babbitt, Doland e Cleasby (1962 *apud* Vanacôr, 2005), demonstram a reação entre sulfato de alumínio e alcalinidade artificial, tendo em vista que na ausência de alcalinidade natural deve-se adicionar carbonato de sódio ou hidróxido de cálcio. Segue:



Vanacôr (2005) relata que o uso de sulfato de alumínio como coagulante não segue especificamente as reações acima listadas, isto porque, na teoria para cada 0,02 grama por litro de sulfato comercial necessitaria-se de 7,7 miligramas por litro de alcalinidade $CaCO_3$. Entretanto não é isto que se observa nas estações, onde pode utilizar-se de 4 mg/L de sulfato de alumínio comercial a 7 mg/L. Segundo Babbitt, Doland e Cleasby (1962 *apud* Vanacôr, 2005), isto se deve ao fato dos íons de alumínio combinarem com as impurezas da água.

A eficiência do processo de coagulação-floculação depende, fundamentalmente, da alcalinidade e do pH. Entre valores de pH de 4,0 e 7,0, há predominância de espécies do tipo $[Al_x(OH)_{2,5x}]^{1/2x+}$. Tais espécies como $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$ são íons complexos, que reduzem o potencial de repulsão das partículas coloidais por

adsorção. Com valores de pH superiores a 7,0, há um predomínio da espécie iônica $Al(OH)_3$, que é insolúvel, formando colóides de carga positiva que é capaz de promover a coagulação dos colóides de carga negativa predominantes na água (Piantá, 2008).

3.6.2 Coagulantes orgânicos

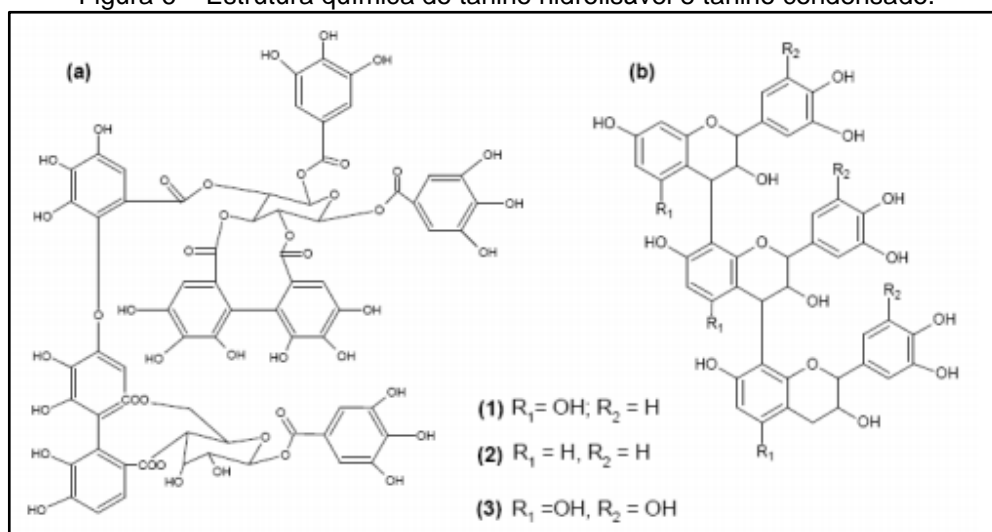
Tendo em vista todas as vulnerabilidades listadas anteriormente, a ciência busca a substituição de coagulantes de sais metálicos, por substâncias orgânicas e facilmente biodegradáveis (OLADOJA, 2015). Um vasto rol vem sendo estudado, entre eles os coagulantes a base de sementes de uva (JEON *et al.*, 2009), acácia (LOPES *et al.*, 2019), quiabo (LIMA, 2007), quitosana, moringa, algaroba e cactáceas (LIMA JÚNIOR e ABREU, 2018).

Dentre os insumos químicos biodegradáveis destacam-se os taninos vegetais, os quais, segundo Silva (1999 *apud* Da Costa, 2016), pertencem ao grupo de compostos polihidroxidofenólicos, que se encontram misturados, sendo constituídos por polifenóis simples, carboidratos, aminoácidos e gomas hidroxidoloidais. Os taninos vegetais são aplicados no curtimento de peles, na produção de plásticos, como anticorrosivos, colas e floculantes. São oriundos de árvores, sendo encontrados em toda sua estrutura (raízes, galhos, folhas, flores, frutos e sementes) (Da Costa, 2016). Mangrinch *et al.* (2014) afirmam que coagulantes derivados de taninos podem ser produzidos através dos procedimentos da reação de Mannich.

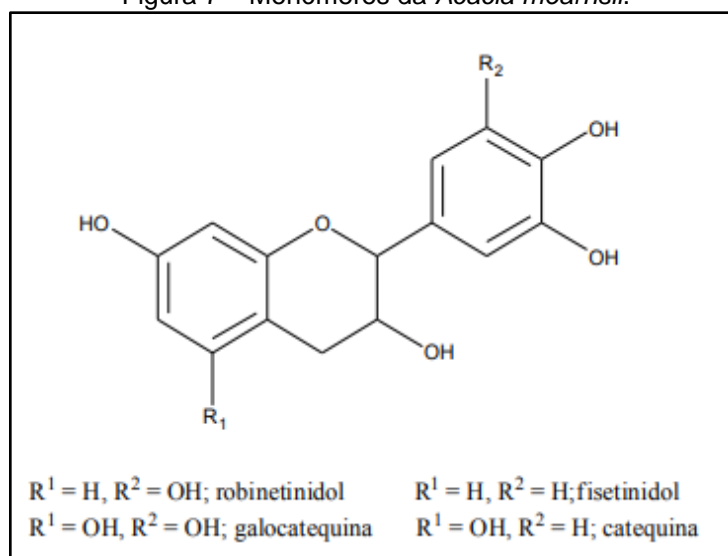
Estudos de Piantá (2008), sugerem que a aplicação de coagulantes de origem vegetal à base de tanino no tratamento tanto de efluentes industriais como em águas destinadas ao consumo humano, tem mostrado resultados vantajosos, pois apresentam menor contribuição de ânions sulfatos ao efluente final, menor geração de massa de lodo e obtenção de um lodo orgânico e com maior facilidade de destinação final.

Os taninos podem ser divididos em hidrolisáveis e condensados (Figura 6). Os hidrolisáveis possuem como unidade básica o ácido gálico que pode estar ligado a estruturas glicosídicas (Figura 6a). Já os taninos condensados possuem unidades monoméricas do tipo flavan-3-ol, (Figura 6b), como é o caso do tanino da acácia negra (*Acacia mearnsii* De Wild).

Figura 6 – Estrutura química do tanino hidrolisável e tanino condensado.

Fonte: Mangrinch *et al.* (2014)

Mangrinch *et al.* (2014) apontam que os principais monômeros isolados da casca da *Acacia mearnsii* são a galocatequina e o robinetinidol, representados estruturalmente na Figura 7.

Figura 7 – Monômeros da *Acacia mearnsii*.Fonte: Mangrinch *et al.* (2014)

O *Veta Organic*, produzido pela empresa gaúcha Brazilian Wattle Extract (BWE), é um polieletrólito catiônico produzido a partir do tanino vegetal extraído da acácia negra (*Acacia mearnsii De Wild*), planta de origem australiana cultivada no Rio Grande do Sul. É um insumo similar a variedade Tanfloc, produzida pela empresa TANAC.

Sua obtenção se dá por meio da lixiviação aquosa da casca da acácia negra (DE FARO, 2011), gerando um coagulante de baixo peso molecular, quando comparado a outros polieletrólitos (VANACÔR, 2005). Amplamente produzido no estado do Rio Grande do Sul, está contemplado na NBR 15.784:2017 (ABNT, 2017), que dispõe sobre produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano, na qual é denominado tanato quaternário de amônio.

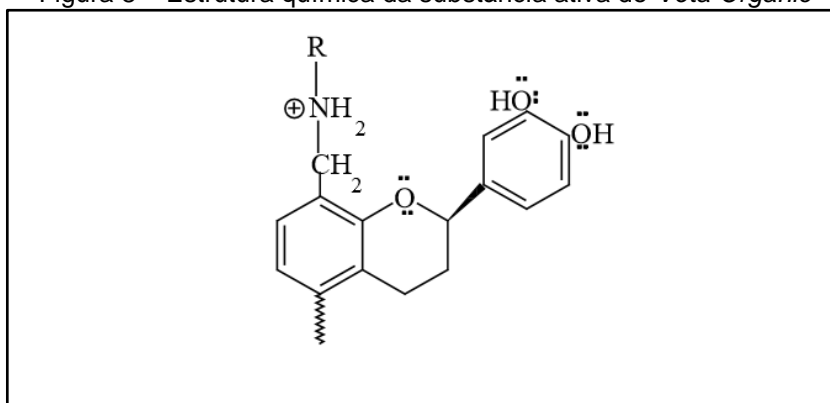
O fabricante aponta que este não interfere no pH da água, diferentemente do sulfato de alumínio e seria capaz de particular e remover pela decantação compostos como ferro e manganês. Estudo realizado por Arnesen *et al.* (2017), aponta que não foi verificada mudança no pH com o emprego do *Veta Organic*. Seu estudo é de grande interesse público, pelos potenciais benefícios no quesito ambiental e de saúde pública.

Com o uso do coagulante orgânico espera-se que sua eficiência na coagulação seja tanta quanto um coagulante inorgânico. É almejado que o coagulante apresente bons resultados para que seja posteriormente substituído pelo sulfato de alumínio, já que apresenta sua estrutura orgânica e com menor risco à saúde humana.

Deseja-se investigar o lodo formado, para analisá-lo quanto ao volume produzido em comparação com o sulfato de alumínio. Além disso, estudar a biodegradabilidade do lodo e sua relação DBO₅/DQO.

Por fim, sua possível oxidação dos íons metálicos ferro e manganês é desejável, deixando de se apresentar em sua forma solúvel para que sejam sedimentados no tratamento.

Figura 8 – Estrutura química da substância ativa do *Veta Organic*



Fonte: BWE (2002, *apud* Vanacôr, 2005)

3.7 RESÍDUOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Assim como uma indústria, uma estação de tratamento de água gera resíduos oriundos do processo. Estes são primordialmente a água de lavagem de filtros e o lodo depositado no decantador e seu tratamento e disposição representam uma significativa porcentagem dos gastos das companhias de abastecimento, comprometendo de 20 a 60% do orçamento (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001 *apud* Teixeira *et al.*, 2014).

Como o cuidado ambiental tem-se intensificado com o passar dos anos, garantir a eficiência do tratamento e a excelência da água distribuída para a população, não é o suficiente. Deve-se pensar de modo integrado nos resíduos e efluentes gerados no processo e na qualidade dos insumos químicos empregados e sua influência na saúde humana.

3.7.1 Lodo oriundo da decantação

Segundo Davis (2017), até 98% da massa do lodo pode ser água. Produz-se cerca de 1 m³ de lodo para cada 20 quilogramas de produtos químicos empregados no tratamento.

Como por questões econômicas e ambientais, o lodo sofre desidratação antes de ser destinado para aterro, é importante conhecer o teor de sólidos totais, além de outros parâmetros, tais como densidade, antes e após a desidratação para saber a eficiência da Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR). Ambos parâmetros são correlacionados por Teixeira *et al.* (2014). A caracterização quali-quantitativa do lodo gerado na decantação é importante e considerada como parâmetro de projeto segundo a CETESB (2010).

Piantá (2008) relaciona alguns fatores que influenciam na formação de lodo no tratamento de água. Pode-se listar os sólidos em suspensão, turbidez e cor aparente da água bruta, a dosagem de coagulantes e coadjuvantes do tratamento (alcalinizantes e carvão), a frequência da limpeza dos decantadores e da lavagem de filtros e o modo de operação dos tanques de regularização de vazão.

Cruz *et al.* (2005 *apud* Piantá, 2008) demonstra a biodegradabilidade do coagulante Tanfloc (similar ao *Veta Organic*), indicando que o lodo pode passar por

processos de biodigestão, eliminando o custo de transporte e disposição em aterros industriais.

4 METODOLOGIA

Os ensaios laboratoriais realizados ao longo do estudo buscaram simular as operações e processos realizados na estação de tratamento de água em escala de bancada.

4.1 DETERMINAÇÃO DA MASSA ESPECÍFICA DO *VETA ORGANIC*

Conhecer a massa específica do insumo estudado é de extrema importância para possibilitar os cálculos de dosagem de coagulante no tratamento de água. Para isso, utilizando um balão volumétrico 50 cm³, pesou-se o coagulante em balança analítica com câmara de pesagem e precisão de 0,0001g.

O cálculo que relaciona massa e volume é demonstrado na Equação 2.

$$\rho_{pc} = \frac{m}{v} \quad (2)$$

Na qual,

ρ_{pc} , massa específica do *Veta Organic*, em g.cm⁻³;

m, massa, em grama;

v, volume, em centímetros cúbicos.

$$\rho_{pc} = \frac{52,5414}{50}$$

$$\rho_{pc} = 1,0508 \text{ g.cm}^{-3} \equiv 1.050,8 \text{ kg.m}^{-3}$$

4.2 SIMULAÇÃO DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO (Jar Test)

Após a determinação da massa específica do coagulante, calculou-se a concentração volumétrica da diluição para que 1 mL da solução equivalesse a 1 ppm no jarro de 2 litros (Equação 5).

$$D_{Veta} \left[\frac{mg_{PA}}{L} \right] = \frac{v_{stj} [mL_{stj}] \cdot 10^{-3} \left[\frac{L_{stj}}{mL_{stj}} \right] \cdot Cv_{tj} \left[\frac{mL_{pc}}{L_{stj}} \right] \cdot \rho_{pc} \left[\frac{g_{pc}}{mL_{pc}} \right] \cdot C_{pc} \left[\frac{g_{PA}}{g_{pc}} \right] \cdot 10^3 \left[\frac{mg_{PA}}{g_{PA}} \right]}{V_{tj} [L]} \quad (3)$$

Estabelecendo que

$$D_{Veta} \left[\frac{mg_{PA}}{L} \right] = v_{stj} [mL_{stj}] \quad (4)$$

então,

$$Cv_{tj} \left[\frac{mL_{pc}}{L_{stj}} \right] \equiv \frac{V_{tj} [L]}{\rho_{pc} \left[\frac{g_{pc}}{mL_{pc}} \right] \cdot C_{pc} \left[\frac{g_{PA}}{g_{pc}} \right]} \quad (5)$$

Nas quais,

D_{Veta} , dosagem de *Veta Organic*, em mg de princípio ativo por litro;

v_{stj} , volume da solução adicionada no teste de jarros em mL;

Cv_{tj} , concentração volumétrica no teste de jarros, em mL/L;

V_{tj} , volume do teste de jarros, em L;

ρ_{pc} , massa específica do *Veta Organic*, em g/cm³;

C_{pc} , concentração do *Veta Organic*, em kg de princípio ativo por kg de produto comercial. Considerando-se 1 kg/kg.

$$C_{v,tj} = \frac{2}{1,0508 \cdot 1}$$

$$C_{v,tj} = 1,9033 \left[\frac{mL_{pc}}{L_{stj}} \right]$$

Após as diluições terem sido realizadas, foi iniciado o teste de jarros para conhecer a faixa de dosagem do coagulante a ser utilizada na água bruta. A dosagem foi testada de 15, 20, 25, 30, 35 e 40 ppm nos seis jarros, conforme apresentado na Figura 9. O aparelho foi utilizado em sua configuração para agitação rápida (430 rpm) simulando a coagulação durante 20 segundos, seguido por floculação, com agitação lenta por 20 minutos a 35 rpm. Por fim, a amostra sedimentou por 15 minutos.

Figura 9 - Aparelho de teste de jarros com 6 provas



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Seguido deste ensaio, realizou-se o mesmo procedimento buscando refinar a faixa de coagulante trabalhada. Testou-se as dosagens de 31, 34, 37, 40, 43 e 46 ppm.

Conhecida a dosagem ideal do coagulante *Veta Organic* para a amostra estudada, comparou-se o desempenho do insumo orgânico em relação ao sulfato de alumínio. A dosagem de sulfato de alumínio empregada nos ensaios comparativos foi a mesma utilizada na ETA, a qual é aferida a cada 12 horas, garantindo, deste modo, a otimização do tratamento.

4.2.1 Gradientes de velocidade

Para calcular os gradientes de velocidade da mistura deve-se, inicialmente, conhecer o parâmetro de descarga (Equação 6), o qual está relacionado ao coeficiente de descarga (Equação 7), que por sua vez depende das dimensões do agitador mecânico.

$$\alpha = 12600Cd(1 - k)^3 \quad (6)$$

e

$$Cd = \frac{L}{a} \quad (7)$$

Nas quais,

α , parâmetro de descarga;

Cd , coeficiente de descarga;

k , parâmetro adotado usualmente como 0,25 para o cálculo da potência de agitadores com paletas paralelas ao eixo (Fair *et al.*, 1968 *apud* Di Bernardo e Dantas, 2005);

L , comprimento, em centímetro;

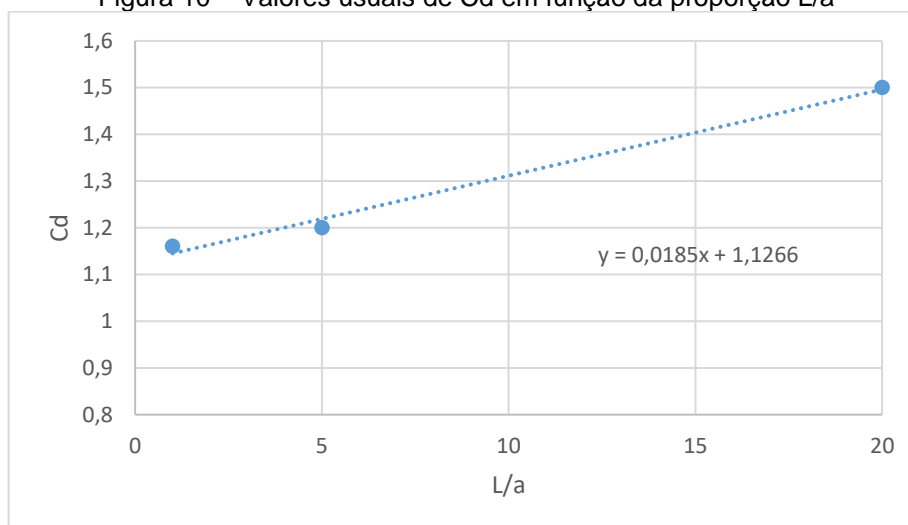
a , largura, em centímetro.

Logo,

$$\frac{L}{a} = \frac{3,1}{4,65}$$

$$\frac{L}{a} = 0,67$$

Figura 10 – Valores usuais de Cd em função da proporção L/a



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Ao ser interpolado com os valores usuais de Cd (Figura 10) para a relação L/a, tem-se:

$$Cd = 1,1389$$

Logo,

$$\alpha = 12600 \times 1,1389(1 - 0,25)^3$$

$$\alpha = 6.054,14$$

Uma vez conhecido o parâmetro de descarga, é possível calcular o fator de forma, conforme Equação 8.

$$\varepsilon = \frac{\alpha \sum (A \times r^3)}{V} \quad (8)$$

Sendo,

ε , fator de forma;

α , parâmetro de descarga;

A, área da seção, equivalente a 0,0014415 m²;

r , raio da seção, equivalente a 0,02325 m;

V , volume do jarro, 0,002 m³;

$$\varepsilon = \frac{6.054,14 \sum(0,0014415 \times 0,02325^3)}{2}$$

$$\varepsilon = 0,1097$$

Após calcular o fator de forma (ε), pode-se calcular o gradiente de velocidade (Equação 9) tanto para a mistura lenta, quanto para a mistura rápida.

$$G = \sqrt{\frac{\varepsilon \times n^3}{\mu}} \quad (9)$$

No qual,

G , gradiente de velocidade, em s⁻¹;

n , rotações por segundo, para a agitação rápida equivale a 7,167 rps, para a agitação lenta é 0,583 rps;

μ , coeficiente de viscosidade dinâmica da água, 0,0001021756 kgf.s.m⁻² a 20°C.

$$G = \sqrt{\frac{0,1097 \times 0,583^3}{0,0001021756}}$$

e

$$G = \sqrt{\frac{0,1097 \times 7,167^3}{0,0001021756}}$$

Os gradientes de mistura lenta e rápida são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Gradientes de mistura

Tipo de mistura	G (s ⁻¹)
Lenta	14,6
Rápida	628,7

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Para determinar o desempenho do coagulante orgânico quando comparado ao sulfato de alumínio, bem como sua capacidade de coagular e decantar as impurezas da água bruta, foram analisados três parâmetros primordiais na água bruta e na água após o teste de jarros.

4.3.1 pH

A determinação do pH foi realizada com o auxílio de um pHmetro de bancada da marca Digimed, contando com sensor de temperatura, além do eletrodo de pH. Na Figura 11 visualiza-se o aparelho utilizado. O potencial hidrogeniônico da amostra é medido através do método potenciométrico, ajudando a determinar se há a influência do coagulante orgânico no pH da água bruta assim como o sulfato de alumínio, o qual acidifica a água.

Figura 11 - pHmetro digital de bancada Digimed

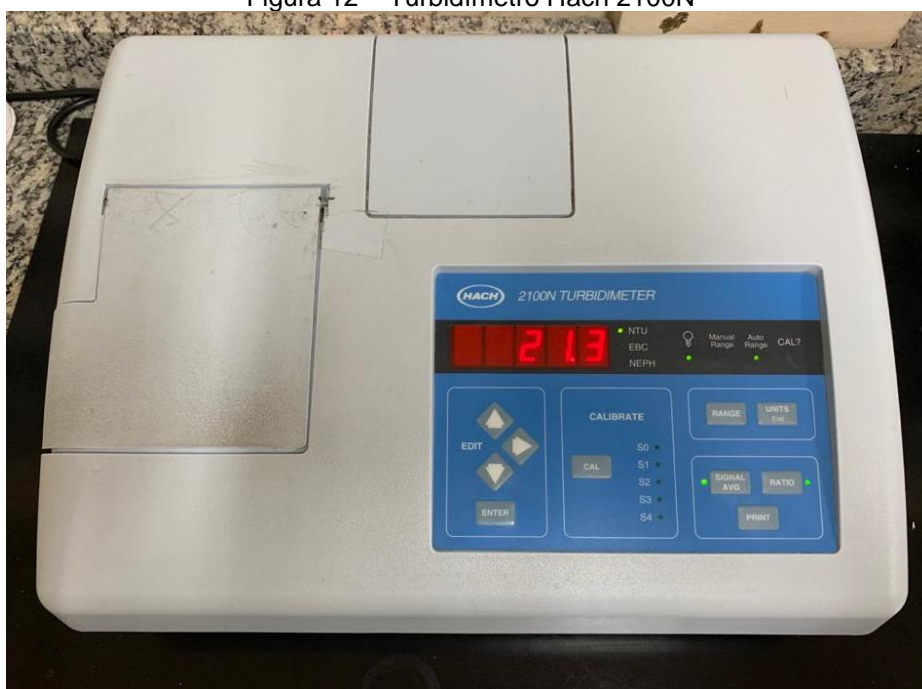


Fonte: Didática SP (2020)

4.3.2 Turbidez

A turbidez foi analisada utilizando-se um turbidímetro Hach modelo 2100N (Figura 12), o qual emprega o método nefelométrico, através de uma fonte luminosa de um LED de 860 ± 30 nm com precisão de $\pm 2\%$ (HACH, 2015). O resultado é entregue em unidade nefelométrica de turbidez (NTU).

Figura 12 – Turbidímetro Hach 2100N



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

A análise de turbidez é primordial para a avaliação do desempenho do novo coagulante, pois a remoção de partículas suspensas e dissolvidas na água bruta, diminui a turbidez. Isto é, quanto melhor desempenhadas a coagulação, a floculação e a decantação, maior será a diferença entre o valor de turbidez inicial e o valor de turbidez final.

4.3.3 Cor

Realizou-se a medição da cor através de um colorímetro digital da marca Policontrol, modelo Aquacolor Cor, conforme apresentado na Figura 13. O resultado quantitativo é dado em unidade Hazen (uC).

Figura 13 - Colorímetro digital AquaColor Cor PoliControl



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

4.4 ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE FERRO E MANGANÊS SOLÚVEIS NO SOBRENADANTE

Junto à análise de coagulação, almejava-se conhecer o desempenho do *Veta Organic* na remoção de metais em sua forma solubilizada, neste caso, Ferro e Manganês. Para isso, realizaram-se duas séries de análises, uma para cada metal, dopando as amostras com uma concentração conhecida dos metais em suas formas solúveis (Fe^{+2} e Mn^{+2}) e trabalhando com uma amostra como branco para fins de validação.

De seis jarros, dois receberam sulfato de alumínio e dois *Veta Organic*, um jarro de cada coagulante foi dopado com o metal analisado. Os outros dois jarros não receberam coagulantes e, destes, apenas um deles recebeu dosagem do metal.

4.4.1 Ferro

Para a dopagem das amostras com ferro solúvel, utilizou-se como reagente uma solução preparada a partir de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), com concentração de $1 \text{ mg}_{\text{Fe}^{+2}}/\text{L}_{\text{solução}}$. O preparo da solução foi realizado conforme apresentado nas Equações 10 e 11.

$$C_{sol} = \frac{m_{pc} \cdot C_{pc} \cdot M_{Fe}}{V_{\text{água}} \cdot M_{\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}} \quad (10)$$

$$V_{sol} = \frac{C_{tj} \cdot V_{tj}}{C_{sol}} \quad (11)$$

Nas quais,

C_{sol} , concentração da solução de sulfato ferroso, em $\text{g}_{\text{Fe}}/\text{L}_{\text{sol}}$;

m_{pc} , massa do produto comercial, em g_{PC} ;

C_{pc} , concentração do produto comercial, em $\text{g}_{\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}/\text{g}_{\text{PC}}$;

M_{Fe} , massa molar do ferro, em $\text{g}_{\text{Fe}}/\text{gmol}_{\text{Fe}}$;

$V_{\text{água}}$, volume de água da dissolução, em L;

$M_{\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}$, massa molar do sulfato ferroso, em $\text{g}_{\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}/\text{gmol}_{\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}$;

V_{sol} , volume dosado da solução, em mL;

C_{tj} , concentração almejada no teste de jarros, 1 ppm;

V_{tj} , volume do teste de jarros, em L.

Após a conclusão do teste de jarros, analisou-se a concentração de ferro no sobrenadante. Para isso, foi utilizado o fotômetro Nova 60, da Merck, o qual utiliza espectroscopia para quantificar a concentração dos íons na solução. Foi utilizado como reagente o kit comercial da Hach, FerroVer. O método é aprovado pela USEPA

(Federal Register, June 27, 1980; 45 (126:43459)) e adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Em 10 mL de amostra do sobrenadante adicionou-se o conteúdo de um sachê do kit. Após agitação até completa dissolução do pó, aguardou-se o tempo de reação de 3 minutos. Para a determinação da concentração, foi realizada a leitura da amostra em 525 nm.

4.4.2 Manganês

O mesmo procedimento foi repetido para a dopagem com manganês solúvel. Foi utilizado sulfato manganoso monohidratado ($MnSO_4 \cdot H_2O$) para o preparo da solução, com concentração de $1 \text{ mg}_{Mn^{+2}}/L_{\text{solução}}$. O preparo da solução foi realizado conforme apresentado nas Equações 12 e 13.

$$C_{sol} = \frac{m_{pc} \cdot C_{pc} \cdot M_{Mn}}{V_{\text{água}} \cdot M_{MnSO_4 \cdot H_2O}} \quad (12)$$

$$V_{sol} = \frac{C_{tj} \cdot V_{tj}}{C_{sol}} \quad (13)$$

Nas quais,

C_{sol} , concentração da solução de sulfato manganoso, em g_{Mn}/L_{sol} ;

m_{pc} , massa do produto comercial, em g_{PC} ;

C_{pc} , concentração do produto comercial, em $\text{g}_{MnSO_4 \cdot H_2O}/\text{g}_{PC}$;

M_{Mn} , massa molar do manganês, em $\text{g}_{Mn}/\text{gmol}_{Mn}$;

$V_{\text{água}}$, volume de água da dissolução, em L;

$M_{MnSO_4 \cdot H_2O}$, massa molar do sulfato manganoso, em $\text{g}_{MnSO_4 \cdot H_2O}/\text{gmol}_{MnSO_4 \cdot H_2O}$;

V_{sol} , volume dosado da solução, em mL;

C_{tj} , concentração almejada no teste de jarros, 1 ppm;

V_{tj} , volume do teste de jarros, em L.

Após a realização do teste de jarros, quantificou-se a concentração de manganês solúvel na amostra. A análise foi realizada com a utilização do kit comercial Spectroquant Manganese Test da marca Merck. Sendo este um método análogo a DIN 38406-2.

Adicionou-se 8 gotas do reagente Mn1 em 10 ml de amostra, seguido de agitação em agitador de tubos. Após, adicionou-se 4 gotas do reagente Mn2, seguido de agitação. Aguardou-se o tempo de reação de 2 minutos, e adicionou-se 4 gotas do reagente Mn3. A amostra foi agitada e aguardou-se o tempo de reação de 2 minutos. Para a determinação da concentração, foi realizada a leitura da amostra em 455 nm.

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO FORMADO

Para produzir volume suficiente de lodo a ser analisado em laboratório, realizaram-se 13 bateladas de testes de jarros de 6 provas, totalizando um volume de água bruta de 156 litros. Posterior à realização de cada ensaio, o sobrenadante foi descartado, mantendo-se o volume precipitado a ser enviado para o laboratório. O objetivo deste procedimento era concentrar o lodo formado a partir do emprego do *Veta Organic*.

O volume foi coletado em frascos plásticos e conservado com a adição de ácido sulfúrico P.A. (H₂SO₄) até a amostra atingir pH igual a 1. Em seguida, foram armazenadas sob refrigeração. As análises laboratoriais foram realizadas pelo LAPAM (Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais) da Universidade de Caxias do Sul.

Os parâmetros avaliados encontram-se relacionados na Tabela 5, juntamente com a metodologia adotada. Seguiram-se os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

O lodo oriundo do uso do sulfato de alumínio também foi analisado em relação aos parâmetros listados na Tabela 5. Entretanto, este lodo não foi obtido a partir de testes de jarros, mas sim coletado diretamente do tratamento de água durante a lavagem de filtros.

Uma vez conhecidos os principais parâmetros do lodo, é possível apresentar os resultados em base seca, isto é, dividir a concentração de cada parâmetro pelo teor de sólidos totais, facilitando assim a análise entre o lodo do sulfato de alumínio e

o lodo oriundo do *Veta Organic*. Analisando-se os parâmetros em base seca é possível ter resultados mais fidedignos, os quais podem ser comparados com outros resultados independentemente da concentração do lodo.

Os resultados laboratoriais também são importantes para avaliar a biodegradabilidade do lodo. Gervasoni (2014), ao caracterizar o lodo de ETAs e estudar diferentes destinações para o resíduo, cita como relevante a relação DQO/DBO₅. Tal metodologia será empregada neste trabalho, uma vez que o interesse converge ao do autor.

Tabela 5 - Parâmetros analisados no lodo

Parâmetro	Método	Referência APHA (2017)
Sólidos totais (mg/L)	Gravimétrico	2540 B
Sólidos totais voláteis (mg/L)	Gravimétrico	2540 B
Sólidos totais fixos (mg/L)	Gravimétrico	2540 B
Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L)	Macro Kjeldahl	4500 N _{org} B
Fósforo total (mg/L)	Método do ácido ascórbico	4500 P B, 4500 P E
DQO (mg/L)	Método titulométrico com refluxo aberto	5220 B
DBO ₅ (mg/L)	Teste DBO 5 dias	5210 B

Fonte: Elaborada pela autora com base nos Relatórios de Ensaio do LAPAM (2020)

4.6 CÁLCULO PARA A ESTIMATIVA DA MASSA DE LODO A SER FORMADA

Para estimar a massa de lodo produzido, realizaram-se testes de jarros com 2 litros de água bruta, nos quais aplicaram-se as melhores dosagens de sulfato de alumínio e *Veta Organic*. Ao fim dos testes, 1.800 mL do sobrenadante foram descartados e quantificou-se em laboratório o teor de sólidos totais presentes em 200 mL de lodo. As análises foram realizadas com o emprego do método gravimétrico, tendo como base a metodologia 2540 B e 2540 E descrita por APHA (2017).

Com base nos resultados obtidos em laboratório, calculou-se a massa de lodo a ser produzida com o emprego dos diferentes coagulantes. Descreve-se nas Equações 14 a 19 os cálculos empregados.

$$P_{LS_sulfato} = ST_{sulfato} \times \left(\frac{V_{lodo}}{V_{tj} \times 1.000} \right) \quad (14)$$

Sendo,

$P_{LS_sulfato}$, lodo seco gerado com a aplicação de sulfato de alumínio, mg_{ST}/L;

$ST_{sulfato}$, análise de sólidos totais na amostra de lodo empregando-se o sulfato de alumínio, em mg_{ST}/L_{amostra};

V_{lodo} , amostra de lodo sedimentado recolhido, equivalente a 200 mL_{amostra};

V_{tj} , volume do teste de jarros, equivalente a 2 L.

Após calcular a concentração de sólidos totais em mg/L com o uso do coagulante inorgânico, é necessário conhecer o coeficiente de turbidez, o qual relaciona a concentração de sólidos no lodo seco, o coeficiente de produção de lodo com o emprego do sulfato de alumínio (obtido por relação estequiométrica), a dosagem de sulfato de alumínio utilizada no teste de jarros e a turbidez da água bruta do momento em que foram realizados os testes.

$$Coef_{turb} = \frac{P_{LS_sulfato} - Coef_{sulfato} \times D_{sulfato}}{Turb_{AB}} \quad (15)$$

Sendo,

$Coef_{turb}$, coeficiente de turbidez para estimativa de produção de lodo, em mg_{ST}/(L.NTU);

$Coef_{sulfato}$, coeficiente para estimar a produção de lodo empregando-se sulfato de alumínio, em mg_{ST}/ppm;

$D_{sulfato}$, dosagem coagulante sulfato de alumínio utilizado no dia da análise de sólidos totais, em mg/L;

$Turb_{AB}$, turbidez da água bruta no dia da análise de sólidos totais, em NTU.

Similar ao realizado para o coagulante inorgânico, descreve-se na Equação 16 as variáveis que se relacionam à concentração de sólidos totais ao ser utilizado o *Veta Organic*.

$$P_{LS_veta} = ST_{veta} \times \left(\frac{V_{lodo}}{V_{tj} \times 1.000} \right) \quad (16)$$

Na qual,

P_{LS_veta} , lodo seco gerado com a aplicação de *Veta Organic*, mg_{ST}/L;

ST_{veta} , análise de sólidos totais na amostra de lodo empregando-se *Veta Organic*, em mg_{ST}/L_{amostra};

V_{lodo} , amostra de lodo sedimentado recolhido, equivalente a 200 mL_{amostra};

V_{tj} , volume do teste de jarros, equivalente a 2 L.

Bem como o coeficiente calculado para o sulfato de alumínio, tem-se o coeficiente para o coagulante orgânico (Equação 17).

$$Coef_{veta} = \frac{P_{LS_veta} - Turb_{AB} \times Coef_{turb}}{D_{veta}} \quad (17)$$

Na qual,

$Coef_{veta}$, coeficiente para estimar a geração de lodo empregando-se o coagulante *Veta Organic*, em mg_{ST}/ppm;

P_{LS_veta} , lodo seco gerado com a aplicação de *Veta Organic*, mg_{ST}/L;

$Turb_{AB}$, turbidez média da água bruta, em NTU;

$Coef_{turb}$, coeficiente de turbidez para estimativa de produção de lodo, em mg_{ST}/(L.NTU);

D_{veta} , dosagem ótima de *Veta Organic* aferida nos testes de jarros, em mg/L.

Tais dados serão necessários para estimar o lodo produzido no tratamento de água para abastecimento de Caxias do Sul. A estimativa é realizada conforme metodologia descrita por American Water Works Association (1999), a qual considera a turbidez média da água bruta, o coeficiente de turbidez calculado anteriormente, a dosagem de sulfato de alumínio usual da ETA, o coeficiente de sulfato de alumínio, a dosagem de carvão usual, o coeficiente do carvão ativado e a vazão média da unidade de tratamento. A relação entre as variáveis é apresentada na Equação 18.

Alguns dados necessários, como a dosagem usual de sulfato de alumínio e de carvão ativado e a turbidez média da água bruta na ETA são apresentados na Tabela 6.

$$G_{lodo_sulfato} = \frac{(Turb_{AB} \times Coef_{turb} + D_{sulfato} \times Coef_{sulfato} + D_{carvão} \times Coef_{carvão}) \times Q}{1.000} \quad (18)$$

Sendo,

$G_{lodo_sulfato}$, estimativa da geração de lodo seco com o emprego do sulfato de alumínio, em kg/dia;

$Turb_{AB}$, turbidez média da água bruta, em NTU;

$Coef_{turb}$, coeficiente de turbidez para estimativa de produção de lodo, em $mg_{ST}/(L.NTU)$;

$D_{sulfato}$, dosagem usual de coagulante sulfato de alumínio, em mg/L;

$Coef_{sulfato}$, coeficiente para estimar a produção de lodo empregando-se sulfato de alumínio, em mg_{ST}/ppm ;

$D_{carvão}$, dosagem usual do produto comercial carvão ativado, em mg/L;

$Coef_{carvão}$, coeficiente da geração de lodo empregando-se carvão ativado, equivalente a 0,65 mg_{ST}/ppm ;

Q , vazão média da ETA, em m^3/dia .

Similar à Equação 18 é a Equação 19, a qual estima a geração de lodo com o emprego do coagulante orgânico, sendo necessárias adaptações quanto a dosagem de *Veta Organic* e o coeficiente para o *Veta Organic*.

$$G_{lodo_veta} = \frac{(Turb_{AB} \times Coef_{turb} + D_{veta} \times Coef_{veta} + D_{carvão} \times Coef_{carvão}) \times Q}{1.000} \quad (19)$$

Sendo,

G_{lodo_veta} , estimativa da geração de lodo seco com o emprego do *Veta Organic*, em kg/dia;

$Turb_{AB}$, turbidez média da água bruta, em NTU;

$Coef_{turb}$, coeficiente de turbidez para estimativa de produção de lodo, em mg_{ST}/(L.NTU);

D_{veta} , dosagem ótima de *Veta Organic* aferida nos testes de jarros, em mg/L;

$Coef_{veta}$, coeficiente para estimar a geração de lodo empregando-se o coagulante *Veta Organic*, em mg_{ST}/ppm;

$D_{carvão}$, dosagem usual do produto comercial carvão ativado, em mg/L;

$Coef_{carvão}$, coeficiente da geração de lodo empregando-se carvão ativado, equivalente a 0,65 mg_{ST}/ppm;

Q , vazão média da ETA, em m³/dia.

Tabela 6 – Dados necessários para estimar a formação de lodo para diferentes ETAs

ETA	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem usual de Al ₂ (SO ₄) ₃ (mg/L)	Dosagem usual de carvão ativado (mg/L)
Borges de Medeiros	4,9	37	5
Samuara	6,2	42	14
Celeste Gobbato	7,7	44	5
Parque da Imprensa	6,5	30	4
Morro Alegre	6,2	33	9

Fonte: Dados fornecidos por SAMAE, adaptados pela autora (2020)

Para as estimativas foi considerado o uso do carvão ativado no tratamento, tendo em vista que este é dosado em todas as ETAs logo no início do processo e contribui para a formação de lodo.

As Equações 14 a 19 auxiliam na estimativa da produção de lodo seco, isto é, um lodo pobre em umidade. Tal condição não é viável de ser atingida com as estruturas pré-existentes das unidades de tratamento de resíduos das ETAs de Caxias do Sul, isto porque, seria necessária a secagem térmica do lodo.

O SAMAE realiza apenas o adensamento e desidratação do lodo com o auxílio de filtros prensa e centrífugas. Tais equipamentos permitem a obtenção de um lodo adensado, o qual possui 20% de sólidos totais, segundo estatísticas da empresa baseadas em análise periódicas. Tal porcentagem de sólidos totais também é relatada por Andreoli *et al.* (2001), que estabelece como 20% a concentração mínima de sólidos totais para que o resíduo possa ser recebido em aterro.

Uma vez conhecida essa condição, deve-se transformar os valores obtidos nas Equações 18 e 19 em valores mais próximos da realidade, isto é, o lodo seco deve ser transformado em lodo adensado, incluindo em sua massa 80% de água. Para isto, tem-se a relação apresentada na Equação 20.

$$X_{lodo_adensado} = 0,20 \frac{kg_{lodo_seco}}{kg_{lodo_adensado}} \quad (20)$$

4.7 ESTIMATIVA DOS CUSTOS ECONÔMICOS PARA TRANSPORTE E DESTINAÇÃO DE LODOS CLASSE I E CLASSE IIA

É possível calcular o custo de transporte de lodo levando em consideração a distância percorrida no transporte (da ETA à unidade de destino) e o tempo gasto para deslocamento, como descrito na Equação 21.

$$Custo_{transp} = Custo_{transp_unitário} \times L + Custo_{tempo} \times t_{deslocamento} \quad (21)$$

Na qual,

$Custo_{transp}$, custo total do transporte do lodo, em R\$;

$Custo_{transp_unitário}$, custo por quilômetro rodado, em R\$/quilômetro;

L , distância entre a ETA e a destinadora, em quilômetros;

$Custo_{tempo}$, custo fixo por hora, em R\$/hora;

$t_{deslocamento}$, tempo de deslocamento da ETA à destinadora, em hora.

Tão importante quanto o valor a ser pago pelo serviço de transporte, é o custo de destinação final do lodo, isto é, o valor cobrado pelas destinadoras para destinar em aterro ou incorporar o resíduo ao processo de compostagem. Os dois tipos de serviço possuem custos bastante diferentes, entretanto, ambos são calculados de acordo com a massa de resíduo a ser destinada, conforme apresentado na Equação 22.

$$Custo_{dest} = Custo_{dest_unitário} \times PS \quad (22)$$

Na qual,

$Custo_{dest}$, custo total da destinação do lodo, em R\$/mês;

$Custo_{dest_unitário}$, custo da destinação, em R\$/tonelada;

PS , produção de lodo, em t/mês.

Considerando-se os dois custos apresentados anteriormente, tem-se o valor total gasto para enviar o resíduo corretamente (Equação 23).

$$Custo_{total} = Custo_{dest} + Custo_{transp} \quad (23)$$

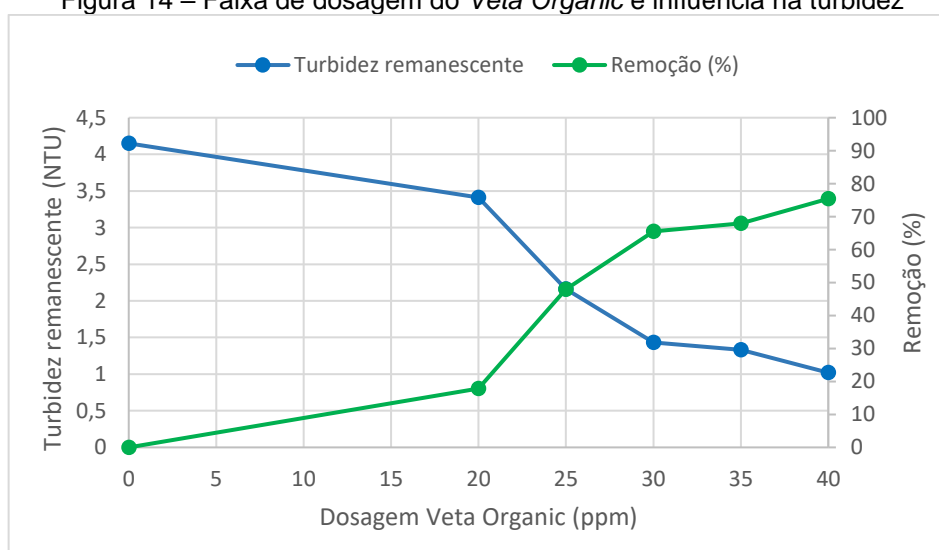
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Testes preliminares foram realizados para estudar o coagulante *Veta Organic*, já que a faixa de atuação do insumo não era conhecida. Para tanto, sua eficiência foi avaliada em relação à remoção de turbidez, de cor e a influência sobre o pH.

5.1 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE TURBIDEZ

Apresentam-se na Figura 14 os valores de turbidez residual e o percentual de remoção de turbidez para diferentes dosagens do coagulante. O melhor resultado foi obtido com a concentração de 40 mg/L, a qual removeu 75,42% de turbidez, reduzindo-a de 4,15 NTU a 1,02 NTU.

Figura 14 – Faixa de dosagem do *Veta Organic* e influência na turbidez



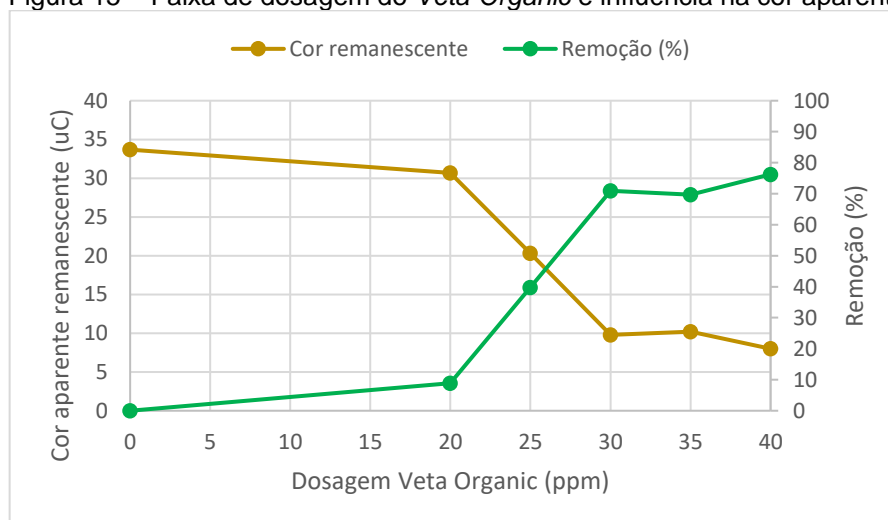
Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE COR

Assim como a remoção de turbidez indica a eficiência de um coagulante, a remoção de cor da água bruta é de extrema importância. Os resultados obtidos para este parâmetro são apresentados na Figura 15. A tendência de remoção de turbidez é seguida na remoção de cor, isto é, a dosagem de 40 mg/L apresentou o maior

percentual de remoção de cor aparente da água bruta, de 33,7 uC para 8,0 Uc, representando 76,25% de remoção.

Figura 15 – Faixa de dosagem do *Veta Organic* e influência na cor aparente

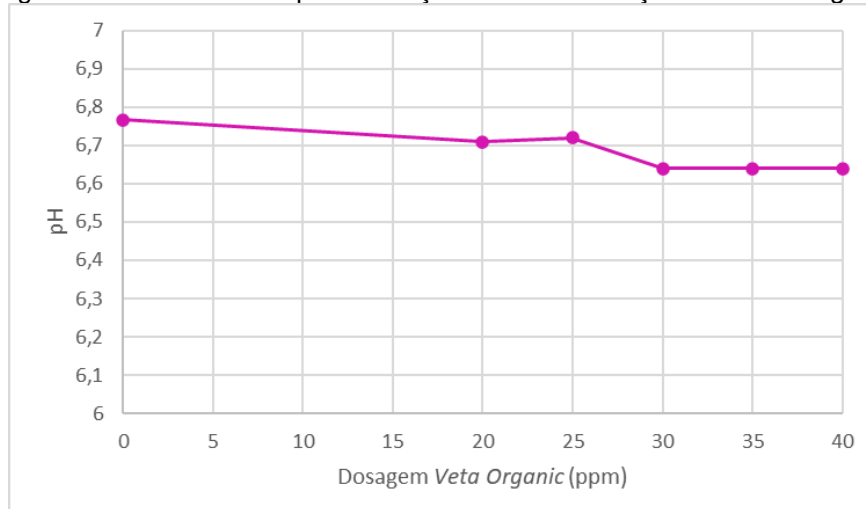


Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.3 VARIAÇÃO DE pH

A influência do coagulante no pH da água tratada também foi avaliada em ensaios laboratoriais. Para isto, analisou-se o pH da solução após a adição de diferentes concentrações de coagulante na água bruta. A variação visualizada foi mínima, sendo o pH da água bruta equivalente a 6,77 e a máxima variação verificada no jarro em que o pH atingiu o valor de 6,64. Os dados estão sintetizados no gráfico da Figura 16.

Figura 16 – Influência no pH em função das concentrações de *Veta Organic*

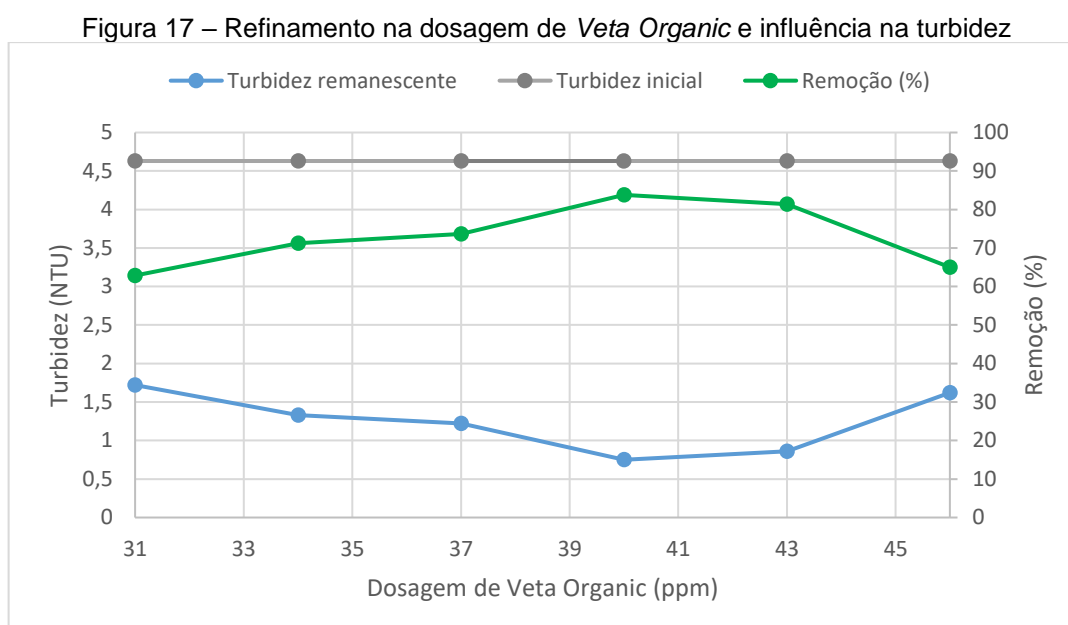


Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.4 OTIMIZAÇÃO DA DOSAGEM DE VETA ORGANIC

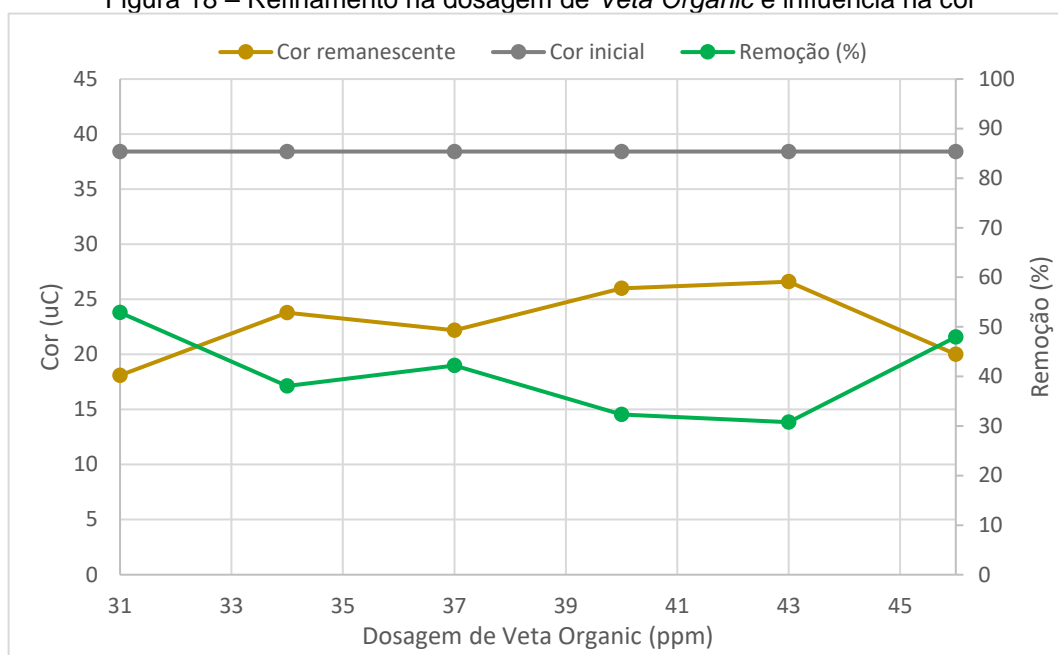
Uma vez estabelecida a faixa de dosagem do *Veta Organic*, refinaram-se as concentrações utilizadas, buscando a otimização. Neste momento, foi escolhida a faixa de concentração de 31 mg/L a 46 mg/L, com variação de 3,0 mg/L para cada jarro.

Os resultados de remoção de turbidez e turbidez remanescente estão sintetizados na Figura 17, na qual percebe-se que a menor turbidez é alcançada com a concentração de coagulante equivalente a 40 mg/L. Neste ponto, a remoção é de 83,80% e a turbidez passa de 4,63 NTU na água bruta para 0,75 NTU após o teste.



Fonte: Elaborada pela autora (2020)

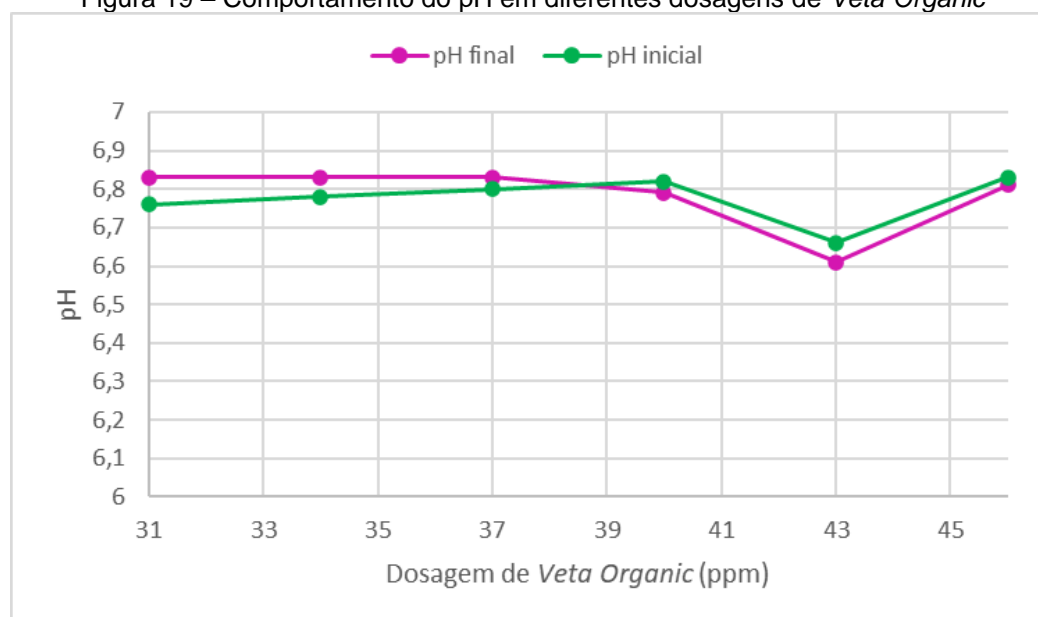
Verifica-se na Figura 18 que diferentemente dos testes preliminares, o parâmetro cor, durante os ensaios de refinamento, não se comportou de maneira similar à remoção de turbidez, isto porque, conforme aumentou-se a dosagem de *Veta Organic*, a cor aparente da água bruta sofreu menor remoção. Enquanto na Figura 14, a remoção de cor na dosagem de 40 ppm foi de 75,38%, na Figura 17 foi de 35,80%, indicando que o melhor resultado foi apresentado na menor dosagem testada (31 ppm).

Figura 18 – Refinamento na dosagem de *Veta Organic* e influência na cor

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Quanto à análise de cor, mais testes devem ser realizados para apurar os motivos pelos quais a tendência anteriormente descrita não foi seguida e aprimorar a dosagem ideal.

O mesmo comportamento verificado na Figura 16 referente ao pH é visualizado na Figura 19. A variação do pH é mínima, demonstrando que o *Veta Organic* não adiciona íons $[H^+]$ no meio, diferente dos alúmens.

Figura 19 – Comportamento do pH em diferentes dosagens de *Veta Organic*

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.5 COMPARAÇÃO ENTRE VETA ORGANIC E SULFATO DE ALUMÍNIO

Conhecida a melhor dosagem de *Veta Organic* para a água bruta, realizaram-se testes para comparar o desempenho do coagulante orgânico com o sulfato de alumínio, convencionalmente utilizado.

Os resultados são apresentados na Tabela 7, na qual percebe-se que o *Veta Organic* apresenta um desempenho ligeiramente superior ao do sulfato de alumínio. Enquanto o coagulante orgânico remove 83,86% de turbidez e 80,72% de cor, o sulfato de alumínio remove 77,73% e 80,22% de turbidez e cor respectivamente.

Tabela 7 – Comparação de desempenho entre sulfato de alumínio e *Veta Organic*

Coagulante	Dosagem de coagulante (ppm)	Turbidez Inicial (NTU)	Turbidez remanescente (NTU)	Turbidez removida (%)	Cor Inicial (NTU)	Cor remanescente (uC)	Cor removida (%)
<i>Veta Organic</i>	40,00	5,79	0,94	83,86	51,1	9,85	80,72
Sulfato de alumínio	15,00	4,85	1,08	77,73	41,7	8,25	80,22

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Assim como estudou-se a atuação do *Veta Organic* como coagulante, foram realizados testes para conhecer sua eficiência na remoção de íons de metálicos. Os resultados obtidos são apresentados nas Tabelas 8 e 9.

A água bruta do município apresenta naturalmente uma concentração de manganês, este encontra-se como manganês solúvel e particulado. A soma destas duas formas é descrita como concentração de manganês inicial (0,17 mg/L). Com o emprego dos coagulantes e a realização do teste de jarros, a concentração final do íon é 0,06 mg/L, utilizando-se *Veta Organic*, e 0,02 mg/L com o sulfato de alumínio. Estas concentrações remanescentes equivalem a fração solubilizada que não é particulada e não decanta.

Adicionou-se então 1,0 mg/L de íons Mn^{2+} além do valor naturalmente presente na água bruta. Após a realização do teste de jarros com sulfato de alumínio e com *Veta Organic*, verificou-se a concentração remanescente de manganês. Os resultados para ambos os coagulantes foram similares 0,98 e 0,97 para *Veta Organic*

e sulfato de alumínio, respectivamente. Indicando que o coagulante orgânico não remove a fração de íons manganês solúvel em água.

Tabela 8 – Comparação de desempenho entre $Al_2(SO_4)_3$ e *Veta Organic* na remoção de manganês

Coagulante	Dosagem de coagulante (ppm)	[Mn] inicial (mg/L)	[Mn] final (mg/L)	[Mn ²⁺] adicionado (mg/L)	[Mn ²⁺] remanescente (mg/L)
<i>Veta Organic</i>	40,00	0,17	0,06	1,0	0,98
Sulfato de alumínio	15,00	0,17	0,02	1,0	0,97

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Assim como o manganês ocorre naturalmente nas águas do município, o ferro também é detectado na água bruta tanto em sua forma solúvel como em sua forma particulada. A soma destas duas formas é descrita como concentração de ferro inicial e equivale a 0,22 mg/L (Tabela 9). Com o emprego dos coagulantes e a realização do teste de jarros, a concentração final do íon é 0,04 mg/L utilizando-se *Veta Organic* e 0,05 mg/L de sulfato de alumínio.

Adicionou-se 1,0 mg/L de íons Fe^{2+} além do valor naturalmente presente na água bruta. Após a realização do teste de jarros com sulfato de alumínio e com *Veta Organic*, verificou-se a concentração remanescente dos íons Fe^{2+} .

Os resultados para ambos os coagulantes foram 0,71 mg/L para *Veta Organic* e 0,90 mg/L com o emprego de sulfato de alumínio. Por tanto, é correto afirmar que coagulante orgânico remove uma porcentagem maior de ferro solúvel que o coagulante inorgânico.

Tabela 9 – Comparação de desempenho entre $Al_2(SO_4)_3$ e *Veta Organic* na remoção de ferro

Coagulante	Dosagem de coagulante (ppm)	[Fe] inicial (mg/L)	[Fe] final (mg/L)	[Fe ²⁺] adicionado (mg/L)	[Fe ²⁺] remanescente (mg/L)
<i>Veta Organic</i>	40,00	0,22	0,04	1,0	0,71
Sulfato de alumínio	15,00	0,22	0,05	1,0	0,90

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.6 CONSUMO DE COAGULANTE PARA OPERAÇÃO DAS ETAS

Uma vez conhecida a dosagem a ser utilizada no tratamento, foi possível estimar o consumo de *Veta Organic* em cada ETA, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 – Consumo de *Veta Organic* nas ETAs de Caxias do Sul

ETA	Vazão média (m ³ .dia ⁻¹)	Consumo diário (kg)	Consumo mensal (t)	Consumo anual (t)
Borges de Medeiros	5.399	192	5,76	70,08
Samuara	1.734	76	2,28	27,74
Celeste Gobbato	17.182	1.008	30,24	367,92
Parque da Imprensa	70.895	2.972	89,16	1084,78
Morro Alegre	19.618	820	24,60	299,3
Total	114.828	5.068	152,04	1.849,82

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

A massa de *Veta Organic* a ser utilizada pode ser comparada com o consumo de sulfato de alumínio (Tabela 11).

Tabela 11 – Consumo de sulfato de alumínio nas ETAs de Caxias do Sul

ETA	Vazão média (m ³ .dia ⁻¹)	Consumo diário (kg)	Consumo mensal (t)	Consumo anual (t)
Borges de Medeiros	5.399	169	5,06	61,58
Samuara	1.734	54	1,63	19,78
Celeste Gobbato	17.182	537	16,11	195,98
Parque da Imprensa	70.895	2.215	66,46	808,65
Morro Alegre	19.618	613	18,39	223,77
Total	114.828	3.588	107,65	1.309,76

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Verifica-se, através dos dados apresentados, que o consumo de *Veta Organic* é 40% maior que o de sulfato de alumínio. A comparação entre valores dos insumos e custos é apresentada na Tabela 17, permitindo aprofundar a análise.

Os valores apresentados foram calculados a partir das dosagens ótimas aferidas pelos testes de jarros. Variações na dosagem de coagulante podem ocorrer conforme as características da água bruta.

5.7 RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS DO LODO

Apresentam-se na Tabela 12, os diferentes parâmetros dos lodos analisados em laboratório. Os Relatórios de Ensaio podem ser visualizados nos Anexos A e B.

É importante ressaltar que o lodo de sulfato de alumínio estava em maior concentração que o de *Veta Organic*, tal fato se verifica a partir do teor de sólidos totais. Enquanto o lodo de $Al_2(SO_4)_3$ apresentava 2.350 mg/L, o lodo orgânico possuía teor de 854 mg/L, isto é, 2,75 vezes menos sólidos. Seria incorreto, portanto, analisar os valores obtidos em laboratório de modo direto. Para que fosse possível comparar os resultados dos lodos, transformou-se os valores em base seca. Ou seja, dividiram-se as diferentes concentrações dos parâmetros analisados pelo teor de sólidos totais. Os resultados encontram-se compilados na Tabela 13.

Tabela 12 – Parâmetros para caracterização do lodo

Parâmetro	Sulfato de alumínio	<i>Veta Organic</i>
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	111,8	78
DQO (mg O ₂ /L)	809	403
Fósforo total (mg P/L)	1,490	1,38
Nitrogênio total Kjeldahl (mg N/L)	22,06	12,26
Sólidos totais fixos (mg STF/L)	1.568,0	488
Sólidos totais voláteis (mg SV/L)	782	366
Sólidos totais (mg ST/L)	2.350,0	854

Fonte: Elaborada pela autora com base nos dados dos Relatórios de Ensaio n.º 1051/20 e 1052/20 (2020)

É possível afirmar que o lodo formado com o emprego do coagulante orgânico possui maior concentração de DBO₅, DQO, fósforo total, nitrogênio total e sólidos totais voláteis. Como esperado, a relação DQO/DBO₅ utilizada para avaliar a

biodegradabilidade do lodo, mostrou-se menor para o lodo orgânico do que para o lodo de sulfato de alumínio, indicando que os compostos inorgânicos no lodo do *Veta Organic* estão em menor quantidade quando comparados ao teor de compostos inorgânicos do sulfato de alumínio. Todavia, mesmo no lodo oriundo do emprego de *Veta Organic*, ainda há a prevalência em mais de cinco vezes nos compostos inorgânicos aos compostos orgânicos.

O lodo de *Veta Organic* mostrou ser mais rico em nutrientes (fósforo e nitrogênio) e, por não possuir alumínio e ferro em sua formulação, pode ser destinado a compostagem, reduzindo substancialmente o custo de destinação deste resíduo, que comumente é enviado a aterros industriais de resíduos Classe I.

Tabela 13 – Caracterização do lodo em relação ao teor de sólidos totais

Parâmetro	Sulfato de alumínio	<i>Veta Organic</i>
DBO ₅ (mg O ₂ /g ST)	47,6	91,3
DQO (mg O ₂ /g ST)	344,3	471,9
DQO/DBO ₅	7,2	5,2
Fósforo total (mg P/g ST)	0,63	1,6
Nitrogênio total Kjeldahl (mg N/g ST)	9,39	14,4
Sólidos totais fixos (mg STF/g ST)	667,2	571,4
Sólidos totais voláteis (mg SV/g ST)	332,8	428,6

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Para ser possível deduzir a massa de lodo a ser formada, analisou-se o teor de sólidos totais em uma amostra de volume conhecido. Os resultados são expostos na Tabela 14. Tais valores foram usados nas equações para estimativa de massa de lodo, conforme resultados apresentados no capítulo 5.8. Os Relatórios de Ensaio encontram-se nos Anexos C e D.

Tabela 14 – Análise de sólidos totais em volume conhecido de amostra

Parâmetro	Sulfato de alumínio	<i>Veta Organic</i>
Sólidos Totais (mg ST/L)	227	163

Fonte: Elaborada pela autora com base nos dados dos Relatórios de Ensaio n.º 8102/2020 e 8104/2020 (2020)

Com base nos valores de sólidos totais obtidos (Tabela 14) e conhecido o volume de amostra de lodo e volume da amostra de água bruta, foi possível estimar a produção de lodo seco gerado com $Al_2(SO_4)_3$ e com *Veta Organic*.

$$P_{LS_sulfato} = 227 \times \left(\frac{200}{2 \times 1.000} \right)$$

$$P_{LS_sulfato} = 22,7 \text{ mg}_{ST}/L$$

e

$$P_{LS_veta} = 163 \times \left(\frac{200}{2 \times 1.000} \right)$$

$$P_{LS_veta} = 16,3 \text{ mg}_{ST}/L$$

A partir da concentração de sólidos totais na amostra de lodo, calculou-se o coeficiente de turbidez ($Coef_{turb}$) e o coeficiente que relaciona a geração de lodo empregando-se o coagulante *Veta Organic* ($Coef_{veta}$).

$$Coef_{turb} = \frac{22,7 - 0,27 \times 31,3}{12,2}$$

$$Coef_{turb} = 1,17 \text{ mg}_{ST}/L.NTU$$

e

$$Coef_{veta} = \frac{16,3 - 12,2 \times 1,17}{40}$$

$$Coef_{veta} = 0,05 \text{ mg}_{ST}/ppm$$

Tais dados foram utilizados nas estimativas de lodo gerado a partir do emprego dos diferentes coagulantes (G_{Lodo}), conforme apresentado no capítulo 5.8.

5.8 ESTIMATIVA DA MASSA DE LODO FORMADA COM O USO DE DIFERENTES COAGULANTES

Com o auxílio das Equações que relacionam turbidez, dosagem de coagulante e dosagem de carvão ativado, foi possível calcular a massa de lodo a ser formada para os dois insumos. Os resultados estão compilados na Tabela 15.

Percebe-se que, com o uso do coagulante oriundo da acácia negra, a formação de lodo é menor, enquanto anualmente com o emprego do sulfato de alumínio estima-se a geração de 4.082,34 toneladas, com o *Veta Organic* se produziria 2.647,82 toneladas. A diminuição da geração de resíduo seria de 35%.

Tabela 15 – Estimativa da massa de lodo formada (G_{Lodo})

ETA	$Al_2(SO_4)_3$ (t/dia)	$Al_2(SO_4)_3$ (t/mês)	$Al_2(SO_4)_3$ (t/ano)	<i>Veta Organic</i> (t/dia)	<i>Veta Organic</i> (t/mês)	<i>Veta Organic</i> (t/ano)
Borges de Medeiros	0,50	15,11	181,28	0,29	8,65	103,80
Samuara	0,24	7,13	85,52	0,16	4,71	56,54
Celeste Gobbato	2,07	62,22	746,66	1,22	36,65	439,86
Parque da Imprensa	6,38	191,26	2.295,12	4,22	126,66	1.519,86
Morro Alegre	2,15	64,48	773,77	1,47	43,98	527,76
Total	11,34	340,20	4.082,34	7,36	220,65	2.647,82

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

5.9 AVALIAÇÃO ECONÔMICA

Os insumos empregados nas estações de tratamento de água representam um grande percentual dos gastos das companhias de saneamento, por isso, é necessário avaliar o custo de novos insumos e comparar com os produtos atualmente utilizados. A relação entre o investimento em coagulante orgânico e sulfato de alumínio é apresentada na Tabela 17, tal análise foi viabilizada utilizando-se as informações passadas por representantes comerciais do *Veta Organic* e pela informações de licitações públicas realizadas pelo SAMAE para a compra de sulfato de alumínio, conforme Tabela 16.

Vale ressaltar que o sulfato de alumínio orçado em licitação considera o insumo em base seca e para obter-se o consumo real, foi necessário dividir o valor

por 48%, obtendo-se o custo de 1,27 R\$/kg, sendo este o preço utilizado no presente trabalho.

O custo total diário para o emprego do coagulante orgânico é quase 6 vezes superior ao valor gasto com o sulfato de alumínio. Apesar da grande diferença, analisou-se a possível economia com a destinação do resíduo gerado no tratamento, uma vez que encaminhar o lodo para a compostagem possui menor valor que destiná-lo para aterros industriais de resíduos classe I (perigosos). A análise econômica da destinação do lodo encontra-se na Tabela 24.

Tabela 16 – Investimento em insumos

	Sulfato de alumínio	<i>Veta Organic</i>
Custo do insumo (R\$/kg)	1,27	2,70

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Tabela 17 – Custos diários e mensais do emprego dos insumos

ETA	<i>Veta Organic</i> (R\$/dia)	$Al_2(SO_4)_3$ (R\$/dia)	<i>Veta Organic</i> (R\$/mês)	$Al_2(SO_4)_3$ (R\$/mês)
Borges de Medeiros	583,09	102,92	17.492,76	3.087,55
Samuara	187,27	33,05	5.618,16	991,63
Celeste Gobbato	1.855,66	327,53	55.669,68	9.825,96
Parque da Imprensa	7.656,66	1.351,44	229.699,80	40.543,08
Morro Alegre	2.118,74	373,97	63.562,32	11.219,04
Total	12.401,42	2.188,91	372.042,72	65.667,26

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Uma vez avaliado o gasto com os insumos que viabilizam o tratamento de água, é necessário estimar o custo de destinação dos dois tipos de resíduos gerados, tais valores devem englobar o transporte do resíduo até a destinadora e a destinação em si.

Os orçamentos fornecidos pela transportadora e pelos destinadores são apresentados na Tabela 18.

Optou-se por orçar o transporte com apenas uma transportadora para que as diferenças entre custo de deslocamento não fossem tão significativas, destacando-se os custos de destinação.

Tabela 18 – Custos de transporte e destinação orçados para diferentes tipos de disposição

Destinação	Custo de destinação (R\$/t)	Custo fixo de transporte (R\$/h)	Custo de transporte (R\$/km)
Compostagem - Opção 1	104,50	56,00	2,80
Compostagem - Opção 2	75,00	56,00	2,80
Aterro Classe I - Opção 1	243,00	56,00	2,80
Aterro Classe I - Opção 2	200,00	56,00	2,80

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Como mostrado anteriormente, a massa de lodo gerado com o emprego do coagulante orgânico é 35% menor, somado a isso, tem-se o menor custo de destinação, uma vez que o lodo de características estritamente orgânicas pode ser enviado para a compostagem, enquanto o lodo de sulfato de alumínio deve ser encaminhado para aterro industrial de resíduos Classe I (forma de disposição mais cara).

Por haver diferença no valor do transporte de acordo com a distância entre as unidades de tratamento e os destinadores, uma vez que cada destinador está em municípios diferentes, optou-se por sintetizar os resultados em tabelas individuais por ETA. Tais resultados podem ser avaliados conforme informações apresentadas nas Tabelas 19 a 23.

Não só a massa de resíduo influencia no custo final de destinação, mas também a distância entre ETA e destinadora atrelada ao tempo de viagem e a frequência de envios. Para reduzir-se os gastos com transporte, considerou-se que o armazenamento e transporte do resíduo seria viabilizado pelo uso de caçambas com capacidade para armazenar 10 m³ de lodo. Também foi considerado o envio mínimo de uma caçamba ao mês para ETAs com menor produção de lodo.

Tabela 19 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Borges de Medeiros

	Compostagem		Aterro Classe I	
	Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2
Localidade	Estrela	Veranópolis	Pinto Bandeira	Gravataí
Distância de transporte ¹ (km)	114	95	57	118
Tempo de deslocamento (h)	2	2	2	2
Custo de transporte (R\$)	431,20	378,00	271,60	442,40
Massa de lodo (t/mês)	8,65	8,65	15,11	15,11
Custo de destinação mensal (R\$)	903,95	648,77	3.670,83	3.021,26
Frequência de destinação (vezes ao mês)	1	1	2	2
Custo total ² mensal (R\$)	1.335,15	1.026,77	4.214,03	3.906,06
Custo total ² anual (R\$)	16.021,76	12.321,19	50.568,40	46.872,74

(Legenda: ¹= distância da ETA Borges de Medeiros até a destinadora; ²= custo do transporte somado ao custo de destinação)

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Uma vez conhecido os fatores limitantes e estabelecendo-se regras para a destinação, percebe-se que custo total para o envio do lodo orgânico para a compostagem representa um impacto muito menor nos gastos do SAMAE.

Tabela 20 – Custos da destinação de lodos para ETA Samuara

	Compostagem		Aterro Classe I	
	Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2
Localidade	Estrela	Veranópolis	Pinto Bandeira	Gravataí
Distância de transporte ¹ (km)	106	87	49	110
Tempo de deslocamento (h)	2	2	1	2
Custo transporte (R\$)	408,80	355,60	193,20	420,00
Massa de lodo (t/mês)	4,71	4,71	7,13	7,13
Custo de destinação mensal (R\$)	492,33	353,35	1.731,83	1.425,37
Frequência de destinação (vezes/mês)	1	1	1	1
Custo total ² mensal	901,13	708,95	1.925,03	1.845,37
Custo total ² anual	5.406,80	4.253,69	11.550,17	11.072,24

(Legenda: ¹= distância da ETA Samuara até a destinadora; ²= custo do transporte somado ao custo de destinação)

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Tabela 21 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Celeste Gobbato

	Compostagem		Aterro Classe I	
	Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2
Localidade	Estrela	Veranópolis	Pinto Bandeira	Gravataí
Distância de transporte ¹ (km)	116	90	59	120
Tempo de deslocamento (h)	2	2	2	2
Custo transporte (R\$)	436,80	364,00	277,20	448,00
Massa de lodo (t/mês)	36,65	36,65	62,22	62,22
Custo de destinação mensal	3.830,42	2.749,11	15.119,77	12.444,26
Frequência de destinação (vezes ao mês)	4	4	6	6
Custo total ² mensal	5.577,62	4.205,11	16.782,97	15.132,26
Custo total ² anual	66.931,46	50.461,28	201.395,69	181.587,10

(Legenda: ¹= distância da ETA Celeste Gobbato até a destinadora; ²= custo do transporte somado ao custo de destinação)

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Tabela 22 – Custos da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Parque da Imprensa

	Compostagem		Aterro Classe I	
	Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2
Localidade	Estrela	Veranópolis	Pinto Bandeira	Gravataí
Distância de transporte ¹ (km)	115	96	58	118
Tempo de deslocamento (h)	2	2	2	2
Custo transporte (R\$)	434,00	380,30	274,40	442,40
Massa de lodo (t/mês)	126,66	126,66	191,26	191,26
Custo de destinação mensal (R\$)	13.235,47	9.499,14	46.476,15	38.215,97
Frequência de destinação (vezes ao mês)	12	12	19	19
Custo total ² mensal	14.593,97	10.474,14	51.093,15	42.051,97
Custo total ² anual	175.127,61	125.689,67	613.117,75	504.623,66

(Legenda: ¹= distância da ETA Parque da Imprensa até a destinadora; ²= custo do transporte somado ao custo de destinação)

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Tabela 23 – Custos diários e mensais da destinação de diferentes classes de lodos para ETA Morro Alegre

	Compostagem		Aterro Classe I	
	Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2
Localidade	Estrela	Veranópolis	Pinto Bandeira	Gravataí
Distância de transporte ¹ (km)	142	119	81	132
Tempo de deslocamento (h)	3	2	2	3
Custo transporte (R\$)	565,50	445,20	338,80	537,60
Massa de lodo (t/mês)	43,98	43,98	64,48	64,48
Custo de destinação (R\$)	4.595,92	3.298,51	15.668,85	12.896,18
Frequência de destinação (vezes ao mês)	5	5	7	7
Custo total ² mensal	7.423,92	5.524,51	18.040,45	16.659,38
Custo total ² anual	89.087,04	66.294,09	216.485,46	199.912,52

(Legenda: ¹= distância da ETA Morro Alegre até a destinadora; ²= custo do transporte somado ao custo de destinação)

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Tabela 24 – Síntese dos custos para transporte e destinação de lodos de diferentes classes por ETA

ETA	Compostagem		Aterro Industrial	
	Opção 1 (R\$/ano)	Opção 2 (R\$/ano)	Classe I Opção 1 (R\$/ano)	Classe I Opção 2 (R\$/ano)
Borges de Medeiros	16.021,76	12.321,19	50.568,40	46.872,74
Samuara	5.406,80	4.253,69	11.550,17	11.072,24
Celeste Gobbato	66.931,46	50.461,28	201.395,69	181.587,10
Parque da Imprensa	175.127,61	125.689,67	613.117,75	504.623,66
Morro Alegre	89.087,04	66.294,09	216.485,46	199.912,52
Total	352.574,67	259.019,92	1.093.117,47	944.068,27

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Com base nos valores apresentados na Tabela 24 é possível afirmar que os custos anuais para gerenciamento do resíduo sólido proveniente do tratamento de água quando utilizado o coagulante orgânico representam 27,4% dos custos para destinar o lodo Classe I para aterro industrial.

A análise final deve levar em conta o gasto com insumos e o gasto para destinação do resíduo. Para esta análise escolheu-se o menor valor para

compostagem e para disposição em aterro. Tais informações são compiladas na Tabela 25.

Tabela 25 – Custos totais anuais.

ETA	Custo <i>Veta Organic</i> (R\$/ano)	Destinação do lodo de <i>Veta Organic</i> (R\$/ano)	Custo Sulfato de Alumínio (R\$/ano)	Destinação do lodo de $Al_2(SO_4)_3$ (R\$/ano)
Borges de Medeiros	209.913,12	12.321,19	37.050,64	46.872,74
Samuara	67.417,92	4.253,69	11.899,58	11.072,24
Celeste Gobbato	668.036,16	50.461,28	117.911,48	181.587,10
Parque da Imprensa	2.756.397,60	125.689,67	486.516,94	504.623,66
Morro Alegre	762.747,84	66.294,09	134.628,53	199.912,52
Total	4.464.512,64	259.019,92	788.007,15	944.068,27

Fonte: Elaborada pela autora (2020)

Apesar de possuir custo de destinação bastante atrativo e produzir menos lodo que o sulfato de alumínio, o insumo *Veta Organic* ainda possui alto custo quando comparado ao coagulante inorgânico. Analisando-se os custos totais, o emprego do *Veta Organic* representa um investimento de R\$ 4.723.532,56 contra 1.732.075,42, valor quase 3 vezes superior.

Avaliando-se exclusivamente a questão financeira, o coagulante oriundo da acácia negra não possui vantagem. Porém, é possível relatar que o insumo tem sua origem de fonte renovável, diferente do sulfato de alumínio oriundo da bauxita, um bem limitado. Além disso, o lodo proveniente do *Veta Organic* pode ser empregado para produzir composto, tal produto pode ser reincorporado ao solo através da agricultura ou em áreas degradadas, sem fornecer risco às águas subterrâneas, enquanto o lodo do sulfato de alumínio vai para aterros industriais, somando-se a outros resíduos perigosos.

6 CONCLUSÃO

O coagulante oriundo da acácia negra (*Acacia mearnsii*) apresentou desempenho superior ao sulfato de alumínio na remoção de turbidez da água bruta, indicando a possibilidade do uso deste insumo no tratamento de água. Diferentemente do coagulante inorgânico, o *Veta Organic* não reduz o pH do meio, não sendo necessário o emprego de agentes alcalinizantes.

De acordo com os resultados obtidos em análises de laboratório, o emprego do *Veta Organic* produz 35% menos lodo que o uso do sulfato de alumínio, acarretando, portanto, uma redução dos gastos com destinação do resíduo. Somado a isso, tem-se a possibilidade do envio do lodo orgânico a compostagem, enquanto o lodo com traços de alumínio deve obrigatoriamente ser enviado a aterros industriais.

Seu emprego não exigiria mudanças significativas nas estruturas pré-existentes das ETAs.

Apesar de possuir atributos positivos e resultados promissórios, o custo do insumo em R\$/kg é 2 vezes superior ao do sulfato de alumínio, o que, somado a uma dosagem ideal maior, gera um custo mensal 6 vezes mais elevado que o do sulfato de alumínio. Tal gasto não mostrou ser compensado com a economia gerada pela destinação de lodo a compostagem.

Também não foi observada a remoção de ferro e manganês solúveis presentes na água, e, em caso de seu emprego, os métodos tradicionais para oxidação e remoção destes íons metálicos deverão ser mantidos.

Caso fosse escolhido como insumo nas estações de tratamento de água de Caxias do Sul, um incremento na taxa d'água seria necessário, pois tais custos seriam repassados aos consumidores, o que poderia gerar desaprovação por parte da população.

REFERÊNCIAS

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), **Water quality and treatment. A handbook of community water supplies**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 1999.

ANDREOLI, Cleverson Vítório *et al.* Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001.

APHA, **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23 ed.: Washington.

ARBOLEDA, J. Valencia. **Teoría y práctica de la purificación del agua**. Editora Acodal. Colombia: 1992

ARNESEN, Allan Saddi *et al.* Aplicação de coagulante orgânico natural para o polimento de efluente secundário de ETE de produção de água de reuso industrial. In: CONGRESSO ABES FENASAN, 2017, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo, 2017. p. 1-13. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2017/12/II-174.pdf>. Acesso em: 01 maio 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **NBR 15784**: Produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro, 2017.

BAIRD, Colin; CANN, Michael. **Química ambiental**. 4 ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017. Brasília: SNS/MDR, 2019

BRASIL. Portaria de Consolidação n.º 5 do Ministério da Saúde de 03 de outubro de 2017.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Presidência da República, [2020]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 25 de jun. 2020.

BRASIL. Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 10 mar. 2020.

BORSATTO, Saulo. **Contribuição ao estudo geológico-geotécnico da área urbana de Caxias do Sul – RS**. Trabalho de Conclusão de Curso (Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 97 p., 2011. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/55694>>. Acesso em: 05 out. 2019.

CHATURVEDI, Shalini; Dave, Pragnesh N. Removal of iron for safe drinking water. **Desalination**. Vol. 303, oct. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.07.003>>. Acesso em: 05 nov. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, Roteiro para Elaboração de Projeto de Estação de Tratamento de Água: Agente Técnico FEHIDRO – CETESB. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fehidro/2016/06/ROTEIRO-PARA-APRESENTA%C3%87%C3%83O-DE-PROJETO-DA-ETA-2-CETESB.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2019

DA COSTA, Jéssica Camile. **Uso do coagulante orgânico tanino no tratamento de efluente de abatedouro avícola**. 2016. 30 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação), Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2016.

DAVIS, Mackenzie. **Tratamento de águas para abastecimento e residuárias - Princípios e Práticas**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

DE FARO, Guilherme Todt Cardoso. **Avaliação econômica do uso do polímero Veta Organic na estação de tratamento de água de uma usina hidrelétrica localizada na região amazônica**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária em Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis: 2011. 72 p. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/124559>>. Acesso em: 30 out. 2019

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e Técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2005.

Didática SP, pHmetro de bancada microprocessado DM-23 Digimed. Disponível em: <<https://www.didaticasp.com.br/phmetro-de-bancada-microprocessado-dm-23-digimed>>. Acesso em: 12 maio 2020.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. 3 ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1999.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FRANCISCO, Amanda Alcaide; POHLMANN, Paulo Henrique Mazieiro; FERREIRA, Marco Antônio. Tratamento convencional de águas para abastecimento humano: uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência. In: Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental, 2., 2011, Londrina. **Anais [...]**. Londrina, 2011. p. 1-9. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/IX-005.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2020.

GERVASONI, Ronald. Caracterização e avaliação do potencial de destinação do lodo de estações de tratamento de água do estado do Paraná. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 144 p., 2014. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/45294/R%20-%20D%20-%20RONALD%20GERVASONI.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em 05 out.2020.

HOWE, Kerry J. *et al.* **Princípios de tratamento de água**. São Paulo: Cengage, 2016

IBGE, SIDRA: Banco de Tabelas Estatísticas. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/898>>. Acesso em 15 de abr. de 2020.

JEON, Jong-Rok *et al.* Use of grape seed and its natural polyphenol extracts as a natural organic coagulant for removal of cationic dyes. **Chemosphere**. Vol. 77, Issue 8, nov. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.036>>. Acesso em: 05 nov. 2019

Lima, Guilherme Julio de Abreu. **Uso de polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de água e esgoto**. Dissertação de mestrado (Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 154 p., 2007. Disponível em: <http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2007/GuilhermeJulioMdeAbreuPEAMB_2007.pdf>. Acesso em: 30 out. 2019.

LIMA JÚNIOR, R. N.; Abreu, F. O. M. S. Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades. **Revista Virtual de Química**. Vol. 10, n. 3, 2018. Disponível em: < <http://rvq.s bq.org.br/imagebank/pdf/RaimundoNoPrelo.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2019.

LOPES, Elisandra C. *et al.* Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 7, Issue 3, June 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103125>>. Acesso em: 06 nov. 2019.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A.S.; WOLF, C.R. Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acacia mearnsii*. **Rev. Virtual Quim.**, 2014. Disponível em: < <http://rvq-sub.s bq.org.br/index.php/rvq/article/view/425>>. Acesso em: 20 de jun. 2020.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**: 5. ed. Porto Alegre: Amgh, 2016.

MOLINA, Natalia Fuentes; RODRIGUEZ, Emiro José Molina; ARIZA, Carla Patricia. Coagulantes naturales en sistemas de flujo continuo, como substituto del $Al_2(SO_4)_3$ para clarificación de aguas. **Revista Producción + Limpia**. Vol. 11, Núm. 2 (2016). Disponível em: <<http://repository.lasallista.edu.co:8080/ojs/index.php/pl/article/view/1238>>. Acesso em: 30 out. 2019.

MORUZZI, Rodrigo Braga; REALI, Marco Antonio Penalva. **Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial: uma abordagem geral**. Revista de Engenharia e Tecnologia. vol. 4, n.1, p. 29-43, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/134886>>. Acesso em: 05 out. 2019.

OLADOJA, Nurudeen Abiola. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 6,

June 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.04.004>>. Acesso em: 06 nov. 2019.

PAIXÃO, Adriano Nascimento; FERREIRA, Taissa. Determinantes da mortalidade infantil no Brasil. **Informe Gepec**, Toledo, v. 16, n. 2, p. 6-20, dez. 2012. Disponível em: <http://e-revista.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/3967>. Acesso em: 10 mar. 2020.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 216 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-21012003-084719/pt-br.php>. Acesso em: 01 mar. 2020.

PHILIPPI JR., Arlindo. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri: Manole, 2005.

PIANTÁ, Cyro Antônio Vianna. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água**. 2008. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

POLIZZI, Salvatore *et al.* Neurotoxic Effects of Aluminium Among Foundry Workers and Alzheimer's Disease. **NeuroToxicology**, vol. 23, issue 6, dec. 2002. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0161-813X\(02\)00097-9](https://doi.org/10.1016/S0161-813X(02)00097-9)>. Acesso em: 07 nov. 2019.

RIO GRANDE DO SUL. **Portaria n.º 10, de 16 de agosto de 1999**. Define teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumo humano fornecidas por Sistemas Públicos de Abastecimento. Disponível em: < http://proweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/sms/usu_doc/portaria_10_99.pdf>. Acesso em: 25 de jun. de 2020.

ROCHA, Aristides Almeida. **Histórias do saneamento**. São Paulo: Blucher, 2018

ROSA, Maria João; VIEIRA, Paula; MENAIA, José. **O tratamento de água para consumo humano face à qualidade da água de origem – série guias técnicos**. Disponível em: <https://www.pseau.org/outils/ouvrages/ersar_guia_13_tratamento_de_agua.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2019

ROSALINO, Melanie Roselyne Rodrigues. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. Dissertação de mestrado (Engenharia do Ambiente, Perfil Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 85 p., 2011. Disponível em: <<https://run.unl.pt/handle/10362/6323>>. Acesso em: 05 nov. 2019.

SCHLABITZ, Cláudia; OLIVEIRA, Eniz Conceição. Determinação de minerais biodisponíveis no solo. **Revista Destaques Acadêmicos**. Lajeado, ano 1, n.4, 2009. Disponível em: <<http://www.univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/42>>. Acesso em: 06 out. 2019.

SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO. **SAMAE 50 anos**. 1 ed. Caxias do Sul: SAMAE, 2016.

TEIXEIRA, Roberta Arlêu *et al.* Determinação da densidade de diferentes tipos de lodo de esgoto em relação ao teor de sólidos totais. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental, 12., 2014, Natal. **Anais [...]**. Porto Alegre: Abes, 2014. p. 1-8.

UNESCO, Relatório Mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2019: não deixar ninguém para trás, fatos e dados. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367276_por?posInSet=2&queryId=fa5e9bfb-2f91-44ad-8dab-065598a7cadf>. Acesso em: 05 out. 2019.

VANACÔR, R. N. **Avaliação do coagulante Veta Organic utilizado em uma estação de tratamento de água para abastecimento público**. 2005. 188 p. Dissertação de Mestrado (Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/6900>>. Acesso em: 20 set. 2019.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WALTON, J. R. Aluminum involvement in the progression of Alzheimer's disease. **Journal of Alzheimer's disease**. Vol. 35, n. 4, 2013. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23380995>>. Acesso em: 05 nov. 2019.

YEN, Teh Fu. **Environmental Chemistry: essentials of chemistry for engineering practice**. 2 ed. New Jersey: PTR Prentice Hall, 1999. v. 4A.

ANEXOS

ANEXO A – RELATÓRIO DE ENSAIO N° 1051/20 – VETA ORGANIC

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº 1051/20

Cliente: **UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL- CURSO ENGENHARIA AMBIENTAL**

Endereço: Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 - Petrópolis - Caxias do Sul/RS

Contato: --

Solicitante: UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL- CURSO ENGENHARIA AMBIENTAL - -contato:--

Número da amostra: 1051/20

Amostra: ÁGUA RESIDUAL: EFLUENTE LÍQUIDO

Orçamento nº: 0472/20

Amostragem e coleta: A amostragem e as informações referente a amostra são de responsabilidade do cliente.

Identificação da amostra: EDTA ORGÂNICO

Responsável pela coleta: Não informado

Data / hora da coleta: não informado

Data / hora do recebimento: 17/08/2020 17:00

Temperatura de recebimento da amostra: 14,0 ° C

Período de execução dos ensaios: 18/08/20 a 31/08/20

Condições ambientais de execução dos ensaios: 23°C ± 5°C

Ensaio	Unidade	Resultado	L.Q	Metodologia utilizada
Demanda bioquímica de oxigênio ²	mgO ₂ /L	78,0	1,0	SMWW-Método 5210-B [LAPAM PE 023]
Demanda química de oxigênio ²	mgO ₂ /L	403	5	SMWW-Método 5220-B [LAPAM PE 002]
Fósforo Total ²	mg P/L	1,380	0,016	SMWW-Método 4500-P B e E [LAPAM PE 019]
Nitrogênio total kjeldahl ²	mg NH ₃ -N/ L	12,26	2,80	SMWW-Método 4500-Norg-B [LAPAM PE 013]
Sólidos totais fixos ²	mg/L	488	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]
Sólidos totais voláteis ²	mg/L	366	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]
Sólidos totais ²	mg/L	854	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]

OBSERVAÇÕES e LEGENDAS: n.a: não aplicável, L.Q: limite quantificação,

LAPAM PE: Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais - Procedimento de Ensaio.

SMWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2017), 23ND Edition.

O(s) ensaio(s) foi(foram) realizado(s) nas instalações permanentes do Laboratório.

²Ensaio reconhecido pela Rede Metrologica/ RS, de acordo com a ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017 Certificado de Reconhecimento Nº 3415A/3415B e 3415C válido até Agosto/2020. Consulte o escopo completo através do endereço: <http://www.redemetrologica.com.br/laboratorios-reconhecidos>

Os resultados contidos neste documento tem significação restrita e se aplicam somente à(s) amostra(s) ensaiada(s).

O Relatório de Ensaio não pode ser reproduzido sem a aprovação do laboratório, exceto se for reproduzido na íntegra.

Caxias do Sul, 31 de agosto de 2020.

Edinéia Tomazi Stroehrer
Engenheira Química - CRQ-V 05303789
Signatário Autorizado

Código de verificação eletrônico: 86ACE516A715129E6A131856DD537890



Documento gerado e assinado digitalmente no sistema QualiLIMS Químico.

Data e horário da assinatura: 31/08/2020 11:01:05

Informações do signatário:

EDINEIA TOMAZI STROEHER:01910061069 <ETOMAZI@UCS.BR>

Certificado emitido por AC CNDL RFB v3 (ICP-Brasil), válido de 31/05/2019 14:00:00 a 31/05/2022 14:00:00

ANEXO B – RELATÓRIO DE ENSAIO N° 1052/20 – SULFATO DE ALUMÍNIO

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº 1052/20

Cliente: **UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL- CURSO ENGENHARIA AMBIENTAL**

Endereço: Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 - Petrópolis - Caxias do Sul/RS

Contato: --

Solicitante: UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL- CURSO ENGENHARIA AMBIENTAL - -contato:--

Número da amostra: 1052/20

Amostra: ÁGUA RESIDUAL: EFLUENTE LÍQUIDO

Orçamento nº: 0472/20

Amostragem e coleta: A amostragem e as informações referente a amostra são de responsabilidade do cliente.

Identificação da amostra: SULFATO DE ALUMÍNIO

Responsável pela coleta: não informado

Data / hora da coleta: não informado

Data / hora do recebimento: 17/08/2020 17:00

Temperatura de recebimento da amostra: 14,0 ° C

Período de execução dos ensaios: 18/08/20 a 31/08/20

Condições ambientais de execução dos ensaios: 23°C ± 5°C

Ensaio	Unidade	Resultado	L.Q	Metodologia utilizada
Demanda bioquímica de oxigênio ²	mgO ₂ /L	111,8	1,0	SMWW-Método 5210-B [LAPAM PE 023]
Demanda química de oxigênio ²	mgO ₂ /L	809	5	SMWW-Método 5220-B [LAPAM PE 002]
Fósforo Total ²	mg P/L	1,490	0,016	SMWW-Método 4500-P B e E [LAPAM PE 019]
Nitrogênio total kjeldahl ²	mg NH ₃ -N/ L	22,06	2,80	SMWW-Método 4500-Norg-B [LAPAM PE 013]
Sólidos totais fixos ²	mg/L	1568,0	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]
Sólidos totais voláteis ²	mg/L	782	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]
Sólidos totais ²	mg/L	2350,0	12,0	SMWW-Método 2540-B [LAPAM PE 025]

OBSERVAÇÕES e LEGENDAS: n.a: não aplicável, L.Q: limite quantificação,

LAPAM PE: Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais - Procedimento de Ensaio.

SMWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2017), 23ND Edition.

O(s) ensaio(s) foi(foram) realizado(s) nas instalações permanentes do Laboratório.

²Ensaio reconhecido pela Rede Metrologica/ RS, de acordo com a ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017 Certificado de Reconhecimento Nº 3415A/3415B e 3415C válido até Agosto/2020. Consulte o escopo completo através do endereço: <http://www.redemetrologica.com.br/laboratorios-reconhecidos>

Os resultados contidos neste documento tem significação restrita e se aplicam somente à(s) amostra(s) ensaiada(s).

O Relatório de Ensaio não pode ser reproduzido sem a aprovação do laboratório, exceto se for reproduzido na íntegra.

Caxias do Sul, 31 de agosto de 2020.

Edinéia Tomazi Stroehrer
Engenheira Química - CRQ-V 05303789
Signatário Autorizado

Código de verificação eletrônico: 55F366651E03914EDD78836ECA47D173



Documento gerado e assinado digitalmente no sistema QualiLIMS Químico.

Data e horário da assinatura: 31/08/2020 11:08:00

Informações do signatário:

EDINEIA TOMAZI STROEHER:01910061069 <ETOMAZI@UCS.BR>

Certificado emitido por AC CNDL RFB v3 (ICP-Brasil), válido de 31/05/2019 14:00:00 a 31/05/2022 14:00:00

ANEXO C – RELATÓRIO DE ENSAIO N° 8102.2020_ASu – VETA ORGANIC

Canoas, 14 de outubro de 2020

DADOS DO CLIENTE

Cliente: SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO - SAMAE
Endereço: RUA PINHEIRO MACHADO, 1631
CNPJ: 88.659.313/0001-05

Cidade: Caxias do Sul , Rio Grande do Sul
CEP: 95.020-170

DADOS DA AMOSTRA E DO LOCAL DE AMOSTRAGEM

Amostra: 8102.2020_ASu_1_1
Matriz: Água Bruta
Endereço Coleta: Lab. ETA Parque da Imprensa
Ponto de Amostragem: Lodo coagulante orgânico veta (ETAPA 5)
Data Recebimento: 07/10/2020 18:30:00
Condições Climáticas: Ensolarado
Tipo de Amostra: Água Bruta

Coletor: Cliente
Data Coleta: 06/10/2020

PARÂMETRO	RESULTADO	UNIDADE
Sólidos Totais	163	mg/L

DADOS COMPLEMENTARES DO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	LD	U95%	MÉTODO	DATA DE REALIZAÇÃO
Sólidos Totais	29,83	9,04	±1,9	SMWW - Método 2540 B, E	09/10/2020

Nota 01: SMWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Ed. 23ª, 2017.

Nota 02: LQ - Limite de Quantificação

Nota 03: LD - Limite de Detecção

Nota 04: U95% - Incerteza do ensaio com 95% de probabilidade.

Nota 05: O(s) resultados(s) desta(s) análise(s) tem significado restrito e se aplica somente a amostra analisada.

Nota 06: O Relatório de Ensaio somente pode ser reproduzido por completo e sem nenhuma alteração.

Nota 07: PG 17_Rev.05 (Amostragem), IT 029_Rev.04 (Manual de Amostragem) e PE 090_Rev.04 (Ensaio Realizados na Amostragem). A identificação do plano de amostragem tem o mesmo código do "Protocolo da Amostra".

Nota 08: (*) Serviço Provido Externamente.

Nota 09: (**) Análises realizadas nas instalações do cliente.

Nota 10: 1 CU (Unidade de Cor) = 1 Hz (Unidade de Hazen) = 1 Pt-Co (Unidade de Platino-Cobalto).

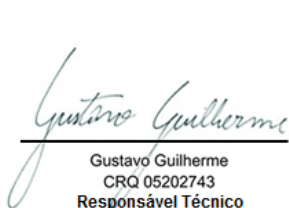
Nota 11: A regra de decisão padrão, para declaração de conformidade dos resultados, não considera a incerteza analítica associada ao ensaio.

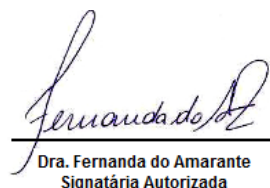
Verifique a autenticidade deste documento no endereço abaixo ou no QR-Code ao lado.:

<http://hidrolab.glabnet1.com.br/valida.php>

Código: 8102.2020 - Chave de autenticação: DIQ-1AZH-L9V




 Gustavo Guilherme
 CRQ 05202743
 Responsável Técnico


 Dra. Fernanda do Amarante
 Signatária Autorizada


 Quim. Michele Beza
 Signatária Autorizada
 Responsável Técnica

ANEXO C – RELATÓRIO DE ENSAIO N° 8104.2020_ASu – *SULFATO DE ALUMÍNIO*

Canoas, 15 de outubro de 2020

DADOS DO CLIENTE

Cliente: SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO - SAMAE
Endereço: RUA PINHEIRO MACHADO, 1631
CNPJ: 88.659.313/0001-05

Cidade: Caxias do Sul , Rio Grande do Sul
CEP: 95.020-170

DADOS DA AMOSTRA E DO LOCAL DE AMOSTRAGEM

Amostra: 8104.2020_ASu_3_1

Matriz: Água Bruta

Endereço Coleta: Lab. ETA Parque da Imprensa

Ponto de Amostragem: Lodo coagulante Sulfato de Alumínio (ETAPA 3)

Data Recebimento: 07/10/2020 18:30:00

Condições Climáticas: Ensolarado

Tipo de Amostra: Água Bruta

Coletor: Cliente

Data Coleta: 06/10/2020

PARÂMETRO	RESULTADO	UNIDADE
Sólidos Totais	227	mg/L

DADOS COMPLEMENTARES DO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	LD	U95%	MÉTODO	DATA DE REALIZAÇÃO
Sólidos Totais	29,83	9,04	±1,9	SMWW - Método 2540 B, E	09/10/2020

Nota 01: SMWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Ed. 23ª, 2017.

Nota 02: LQ - Limite de Quantificação

Nota 03: LD - Limite de Detecção

Nota 04: U95% - Incerteza do ensaio com 95% de probabilidade.

Nota 05: O(s) resultados(s) desta(s) análise(s) tem significado restrito e se aplica somente a amostra analisada.

Nota 06: O Relatório de Ensaio somente pode ser reproduzido por completo e sem nenhuma alteração.

Nota 07: PG 17_Rev.05 (Amostragem), IT 029_Rev.04 (Manual de Amostragem) e PE 090_Rev.04 (Ensaio Realizados na Amostragem). A identificação do plano de amostragem tem o mesmo código do "Protocolo da Amostra".

Nota 08: (*) Serviço Provido Externamente.

Nota 09: (**) Análises realizadas nas instalações do cliente.

Nota 10: 1 CU(Unidade de Cor) = 1Hz(Unidade de Hazen) = 1Pt-Co(Unidade de Platino-Cobalto).

Nota 11: A regra de decisão padrão, para declaração de conformidade dos resultados, não considera a incerteza analítica associada ao ensaio.

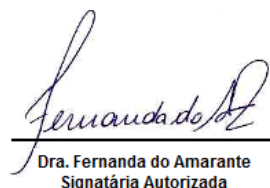
Verifique a autenticidade deste documento no endereço abaixo ou no QR-Code ao lado.:

<http://hidrolab.glabnet1.com.br/valida.php>

Código: 8104.2020 - Chave de autenticação: DIQ-1AZH-L9V




 Gustavo Guilherme
 CRQ 05202743
 Responsável Técnico


 Dra. Fernanda do Amarante
 Signatária Autorizada


 Quim. Michele Beza
 Signatária Autorizada
 Responsável Técnica