

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
NÍVEL MESTRADO**

ROSSANA COELHO CHIARAMONTE

**ESTUDO DA VIABILIDADE DA RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO
DE ALUMÍNIO EM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA)**

São Leopoldo

2020

ROSSANA COELHO CHIARAMONTE

**ESTUDO DA VIABILIDADE DA RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO
DE ALUMÍNIO EM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA)**

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
em Engenharia Civil pelo Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Feliciane Andrade Brehm

São Leopoldo

2020

C532e Chiamonte, Rossana Coelho.
Estudo da viabilidade da recuperação do coagulante sulfato de alumínio em lodo de estação de tratamento de água (LETA) / Rossana Coelho Chiamonte – 2020.
87 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2020.
“Orientadora: Profa. Dra. Feliciane Andrade Brehm”

1. Acidificação. 2. Coagulante recuperado. 3. Coagulante sulfato de alumínio. 4. Engenharia civil. I. Título.

CDU 628.3

ROSSANA COELHO CHIARAMONTE

**ESTUDO DA VIABILIDADE DA RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE SULFATO
DE ALUMÍNIO EM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA)**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em 18 de março de 2020.

Prof.^a. Dr.^a. Daniela Montanari Migliavacca Osorio – Universidade Feevale

Prof.^a. Dr.^a. Regina Celia Espinosa Modolo – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

AGRADECIMENTOS À CAPES

Agradeço a CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela concessão da bolsa de estudos nº 88887.179117/2018-00, financiamento deste projeto e pelo incentivo da pesquisa científica.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Dedico este trabalho para minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder a oportunidade de estudar, me guiar nos momentos difíceis e permitir mais uma experiência de vida cheia de aprendizado e crescimento.

À Professora Feliciane pela oportunidade, paciência, dedicação, orientação durante a pesquisa.

Aos laboratoristas e responsáveis do Laboratório de Materiais de Construção Civil, Caracterização e Valorização dos Materiais, Análises Ambientais, o Instituto ITT Fóssil. Agradeço pela compreensão e disposição em ajudar, pelos esclarecimentos e pela dedicação em suas atividades para possibilitar a conclusão desta pesquisa.

À Companhia Riograndense de Saneamento e a Estação de Tratamento de Água de Campo Bom pelo fornecimento da matéria-prima em e pesquisa.

À minha família e amigos pela paciência e compreensão nos dias de ausência e pelo incentivo de nunca desistir.

Aos colegas e amigos que conheci durante esse período de muito estudo e aprendizado.

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se
transforma”.

(Antoine Lavoisier).

RESUMO

O Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA) é gerado na etapa de coagulação do sistema de tratamento de água convencional. O descarte do LETA nos rios é uma realidade e essa prática pode ocasionar impactos ambientais e sociais negativos. A acidificação do LETA com ácido sulfúrico (H_2SO_4), denominado método Fulton é uma opção de recuperação em estudo, que consiste na solubilização dos hidróxidos de alumínio ($Al(OH)_3$) e ajuste do pH, separando o Resíduo de Lodo Acidificado (RLA) e o Coagulante Recuperado (CR). O presente estudo tem como objetivo a avaliação da viabilidade de recuperação do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ e caracterização do RLA para uma destinação adequada. A metodologia aplicada foi a coleta das amostras em uma estação de tratamento de água, que utiliza o $Al_2(SO_4)_3$, caracterização do LETA, aplicação do método de acidificação no LETA in natura, avaliação do desempenho do CR em relação ao Coagulante Comercial (CC) e caracterização do RLA. A caracterização do LETA via FRX identificou a presença de Si, Fe, Al, Ca, Ba, S, Mn, P, Zr, Br, Zn, Cu, Cr e Sr. Na análise de DRX apresentou três fases cristalinas sendo quartzo, caulinita e muscovita. Na análise térmica obteve-se 2 picos endotérmicos e 2 picos exotérmicos. Na análise de desempenho o CR1 apresentou resultado mais favorável para a remoção de turbidez com dosagem de 8 mL , obtendo 0,72 NTU na água bruta 1 e 0,64 NTU para água bruta 2. O RLA obteve perda ao fogo de 20,15% e na análise de FRX apresentou S, Ti, K, Ba, Ca, Mn, Zr, P, Cu, Zn, Br, Sr, Tm. O RLA apresentou pH na faixa de 2,56 – 0,94, sendo classificado como resíduo classe I – Perigoso, conforme a NBR 10.004. A partir dos dados fornecidos pela ETA em estudo foi possível analisar a possibilidade de redução da geração de 7.500 m³/mês de LETA para 1.500 m³/mês de RLA. Contudo, o método de acidificação não apresenta viabilidade ambiental por gerar um RLA ácido e a aplicação do método em escala industrial pode ser inviável devido ao uso em grandes volumes de H_2SO_4 .

Palavras-chave: Lodo de estação de tratamento de água. Coagulante sulfato de alumínio. Recuperação sulfato de alumínio. Acidificação. Coagulante recuperado.

ABSTRACT

The Sludge of Water Treatment Station (SWTP) is generated in the coagulation step of the conventional water treatment system. The disposal of SWTP in rivers is a reality and this practice can cause negative environmental and social impacts. The acidification of SWTP with sulfuric acid (H_2SO_4), called the Fulton method, is a recovery option under study, which consists of the solubilization of aluminum hydroxides ($Al(OH)_3$) and pH adjustment, separating the acidified sludge residue (ASW) and the Recovered Coagulant (RC). The present study aims to assess the viability of recovering the $Al_2(SO_4)_3$ and the coagulant and characterizing the ASW for proper disposal. The methodology applied was the collection of samples in a water treatment plant, which uses $Al_2(SO_4)_3$, characterization of SWTP application of the acidification method in SWTP in natura, evaluation of the performance of the RC in relation to the Commercial Coagulant (CC) and ASW characterization. The characterization of SWTP via XRF identified the presence of Si, Fe, Al, Ca, Ba, S, Mn, P, Zr, Br, Zn, Cu, Cr and Mr. In the XRD analysis, it presented three crystalline phases, being quartz, kaolinite and muscovite. In the thermal analysis, 2 endothermic peaks and 2 exothermic peaks were obtained. In the performance analysis, CR1 presented a more favorable result for the removal of turbidity with a dosage of 8 mL, obtaining 0.72 NTU in raw water 1 and 0.64 NTU in raw water 2. The ASW obtained a loss on fire of 20.15 % and in the XRF analysis presented S, Ti, K, Ba, Ca, Mn, Zr, P, Cu, Zn, Br, Sr, Tm. The ASW showed pH in the range of 2.56 - 0.94, being classified as Class I - Hazardous waste, according to NBR 10.004. From the data provided by the WTP under study, it was possible to analyze the possibility of reducing the generation of 7,500 m^3 / month of SWTP to 1,500 m^3 / month of ASW. However, the acidification method is not environmentally viable because it generates an acid ASW and the application of the method on an industrial scale may be impracticable due to the use in large volumes of H_2SO_4 .

Keywords: Sludge from water treatment plant. Aluminum sulfate coagulant. Aluminum sulphate recovery. Acidification. Coagulant recovere

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica..... | 23 |
| Figura 2 – Fluxograma do tratamento convencional | 27 |
| Figura 3 – Processo de tratamento de água | 27 |
| Figura 4 – Método de acidificação do LETA desenvolvido por Fulton..... | 39 |
| Figura 5 – Fluxograma da metodologia..... | 46 |
| Figura 6 – Fluxograma do método de acidificação para o LETA úmido | 49 |
| Figura 7 – Fluxograma da simulação das etapas de coagulação, floculação e decantação com o CR e o CC..... | 51 |
| Figura 8 – Difratoograma do LETA..... | 57 |
| Figura 9 – Análise termo gravimétrica e análise térmica diferencial do LETA..... | 58 |

LISTA DE FOTOGRAFIAS

| | |
|--|----|
| Fotografia 1 – Limpeza do decantador no dia da coleta da amostra..... | 45 |
| Fotografia 2 – Aspecto visual dos CR's e o CC coletado na ETA | 60 |
| Fotografia 3 – Água bruta 1 e 2..... | 62 |
| Fotografia 4 – Teste de jarros utilizando CC da ETA com a água bruta 1 e 2 | 62 |
| Fotografia 5 – Teste de jarros utilizando CR 1 com a água bruta 1 e 2 | 63 |
| Fotografia 6 – Aspecto visual dos testes de jarros utilizando os CR's 2, 3, 4, 5 e 6.. | 85 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|---|----|
| Quadro 1 – Alternativas de reciclagem propostas em estudos científicos para destinação adequada do LETA | 31 |
| Quadro 2 – Fases mineralógicas determinadas no LETA por autores | 36 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Compilação de dados da composição do LETA de $Al_2(SO_4)_3$ | 25 |
| Tabela 2 – Composição química do LETA em percentuais (%) por autores | 34 |
| Tabela 3 – Comparativo entre autores para análise térmica em LETA | 37 |
| Tabela 4 – Pesquisa de palavras-chave utilizadas para fundamentar a metodologia da pesquisa | 40 |
| Tabela 5 – Volume de H_2SO_4 aplicado para acidificar o LETA | 49 |
| Tabela 6 – Caracterização química do LETA (%) resultante da análise de FRX | 53 |
| Tabela 7 – Comparativo bibliográfico da composição química do LETA (%) para análise de FRX..... | 54 |
| Tabela 8 – Comparativo bibliográfico para análise de perda ao fogo no LETA (%) .. | 56 |
| Tabela 9 – Volume de CR gerado após a acidificação do LETA..... | 60 |
| Tabela 10 – Resultados dos parâmetros pH e turbidez da água bruta 1 com CC e CR | 64 |
| Tabela 11 – Resultados dos parâmetros pH e turbidez da água bruta 1 e 2 com o CR1 e CC | 66 |
| Tabela 12 – Volume de RLA gerado após a acidificação do LETA | 68 |
| Tabela 13 – pH das amostras de RLA após a acidificação do LETA | 69 |
| Tabela 14 – Composição química do RLA (%) resultante da análise de FRX | 71 |
| Tabela 15 – Determinação da taxa de recuperação do coagulante | 84 |

LISTA DE GRÁFICOS

| | |
|---|----|
| Gráfico 1 – Comparativo dos pH's dos CR's e do CC | 61 |
|---|----|

LISTA DE SIGLAS

| | |
|--|--|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| Al | Alumínio |
| Al(OH) ₃ | Hidróxido de alumínio |
| Al ₂ (SO ₄) ₃ | Sulfato de alumínio |
| Al ₂ SiO ₅ (OH) ₄ | Caulinita |
| Al ₂ SiO ₇ | Metacaulinita |
| Ca | Cálcio |
| Ca(OH) ₂ | Hidróxido de cálcio |
| CaO | Óxido de cálcio |
| CC | Coagulante Comercial |
| CETEM | Centro de Tecnologia Mineral |
| CR | Coagulante Recuperado |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| DRX | Difração de raios X |
| ETA | Estação de Tratamento de Água |
| Fe | Ferro |
| FRX | Fluorescência de raios X |
| FTIR | Análise de Infravermelho por Transformada de Fourier |
| H ₂ S | Gás sulfídrico |
| H ₂ SO ₄ | Ácido sulfúrico |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| K | Potássio |
| KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂ | Muscovita |
| LETA | Lodo de Estação de Tratamento de Água |
| MEV | Microscopia Eletrônica de Varredura |
| Mg | Magnésio |
| Mn | Manganês |
| NBR | Normas Brasileiras de Regulação |
| OH ⁻ | Hidroxila |
| PAC | Policloreto de alumínio |

| | |
|--|---------------------------------------|
| PF | Perda ao fogo |
| pH | Potencial hidrogeniônico |
| PNRS | Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| PNSB | Plano Nacional de Saneamento Básico |
| RLA | Resíduo de Lodo Acidificado |
| S | Enxofre |
| Si | Silício |
| SiO ₂ | Sílica ou óxido de silício |
| SST | Sólidos Suspensos Totais |
| ST | Sólidos Totais |
| γ -Al ₂ O ₃ | Gama de alumina |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 18 |
| 1.1 DELIMITAÇÃO DO TEMA..... | 19 |
| 1.2 OBJETIVOS | 19 |
| 1.2.1 Objetivo Geral | 19 |
| 1.2.2 Objetivos Específicos | 19 |
| 1.3 JUSTIFICATIVA | 20 |
| 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 21 |
| 2.1 COAGULANTES | 21 |
| 2.2 LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA) | 24 |
| 2.2.1 Formação do LETA | 26 |
| 2.2.1.1 Mecanismos de coagulação | 28 |
| 2.2.2 Destinação do LETA | 30 |
| 2.3 CARACTERIZAÇÃO DO LETA | 33 |
| 2.3.1 Fluorescência de raios X (FRX) e Perda ao Fogo (PF) | 33 |
| 2.3.2 Difração de raios X | 35 |
| 2.3.3 Análise Térmica | 37 |
| 2.4 RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE DE SULFATO DE ALUMÍNIO POR VIA ÁCIDA EM LETA..... | 38 |
| 3 MATERIAIS E MÉTODOS | 45 |
| 3.1 MATERIAIS | 45 |
| 3.1.1 Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA) | 45 |
| 3.1.2 Águas brutas | 46 |
| 3.1.2 Coagulante Comercial (CC) | 46 |
| 3.2 MÉTODOS | 46 |
| 3.2.1 Etapa 1: Caracterização do Lodo de Estação de Tratamento de Água | 47 |
| 3.2.1.1 Fluorescência de raios X (FRX) | 47 |
| 3.2.1.2 Perda ao fogo | 47 |
| 3.2.1.3 Difração de raios X (DRX) | 47 |
| 3.2.1.4 Análise Térmica..... | 48 |
| 3.2.2 Etapa 2: Acidificação do LETA | 48 |
| 3.2.3 Etapa 3: Análise de Desempenho | 50 |
| 3.2.3.1 Teste de Jarros | 50 |
| 3.2.3.2 Análise de Turbidez..... | 51 |

| | |
|---|-----------|
| 3.2.3.3 Análise de pH | 51 |
| 3.2.4 Etapa 4: Caracterização do RLA | 51 |
| 3.2.4.1 Quantificação do Volume de RLA | 52 |
| 3.2.4.2 Análise de pH | 52 |
| 3.2.4.3 Fluorescência de raios X | 52 |
| 3.2.4.4 Perda ao Fogo..... | 52 |
| 4 ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÕES | 53 |
| 4.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA | 53 |
| 4.2.1 Fluorescência de raios X | 53 |
| 4.2.2 Perda ao Fogo | 55 |
| 4.2.3 Difração de raios X..... | 56 |
| 4.2.4 Análise Térmica..... | 58 |
| 4.3 ETAPA 2: ACIDIFICAÇÃO DO LETA..... | 60 |
| 4.4 ETAPA 3: ANÁLISE DE DESEMPENHO | 61 |
| 4.4.1 Teste de jarros | 62 |
| 4.4.2 Análises de pH e Turbidez..... | 64 |
| 4.5 ETAPA 4: CARACTERIZAÇÃO DO RLA | 68 |
| 4.5.1 Quantificação do Volume de RLA | 68 |
| 4.5.2 Análise de pH..... | 69 |
| 4.5.3 Perda ao Fogo | 70 |
| 4.5.4 Fluorescência de raios X | 70 |
| 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 73 |
| 6 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS | 75 |
| REFERÊNCIAS..... | 76 |
| APÊNDICE A | 84 |
| APÊNDICE B | 85 |

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da sociedade teve início nas margens dos rios. As águas possuem uma relação única com as comunidades, dos rios retira-se a água para beber, para alimentação, indústria, agricultura, transporte e para a geração de energia. (TELLES; GÓIS, 2013; FONSECA; CAROLA, 2017). Entre tantas possibilidades de uso da água, encontra-se a água para o consumo humano, que deve ser segura e possuir todos os elementos que a torne potável. Sua qualidade deverá ser garantida pelas empresas de saneamento, sendo um parâmetro de saúde e conforto para toda a comunidade. (KATRIVES *et al.*, 2019).

O tratamento da água promove a retirada das partículas suspensas, coloidais, matéria orgânica, microrganismos e bactérias, a partir da aplicação de sais de alumínio, aglutinando as impurezas presentes na água bruta. O tratamento convencional que consiste nas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, correção do pH e fluoretação é a técnica mais utilizada no Brasil. (LIBÂNIO, 2008; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a; KATRIVES *et al.*, 2019).

Na etapa de coagulação, após a decantação das partículas no fundo do decantador, é gerado o Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA). As características e as propriedades químicas do LETA variam de acordo com as peculiaridades da água a ser tratada e de sua localização. (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a).

O LETA descartado nos rios pode ocasionar aumento da turbidez, demanda química de oxigênio e concentração de metais, afeta a biota aquática, prejudica a qualidade da água e pode ocasionar transtornos na saúde humana. (SOARES; ACHON; MEGDA, 2004; WHO, 2017).

As alternativas mais comuns de destinação do LETA são o uso na agricultura, construção civil ou ainda envio para aterro industrial. A acidificação do LETA, também conhecido como método Fulton, é uma forma de destinação, contudo não há publicações científicas sobre a aplicação em escala, somente as realizadas em laboratórios, e não há pesquisas publicadas para a destinação do Resíduo de Lodo Acidificado (RLA), gerado durante a aplicação do método. O método consiste na solubilização dos hidróxidos de alumínio e ajuste do pH, separando o Coagulante Recuperado (CR) e o RLA. De modo que, quanto maior a quantidade de CR, menor

será a quantidade de RLA para destinação final. (RICHTER, 2004; GUIMARÃES, 2005; FREITAS *et al.*, 2016).

Segundo Guimarães (2005) e Ahmad *et al.* (2016), a recuperação do coagulante em laboratório apresenta resultados satisfatórios, em relação a eficiência do CR, sendo ambientalmente e economicamente viável, entretanto os autores não apresentam resultados e dados sobre o RLA.

O RLA é gerado na aplicação do método de acidificação do LETA e necessita de estudos mais aprofundados, pois a bibliografia científica não expõe informações sobre a caracterização e a destinação do resíduo, deixando uma lacuna na eficiência total do método.

1.1 DELIMITAÇÃO DO TEMA

A pesquisa delimita-se em aplicar o método de acidificação do LETA, gerado em uma estação de tratamento de água, que utiliza no processo o coagulante de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) do município de Campo Bom, no Estado do Rio Grande do Sul. O estudo foi desenvolvido a partir de uma coleta de LETA, para avaliar a viabilidade de recuperação do ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), a eficiência do CR no processo de tratamento de água e a caracterização do RLA.

1.2 OBJETIVOS

Nos itens a seguir são apresentados os objetivos da pesquisa.

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar a viabilidade técnica da recuperação do coagulante de sulfato de alumínio presente no lodo gerado no processo de tratamento de água.

1.2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos propostos para a pesquisa são:

a) caracterizar o Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA) para determinação de suas características: química, mineralógica e termogravimétrica;

b) testar o método Fulton de recuperação do sulfato de alumínio por via ácida no LETA;

c) comparar a eficiência do Coagulante Recuperado (CR) com o Coagulante Comercial (CC) para a remoção de turbidez da água bruta;

d) caracterizar o Resíduo de Lodo Acidificado (RLA) gerado na recuperação do coagulante de sulfato de alumínio.

1.3 JUSTIFICATIVA

A aplicação do método Fulton para a recuperação do coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ gera dúvidas sobre sua eficiência, pois apresenta escassez de resultados e referências técnicas, tanto para o método quanto para o RLA.

A viabilidade da recuperação do coagulante pode permitir que ocorra a diminuição do LETA a ser descartado nos corpos hídricos, minimizando a contaminação ou evitando o envio para aterro industrial, assim reduzindo as despesas financeiras das empresas de saneamento e minimizando o impacto ambiental negativo. Além da viabilidade do LETA é importante também caracterizar o RLA que é gerado após a acidificação, desse modo poderá ser avaliada a possibilidade de aplicação do método em estudo.

O LETA utilizado nesta pesquisa é gerado em uma ETA, localizada no município de Campo Bom, no Estado do Rio Grande do Sul, sua geração mensal é de 7.500 m^3 , sendo três decantadores na unidade, onde cada um gera 2.500 m^3 de LETA.

Neste contexto, o estudo da recuperação do coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ pelo método Fulton, justifica-se pela redução do volume de LETA gerado na ETA, conseqüentemente minimizando os impactos ambientais em relação ao descarte do LETA em cursos d'água, melhoria da qualidade de vida da sociedade, que depende do uso da água e economicamente para as empresas de saneamento.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo é apresentada a revisão bibliográfica utilizada para fundamentar a pesquisa.

2.1 COAGULANTES

A coagulação é um processo unitário que tem por objetivo a formação de coágulos, a partir da reação de coagulantes, promovendo um estado de equilíbrio eletrostaticamente instável das partículas no seio da massa líquida, ocorrendo a aglomeração de partículas presentes na água bruta. (VAZ *et al.*, 2010; YU *et al.*, 2012).

Existem diversos tipos de coagulantes utilizados para o tratamento de água, estudos de Lopes *et al.* (2019), Manda *et al.* (2016), Ward *et al.* (2006), Matilainen; Vepsäläinen; Sillanpää (2010), Lee; Robinson; Chong (2014), Luttrell (2015), Coral; Bergamasco; Basseti (2009), GAO *et al.* (2005); Lin; Couperthwaite; Millar (2017); Katrives *et al.* (2019) e Yang *et al.* (2019) apontam as principais características de cada coagulante utilizado no Brasil e no mundo, vantagens e desvantagens de cada tecnologia aplicada.

O coagulante policloreto de alumínio (PAC) ($(Al_n(OH)_m Cl_{3(n-m)})$) dispõe de alguns benefícios para o tratamento de água, apresentando dispersão adequada, não possuindo resíduos insolúveis e não prejudicando os tanques de decantação. Entretanto apresenta menor eficiência na remoção de cor. (MANDA *et al.*, 2016).

Os sais de ferro apresentam hidrólise semelhante aos sais de alumínio, sendo mais eficiente na remoção de matéria orgânica. Contudo apontam desvantagens que inviabilizam o uso, como o grande volume de LETA, pouca eficiência na aglomeração de partículas mais finas, estabilização, controle de correção com a adição de mais produto no tratamento de água, coloração amarelada e turva conforme os níveis de concentração de coagulante. (WARD *et al.*, 2006; MATILAINEN; VEPSÄLÄINEN; SILLANPÄÄ, 2010; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Os reagentes chamados de biopolímeros são biodegradáveis. No entanto são necessários em grande quantidade, pois apresentam eficiência moderada e vida útil menor, em comparação aos demais coagulantes. Os flocos perdem estabilidade e

resistência devido a sua capacidade biodegradável. (LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

O $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ é disponibilizado em forma de cristais brancos, grânulos ou em pó e possui solubilidade em água. O composto surge a partir da sintetização do hidróxido de alumínio $\text{Al}(\text{OH})_3$ e ácido sulfúrico (H_2SO_4). O $\text{Al}(\text{OH})_3$ e os demais compostos de alumínio (Al) são extraídos do mineral bauxita, no processo de *Bayer*. (CONSTANTINO *et al.*, 2002; CETEM, 2008; LUTTREL, 2015). Existem diversas aplicações para o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, entre elas está o tratamento de efluentes líquidos, na indústria, na impermeabilização de tecido, pesticidas para a agricultura e entre outras. (LUTTREL, 2015).

O emprego do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em estação de tratamento de água é realizado a mais de um século em diferentes sistemas em todo o mundo. Essa forma é aplicada para a coagulação das impurezas presentes na água. (CORAL; BERGAMASCO; BASSETI, 2009). É um produto acessível para as empresas de saneamento, apresentando um baixo custo em relação aos demais coagulantes. Além de tecnicamente demonstrar vantagens na formação dos flocos, sendo estes relativamente grandes, com menor densidade e eficientes na remoção de turbidez. (GAO *et al.*, 2005; MATILAINEN; VEPSÄLÄINEN; SILLANPÄÄ, 2010; LIN; COUPERTHWAITTE; MILLAR, 2017; KATRIVES *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2019).

O $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ é utilizado para desestabilizar as partículas em suspensão e os colóides. A desestabilização ocorre quando os cátions Al^{3+} neutralizam as cargas negativas das impurezas presentes na água bruta, interagindo com os íons de hidroxila (OH^-) da água, formando o hidróxido de alumínio.

Em uma solução com sal de alumínio ocorre a liberação de íons de alumínio, que são hidrolisados formando um complexo solúvel com uma carga positiva, adsorvendo na superfície dos colóides negativos (MATILAINEN, VEPSÄLÄINEN, SILLANPÄÄ, 2010) e agindo conforme a Reação 1:



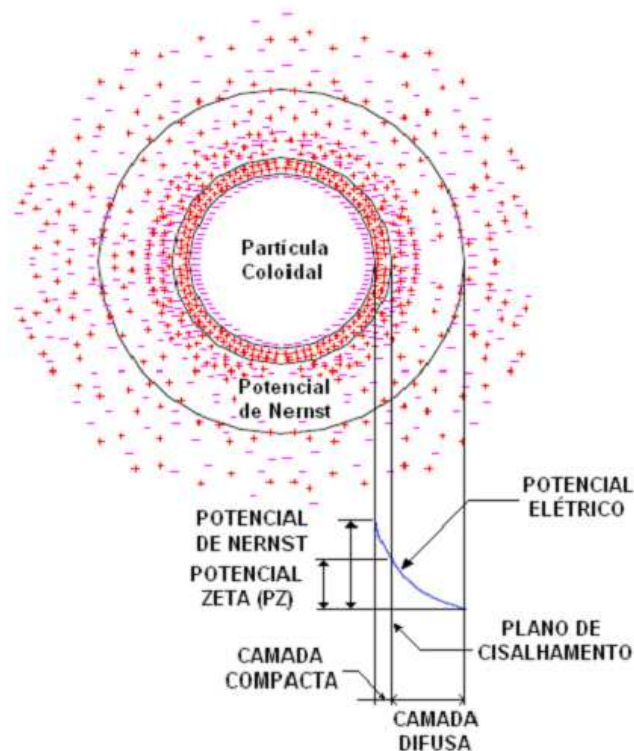
Quando acontece a reação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ com a água, pode ocorrer a formação de alcalinidade natural, precipitando $\text{Al}(\text{OH})_3$. Caso esse processo não ocorra, a mistura pode ser corrigida com óxido de cálcio (CaO) ou hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), decorrendo a Reação 2 (RICHTER, 2004; RESENDE, 2018):



De acordo com Matilainen, Vepsäläinen e Sillanpää (2010) a eficácia da coagulação para remover a matéria orgânica e partículas depende de vários fatores, como a dosagem de coagulante, condições da mistura, pH, temperatura, partículas e propriedades da matéria orgânica, bem como a presença de cátions e concentrações de ânions desestabilizadores. O coagulante é ácido, diminuindo assim o pH após aplicação. No entanto, as águas de baixa alcalinidade podem precisar da adição de base, embora a alta alcalinidade às vezes precise ser reduzida por ácido além de atingir faixa de pH eficiente. Portanto, a alta alcalinidade das águas tem maior capacidade de amortecimento em águas de baixa alcalinidade para a diminuição do pH, sendo que a matéria orgânica tem efeito significativo na dose de coagulante.

As interações de ordem eletrostática que ocorre pela aplicação do coagulante em meio aquoso são compostas pelo efeito da dupla camada elétrica, que podem ser visualizadas na Figura 1.

Figura 1 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica



Fonte: Zotesso (2017).

A aproximação de íons de carga positiva da superfície negativa das partículas coloidais forma uma camada de íons positivos e negativos chamada camada compacta, resultante das forças de repulsão eletrostática e de atração de van der Waals. Essas forças, que prevalecem a menores distâncias, impelem os íons na direção de menores concentrações iônicas, ocorrendo a formação de uma segunda camada ao redor das partículas, a camada difusa (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; ZOTESSO 2017). Em resultado da decrescente concentração de íons, aparecem os potenciais elétricos dentre eles o potencial zeta, existente entre a superfície da camada compacta e o limite da camada difusa. Logo após a coagulação, o potencial zeta aproxima-se de zero, o que indica que o coagulante age sobre a superfície das partículas presentes no meio aquoso, neutralizando parte de suas cargas. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; ZOTESSO, 2017).

2.2 LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA)

O LETA é gerado na lavagem dos decantadores, após o processo de coagulação e floculação na ETA, nessas etapas ocorre a eliminação da cor e turbidez da água com sais de alumínio. A remoção das partículas sólidas suspensas é essencial para um tratamento eficiente, contudo o desempenho do coagulante é extremamente importante para a formação adequada dos flocos, já que, o tamanho e a estrutura dos flocos influenciam na eficiência e remoção das impurezas. (RICHTER, 2004; YURSELEN; GREGORY, 2004; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a).

O LETA de $Al_2(SO_4)_3$ é um resíduo com características de líquido não-newtoniano, gelatinoso, com partículas de sólidos compostas por $Al(OH)_3$, que são formadas a partir da reação do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ com a alcalinidade da água, sendo inorgânico, com coloides de cor, apresentando resíduos orgânicos e bactérias. A composição biodegradável é pequena, no entanto, o pH é próximo ao neutro, os sólidos suspensos presentes variam de 75% a 90% e os compostos orgânicos voláteis entre 20% a 35%. (RICHTER, 2004; LIBÂNIO, 2008; ANDRADE *et al.*, 2018). Sun *et al.* (2015), afirmam que durante o processo de tratamento de água é gerado entre 4% a 7% de LETA, sendo que 95% da composição do LETA é água. (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2018).

Ahmad, Ahmad e Alam (2016b), realizaram levantamentos bibliográficos em estudos científicos realizados em todo o mundo, inclusive no Brasil, a fim apresentar a composição do LETA de $Al_2(SO_4)_3$, conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Compilação de dados da composição do LETA de $Al_2(SO_4)_3$

| Parâmetro | Unidade | Concentração |
|------------------|----------------|----------------------|
| pH | - | $6,5 \pm 0,3$ |
| Sólidos totais | mg/L | 2,500 – 52,345 |
| Al | mg/kg | $118,700 \pm 24,260$ |
| Ca | mg/kg | $10,360 \pm 4,299$ |
| Mg | mg/kg | 2407 ± 572 |
| K | mg/kg | 3547 ± 582 |
| S | mg/kg | 6763 ± 2955 |
| Mn | mg/kg | 2998 ± 1122 |
| Zn | mg/kg | 98 ± 31 |
| Cu | mg/kg | 624 ± 581 |
| Ni | mg/kg | 28 ± 10 |
| Pb | mg/kg | 22 ± 12 |
| Cr | mg/kg | 20 ± 7 |
| Cd | mg/kg | $0,12 \pm 0,02$ |
| Hg | mg/kg | 0,46 |

Fonte: Adaptado de Ahmad, Ahmad e Alam (2016b).

Os dados compilados por Ahmad, Ahmad e Alam (2016b) e apresentados na Tabela 1, foram analisados a partir de pesquisas científicas que avaliaram o LETA com $Al_2(SO_4)_3$, no qual, foi realizada a média de cada parâmetro conforme os resultados de cada pesquisa, apresentando a variação de cada parâmetro para mais e para menos, assim gerando um compilado de dados sobre as concentrações dos compostos químicos presentes no LETA de $Al_2(SO_4)_3$.

Os elementos metálicos (Al, Ca, Mg, K, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Cd e Hg) analisados têm sua origem através das impurezas na água bruta durante o tratamento de água ou do coagulante utilizado na ETA, concentrando-se no LETA após o processo. (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016b). A concentração de Al no LETA apresenta, em média, $118,700 \pm 24,260$ mg/kg, reafirmando os argumentos dos autores, no qual, o uso do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ nas ETA influencia nas características finais do LETA. A ocorrência de cálcio (Ca), potássio (K), manganês (Mn) e magnésio (Mg) em maiores proporções nas amostras de LETA, caracteriza-se pela influência das propriedades da água bruta em tratamento, podendo apresentar elementos metálicos de forma natural ou antrópica, conforme a característica das atividades de cada local em estudo, onde comprova a explanação realizada por Ahmad, Ahmad e Alam (2016b). Os demais elementos metálicos,

apresentados na pesquisa, também se enquadram no mesmo contexto, contudo em menores concentrações, conforme demonstrado na Tabela 1.

O parâmetro de enxofre (S) (Tabela 1) apresenta concentração em média de 6763 ± 2955 mg/kg. Essa ocorrência pode estar relacionada devido a oxidação da matéria orgânica, da dissolução das rochas, meios antrópicos presentes em efluentes domésticos, industriais e uso de fertilizantes. (LIMA *et al.*, 2017).

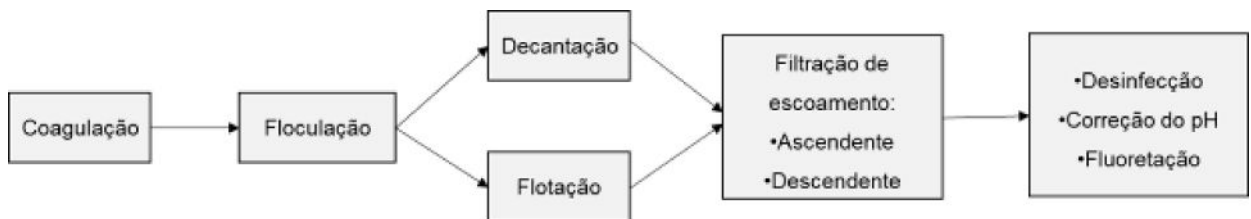
Dessa forma, a legislação brasileira define a partir da Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010) que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que o LETA é considerado um resíduo sólido, o mesmo deve ser tratado e destinado de modo adequado. Assim pode-se perceber que as empresas de saneamento dispõem de uma problemática a ser solucionada, para que seja possível a minimização dos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados por elas a partir de seus processos.

2.2.1 Formação do LETA

O tratamento de água bruta, para distribuição à população como água potável, é realizado em ETA, podendo ser tratada em processo de ciclo completo ou convencional (Figura 2), apresentando as etapas de coagulação, floculação, flotação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação. (LIBÂNIO, 2008; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a).

O tratamento convencional (Figura 2) é a técnica para tratamento de água mais utilizada no Brasil e começou a ser difundida a partir de 1890 em Ohio nos Estados Unidos, após serem recomendadas as etapas de clarificação e filtração nas águas turvas do rio do Estado por George Fuller. A partir dessa data, todas as etapas de tratamento de água que utilizassem coagulante na unidade de mistura rápida e floculação, sedimentação e filtração passariam a ser chamadas de tratamento convencional. (LIBÂNIO, 2008).

Figura 2 – Fluxograma do tratamento convencional

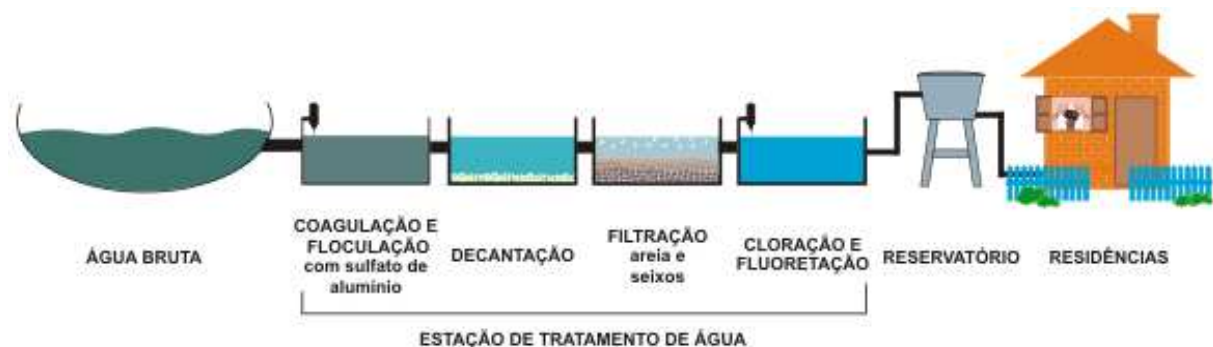


Fonte: Libânio (2008).

Para a transformação da água bruta em água potável são necessárias várias etapas até chegar ao consumidor final. Durante o processo ocorre a adição de vários produtos químicos, dentre eles, o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante.

Antes de todos os processos, a água é captada no rio e passa por um processo de gradeamento para retirada dos sólidos maiores da água bruta. A primeira etapa do processo de tratamento de água é a coagulação, esse processo recebe o coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, que aglutinará as impurezas da água. Após, ocorre a floculação, onde as partículas aglutinadas na coagulação ficam maiores e são carregadas junto às impurezas como bactérias, plânctons e protozoários. Durante a decantação os flocos formados na floculação ganham massa e tamanho, fazendo com que eles se depositem no fundo do decantador. Depois da retirada de sólidos e impurezas presentes na água, ocorre o processo de filtração, onde são separadas as partículas e microrganismos que não foram removidos nas outras etapas. Para a água ser considerada potável é necessário realizar a etapa de desinfecção, onde é aplicado o cloro na água com a finalidade de eliminar os microrganismos. (SEMAE, 2018; DMAE, 2018). Na Figura 3 pode-se visualizar uma exemplificação das etapas.

Figura 3 – Processo de tratamento de água



Fonte: Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas – SANEP (2018).

A coagulação é a etapa em que é gerado o LETA, a partir do uso de sais de alumínio que reagem aglutinando as partículas de impurezas existentes na água bruta. (YU *et al.*, 2012).

O tamanho, estrutura e resistência do floco formado na coagulação pode ser determinado e influenciado pelo coagulante químico utilizado, sendo que deve-se levar em consideração a dose de coagulante, a intensidade na mistura e a qualidade da água bruta. Os flocos com menor resistências podem ser quebrados, sendo difícil a união dos flocos novamente. (SU *et al.*, 2017 e JIAO *et al.*, 2017).

No processo de coagulação ocorre dois fenômenos sendo um químico e outro físico. O químico ocorre durante a mistura do coagulante com a água, formando as espécies hidrolisadas com carga positiva. Já o físico é quando acontece o deslocamento das espécies hidrolisadas, a fim de que ocorra o contato entre as impurezas coloidais e suspensas, como areia, silte, argila e partículas húmicas. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; TRINH; KANG, 2011). A desestabilização das partículas coloidais permite a aproximação das partículas, vencendo a barreira de energia dos potenciais elétricos. (LIBÂNIO, 2008).

2.2.1.1 Mecanismos de coagulação

Os mecanismos de coagulação podem ser aplicados de forma individual ou combinados, os aspectos pertencentes a estes mecanismos são as concentrações de coloides presentes na água. Sendo que a quantidade de eletrólitos (íons) não interfere para alcançar a coagulação e as partículas coloidais não são estabilizadas independente das quantidades de eletrólitos adicionadas. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

O sistema coloidal poderá ser desestabilizado pelo acréscimo de íons de carga inversa das partículas coloidais, que ocorre no mecanismo de compressão da dupla camada elétrica. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; DOMÍNGUEZ *et al.*, 2007).

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é relevante no sistema de filtração direta, pois desestabiliza as partículas retiradas no meio granular dos filtros. A adsorção específica, que ocorre devido a interação entre coagulante e coloide, gera espécies hidrolisadas de Al. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; SANTOS *et al.*, 2007).

No momento em que o coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ é adicionado na água bruta ocorre a formação de uma série de hidrólise solúvel, podendo ter carga tanto negativa quanto positiva, dependendo do pH. A hidrólise da carga positiva pode adsorver na superfície da partícula coloidal e desestabilizar a partícula de colóide estável. (KIM; MOON; LEE, 2001; YU *et al.*, 2012).

Os estudos realizados em mecanismos de neutralização de carga apresentam bons resultados em relação a remoção de partículas, melhor filtração dos flocos e a remoção de partículas não dissolvidas ocorrem apenas quando a água bruta apresenta alta turbidez. (JIAO *et al.*, 2017).

No mecanismo de varredura os flocos são maiores e sedimentam facilmente, diferentemente dos flocos gerados na coagulação da adsorção e neutralização de carga. Nesse mecanismo pode ocorrer a formação de precipitados de $\text{Al}(\text{OH})_3$, dependendo de algumas características de pH, coagulante e concentração de íons (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; SANTOS *et al.*, 2007).

A redução dos flocos residuais após o processo de sedimentação foi verificada em pesquisa realizada por Jiao *et al.* (2017) que estudaram o mecanismo de varredura em água tratada com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Esse mecanismo não envolve reversão de cargas, contudo os precipitados podem ocasionar a varredura física das partículas coloidais em suspensão. (KIM, MOON; LEE, 2001).

A utilização de polímeros de grandes cadeias moleculares auxilia na ligação entre a superfície aderida e as demais partículas no mecanismo de adsorção e formação de ponte química (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; DOMÍNGUEZ *et al.*, 2007). Os polieletrólitos são categorias de macromoléculas classificadas como catiônicas, aniônicas ou não aniônicas. Essa classificação refere-se as cargas elétricas presentes na hidrólise da macromolécula. (OLADOJA, 2016).

As partículas presentes na água poderão interagir entre as cadeias estendidas ou outras cadeias. A neutralização das cargas ocorrerá quando as partículas são atingidas de cargas opostas à da cadeia. Desta forma, permite que as partículas parcialmente desestabilizadas ou neutralizadas aproximem-se o suficiente entre partículas coloidais e polímeros, resultando na concentração das partículas e na desestabilização dos colóides e posteriormente a sedimentação.

2.2.2 Destinação do LETA

O LETA é gerado pelas empresas de saneamento de todo o mundo, sendo normalmente descartado em cursos d'água, entretanto, algumas empresas de saneamento destinam o resíduo para aterros industriais.

Os dados do último censo divulgado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) sobre a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) no ano de 2010, apresenta as principais destinações do LETA no Brasil. De acordo com estes dados o descarte do LETA nos rios ocorre em 1415 municípios brasileiros, 463 municípios descartam o LETA em terrenos sem nenhuma proteção ao solo e a destinação em aterros industriais ocorre em apenas 83 municípios. (IBGE, 2010). Sendo importante salientar que estes dados são do ano de 2010, podendo estes atualmente apresentarem números diferenciados.

A legislação brasileira não permite o descarte inadequado dos resíduos de ETA. A Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010) (PNRS) dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores, do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. A PNRS classifica os resíduos sólidos de acordo com a sua origem no artigo 13, na alínea "e" classificando todos os resíduos de serviços públicos e saneamento básico, incluindo o LETA. No artigo 47 é descrito que as formas de destinação e disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos como lançamento *in natura* a céu aberto em praias, mares ou em quaisquer corpos hídricos são proibidos. (BRASIL, 2010).

Nos últimos anos pesquisas estão sendo desenvolvidas para viabilizar alternativas de destinação e tratamento do LETA em vários países, devido a expansão das cidades e o aumento da população mundial, os volumes de resíduos das ETA estão cada vez maiores. Sendo que existem alguns estudos que sugerem a aplicação do LETA na agricultura ou na construção civil. (DASSANAYAKE *et al.*, 2015; GERALDO; FERNANDES; CAMARINI, 2017; HAGEMANN *et al.*, 2019).

No quadro 1 são apresentadas pesquisas desenvolvidas com o intuito de propor alternativas para destinação adequada do LETA com $Al_2(SO_4)_3$, as pesquisas foram realizadas em novembro de 2019, utilizando como fonte a base de dados *ScienceDirect* e artigos publicados entre os anos de 2014 a 2019.

Quadro 1 – Alternativas de reciclagem propostas em estudos científicos para destinação adequada do LETA

(continua)

| Autores | Tipo | Localização | Fonte | Pesquisas desenvolvidas |
|----------------------------------|------|---------------|-----------------------|--|
| Hagemann <i>et al.</i> (2019) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | O estudo realizado teve como objetivo investigar os efeitos do LETA na resistência à compreensão de argamassa com a finalidade de diminuir o uso de cimento Portland. Os autores destacam a semelhança do LETA com as argilas, do ponto de vista das características físico-químicas, proporcionando o uso na substituição da argila pelo LETA e conseqüentemente reduzindo o volume de LETA a ser destinado aos rios e aterros. Por fim, foram obtidos os seguintes resultados, a argamassa com a aplicação de LETA apresentou 90% de resistência de referência para materiais pozolânicos. A mistura de LETA e calcário moído reduziu o consumo de cimento Portland de 38,4% para 34,7%. |
| Elmontassir <i>et al.</i> (2019) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | O objetivo da pesquisa foi caracterizar o LETA para verificar a eficiência na descontaminação de lixiviado de aterro sanitário. Na caracterização dos materiais os autores destacam que o LETA é rico em sílica (SiO ₂), Al e Fe. Nos resultados do experimento foi obtida a redução da matéria orgânica no lixiviado entre 58% a 86,25%, ou seja, a aplicação do LETA no lixiviado de aterro foi eficaz para a remoção de matéria orgânica, sendo que a o tempo de contato, pH e os elementos como alumínio e inserção das moléculas orgânicas neutralizam os efeitos negativos das cargas da matéria orgânica. |
| Mazari <i>et al.</i> (2018) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | O objetivo da pesquisa foi utilizar um método de membrana de ultrafiltração em LETA, a fim de avaliar os resultados e propor uma alternativa para a destinação do LETA. O método consiste na filtração do LETA para o seu reuso. Após aplicar o método os autores verificaram a possibilidade de usar o LETA filtrado na etapa de coagulação, onde ele seria utilizado como coagulante complementar ao coagulante de Al ₂ (SO ₄) ₃ , assim diminuindo o consumo de coagulante. A partir desse estudo obteve-se uma redução de turbidez e DQO significativa no tratamento de água. |
| Ooi <i>et al.</i> (2018) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | O objetivo da pesquisa foi investigar a eficiência da recuperação do Al do LETA, utilizando o método de lixiviação ácida. A recuperação do Al no LETA foi realizada com H ₂ SO ₄ em um processo de aquecimento, resfriamento e agitação para a separação dos sólidos, sendo conhecido como método de lixiviação ácida. Como resultado os autores determinaram 68,8% de Al recuperado do LETA, obtendo como |

| Autores | Tipo | Localização | Fonte | Pesquisas desenvolvidas |
|-----------------------------------|------|---------------|-----------------------|--|
| Cremades, Cusidó e Arteaga (2018) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | vantagem a redução do volume do LETA a ser descartado de forma adequada. O objetivo da pesquisa foi utilizar o LETA (seco) para a fabricação de material cerâmico de revestimento (ladrilhos), como alternativa de destinação adequada do LETA. Foram realizadas análises físicas, químicas, ambientais e mecânicas do LETA e da argila, para comparação final dos produtos obtidos. Para ambos foram realizadas análises de lixiviação, a fim de verificar se a cerâmica causaria impactos ao ambiente, contudo os resultados foram positivos. Como resultado os autores não indicam o uso da cerâmica de revestimento com LETA para áreas externas, devido à alta porosidade e absorção de umidade em determinados períodos e condições meteorológicas. |
| Ling <i>et al.</i> (2017) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | O objetivo do estudo foi avaliar a viabilidade de substituição da argila utilizada na fabricação de produtos para a construção civil pelo LETA. Os pesquisadores destacam a similaridade nas características físico-químicas entre o LETA e argila. Apresentando resultados relevantes para o uso de LETA na fabricação de produtos cerâmicos, pois a aplicação de 20% de LETA na massa cerâmica possibilita a moldagem do produto, não apresentando fissuras e mantendo a plasticidade. Desta forma consegue-se minimizar os impactos ambientais com o descarte do LETA, indicando uma alternativa à destinação no meio ambiente. |
| DASSANAYAKE <i>et al.</i> (2015) | Base | Internacional | <i>Science Direct</i> | Os autores realizaram uma revisão bibliográfica de estudos que utilizaram o LETA como alternativa de uso na agricultura, apresentando os pontos fortes e fracos da aplicação. A utilização do LETA pode melhorar o solo quanto a estrutura, porosidade, condutividade hidráulica, capacidade de retenção de água, teor de matéria orgânica e níveis de nutrientes, pois o LETA contém uma quantidade substancial de macro e micronutrientes e matéria orgânica. Por outro lado, o LETA apresenta restrição de uso na agricultura devido as concentrações elevadas de íons de sal, toxicidade do alumínio e elementos metálicos. Ao final do estudo foi concluído que são necessárias pesquisas mais aprofundadas em relação a aplicação do LETA nos solos. Devendo ser realizados estudos que analisem com mais detalhe os efeitos do LETA no solo, a aplicação mais apropriada do LETA e as condições ambientais. |

Fonte: Elaborado pela autora.

A partir das alternativas de destinação do LETA apresentados no Quadro 1, é possível visualizar que as pesquisas para a construção civil são dominantes. Os estudos designados para a construção civil e seus produtos apresentam limitações quanto ao uso do LETA, apontando problemas estruturais em materiais de construção.

Contudo, o estudo de Ooi *et al.* (2018), que propõe a recuperação do Al, não deixa claro o uso novamente no processo de tratamento de água. Sendo relevante os estudos que recomendam a recuperação e inserção novamente no processo de tratamento de água como o desenvolvido por Mazari *et al.* (2018). Desta forma, é possível perceber a importância de pesquisas mais aprimoradas sobre a recuperação do $Al_2(SO_4)_3$, para que ocorra a redução da quantidade do resíduo de LETA e este ser destinado de forma adequada.

2.3 CARACTERIZAÇÃO DO LETA

O LETA apresenta características distintas que sofrem influência das indústrias, da comunidade existente, da agricultura com os despejos de resíduos dos processos industriais, esgotos e agrotóxicos, dos produtos químicos utilizados em cada sistema de tratamento de água e por meios naturais de cada região. Pode ser composto de forma geral por partículas inorgânicas como argila, silte, areia, coloides de cor, microrganismos e demais compostos retirados durante o tratamento da água. (MOREIRA; GUIMARÃES; BOAVENTURA, 2009). Neste item são apresentadas análises de caracterização do LETA de $Al_2(SO_4)_3$ em pesquisas científicas realizadas em localizações diversas.

2.3.1 Fluorescência de raios X (FRX) e Perda ao Fogo (PF)

Na Tabela 2, é apresentado um comparativo da composição química do LETA entre diferentes autores. Os elementos de Al, Si e Fe são apontados como predominantes nas amostras.

Tabela 2 – Composição química do LETA em percentuais (%) por autores

| Autores | Al | Fe | Si | Mg | Ca | PF² |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|-----------------------|
| Elmontassir <i>et al.</i> (2019) ¹ | 6,40 | 2,38 | 24,48 | 3,08 | 6,99 | 14,90 |
| Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019) | 12,61 | 5,54 | ND | ND | ND | ND |
| Cremades, Cusidó e Arteaga (2018) ¹ | 8,36 | 3,88 | 25,09 | 2,27 | 10,29 | ND |
| Mazari <i>et al.</i> (2018) ¹ | 21,82 | 2,40 | 20,76 | ND | 2,77 | ND |
| Ling <i>et al.</i> (2017) ¹ | 16,85 | 4,99 | 18,84 | ND | ND | 18,50 |
| Dandolini (2014) ³ | 17,97- 18,20 | 26,32- 27,53 | 26,92- 27,17 | 0,22 ⁴ | 0,32 ⁴ | 22,3- 23,63 |
| Pinheiro, Estevão e Souza (2014) ¹ | 13,93 | 18,65 | 12,54 | ND | ND | 19,33 |
| Margem (2008) ¹ | 16,08 | 9,01 | 11,53 | ND | ND | 30,67 |

¹ Para que fosse possível realizar a comparação entre os resultados, os óxidos foram convertidos para forma elementar.

² PF: Perda ao fogo.

³ O autor realizou análise em duas amostragens para Al, Fe, Si e PF.

⁴ O autor realizou uma média dos elementos determinados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Na Tabela 2, é possível visualizar a composição química do LETA determinada por vários autores, sendo que utilizaram para a determinação dos resultados a análise de Fluorescência de raios X (FRX) e perda ao fogo (PF).

A ocorrência de Al no LETA é visível em todos os estudos. De acordo com Elmontassir *et al.* (2019), Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019), Cremades, Cusidó e Arteaga (2018), Mazari *et al.* (2018), Ling *et al.* (2017), Pinheiro, Estevão e Souza (2014) e Margem (2008) esse resultado está expressamente relacionado com o uso do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ pelas ETA. Desta forma é evidente que o coagulante utilizado influencia na caracterização final do LETA, pois ele está presente em todos os resultados. Entre todas as pesquisas a de Mazari *et al.* (2018), foi a que determinou a maior concentração de Al no LETA, sendo 21,82% de Al na amostra, reafirmando a relação do uso do coagulante com a característica do LETA.

O Fe presente no LETA pode estar correlacionado com a caracterização do solo de cada região em estudo. Segundo Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019) o Fe pode ocorrer na forma de estruturas de silicatos nos solos.

A presença de Si no LETA pode estar relacionada a vários fatores, conforme relatados pelos autores. Entre esses está a presença de areia, que é carregada junto com a água do rio (AGOSTINI, 2014; ELMONTASSIR *et al.*, 2019), com as características mineralógicas de cada região, podendo ser ocasionada pela predominância do mineral silicato, conforme o estudo de Ling *et al.* (2017) ou pela caulinita ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), que é o principal argilo mineral do Al hidratado de acordo com Pinheiro, Estevão e Souza (2014).

Não há informações precisas sobre a oscilação dos metais em cada LETA, para as ETA que utilizam $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no processo de coagulação. Porém, pode-se levar em conta, que cada estudo foi realizado em regiões diferentes, no qual, as características minerais e antrópicas influenciam diretamente nas características dos cursos d'água, conforme as informações de Moreira, Guimarães e Boaventura (2009) já mencionadas no início desse item.

A perda ao fogo, determinada por Elmontassir *et al.* (2019), Ling *et al.* (2017), Dandolini (2014), Pinheiro, Estevão e Souza (2014) e Margem (2008) apresentaram variações de 14,90% a 30,67%. Contudo é possível observar que Margem (2008), determinou a maior perda ao fogo de 30,67%. Segundo o autor a combustão da matéria orgânica está relacionada com a perda ao fogo elevada. No entanto, Pinheiro, Estevão e Souza (2014) relacionaram o seu resultado de 19,33% com a presença de argilominerais e matéria orgânica no LETA. As pesquisas realizadas pelos demais autores não enfatizaram a ocorrência da elevada perda ao fogo em seus resultados.

2.3.2 Difração de raios X

No Quadro 2 é apresentada a análise mineralógica do LETA. Os elementos podem estar distribuídos em diferentes fases cristalinas, conforme os estudos apresentados.

Quadro 2 – Fases mineralógicas determinadas no LETA por autores

| Autores | Quartzo SiO ₂ | Caulinita Al ₂ O ₃ .2SiO ₂ .2H ₂ O | Muscovita KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂ | Hematita Fe ₂ O ₃ | Alumina Al ₂ O ₃ |
|--|------------------------------------|--|--|---|--|
| Hagemann <i>et al.</i> (2019) | x | x | | | |
| Elmontassir <i>et al.</i> (2019) | x | x | x | | |
| Cremades, Cusidó e Arteaga (2018) | x | | | | |
| Ling <i>et al.</i> (2017) | x | x | | x | |
| Dandolini (2014) | x | x | | | |
| Agostini (2014) | x | | | x | x |
| Pinheiro, Estevão e Souza (2014) | | x | | x | |
| Silva e Fungaro (2011) | x | x | x | | |
| Margem (2008) | x | x | | | |

Fonte: Elaborado pela autora.

Nas análises mineralógicas realizadas pelos pesquisadores, apresentadas no Quadro 2, através da Difração de raios X (DRX), verifica-se que prevalece a presença dos minerais de quartzo (SiO₂), caulinita (Al₂O₃.2SiO₂.2H₂O) e hematita (Fe₂O₃). É possível observar que há presença de Si no quartzo, na caulinita e na muscovita e de Al na caulinita, muscovita e alumina.

O quartzo é composto por óxido de silício (SiO₂), podendo ocorrer a presença de sílica livre no LETA. A existência do mineral está associada com a presença de areia carreada junto com a água dos rios. (AGOSTINI, 2014; ELMONTASSIR *et al.*, 2019).

A presença da caulinita e a hematita estão relacionadas ao uso do coagulante de Al₂(SO₄)₃ no tratamento de água e dos materiais em suspensão na água bruta. (PINHEIRO, ESTEVÃO; SOUZA, 2014; OOI *et al.*, 2018). De acordo com os estudos avaliados, a caulinita é o argilomineral do Al hidratado, dessa forma é determinado

em diferentes LETA, devido ao uso de coagulantes a base de Al no tratamento de água. (OOI *et al.*, 2018; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; SILVA; FUNGARO, 2011).

2.3.3 Análise Térmica

Na Tabela 3 é apresentado um comparativo dos resultados de análise térmica no LETA, avaliados entre diferentes pesquisas.

Tabela 3 – Comparativo entre autores para análise térmica em LETA

| Autores | Resultados |
|----------------------------------|---|
| Hagemann <i>et al.</i> (2019) | 150°C - pico endotérmico, perda de água livre ou adsorvida; 300°C/370°C - pico exotérmico, oxidação de matéria orgânica; 470°C/570° - pico endotérmico, desidroxilação de minerais argilosos. |
| Ling <i>et al.</i> (2017) | 30°C/100°C - pico endotérmica, perda de água; 100°C/250°C - pico endotérmico, desidratação de zeólita; 300°C/400°C - pico exotérmico, combustão de matéria orgânica; 500°C - pico endotérmico, transição de caulinita; 470°C/530°C - pico endotérmico, eliminação de hidroxila e decomposição metacaulim; 940°C - pico exotérmico, recristalização de metacaulim em espinélio de sílica. |
| Pinheiro, Estevão e Souza (2014) | 100,5°C - pico endotérmica, perda de água; 291,7°C - pico endotérmica, desidratação de hidróxidos, decomposição da matéria orgânica; 519,9°C - pico endotérmica perda de hidroxila (água estrutural) do argilomineral; 913,4°C - pico exotérmico, quebra da estrutura da metacaulinita. |
| Silva e Fungaro (2011) | 76°C - pico endotérmico, perda de água; 275°C - pico endotérmico, desidratação de hidróxido; 320°C - pico endotérmico, presença de gibbsita (Al(OH) ₃) ou decomposição de matéria orgânica; 1000°C - pico exotérmico, quebra da estrutura da metacaulinita. |
| Margem (2008) | 95,9°C - pico endotérmico, perda de água; 313,6°C - pico exotérmico, decomposição de compostos orgânicos; 516,7°C - pico endotérmico, desidroxilação da caulinita (Al ₂ O ₃ .2SiO ₂ .2H ₂ O); 931,2°C - pico exotérmico, dissociação da metacaulinita. |

Fonte: Elaborada pela autora.

A partir dos resultados compilados na Tabela 3 pode-se verificar que:

a) até 100°C ocorre um pico endotérmico, ocorrendo a remoção de água, sendo a fase inicial, onde se perde a água fisicamente adsorvida. (MARGEM, 2008; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014).

b) na faixa de 275°C a 291,7°C ocorre um pico endotérmico. Nesse acontece a desidratação de hidróxido. Nessa fase pode haver a decomposição da matéria orgânica e a presença de sulfatos provenientes do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, utilizado como coagulante na ETA. (SILVA; FUNGARO, 2011; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014).

c) de 300°C a 400°C apresenta um pico exotérmico, onde acontece a decomposição de matéria orgânica, podendo ocorrer devido a oxidação dos compostos orgânicos. (MARGEM, 2008; LING *et al.*, 2017; HAGEMANN *et al.*, 2019).

d) o pico endotérmico, entre 470°C a 570°C, pode ocorrer devido à perda de água estrutural, sendo apresentada como hidroxila (OH^-) da caulinita convertendo-se em metacaulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_7$). A transformação da caulinita em metacaulinita ocorre a partir de 500°C, com a perda de água estrutural. (MARGEM, 2008; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; LING *et al.*, 2017).

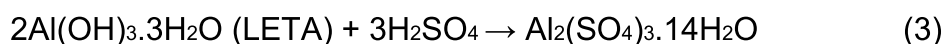
e) o primeiro pico exotérmico ocorre de 913°C a 1000°C, podendo acontecer pela quebra da estrutura da metacaulinita, sendo possível a formação de novas fases cristalinas, entre elas a gama de alumina ($\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$).

2.4 RECUPERAÇÃO DO COAGULANTE DE SULFATO DE ALUMÍNIO POR VIA ÁCIDA EM LETA

O método de recuperação por via ácida teve início em 1974, pelo pesquisador Fulton, de acordo com algumas pesquisas avaliadas. Contudo, as informações sobre o estudo são muito escassas, tratando-se de dados históricos, resultados obtidos em poucas pesquisas que aplicaram o método e que foram publicadas.

Sendo assim, o método desenvolvido e estudado por Fulton, consiste em recuperar o coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, utilizado pelas ETA, a partir da mistura de H_2SO_4 e LETA desidratado proveniente da limpeza de decantadores. Dessa forma convertendo o $\text{Al}(\text{OH})_3$ em espécies químicas solúveis de Al (AWWA, 1987 p. 99-104 apud DANDOLINI, 2014, p. 22).

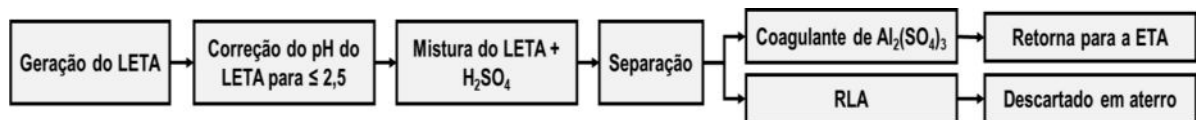
A Reação 3 de solubilização do $\text{Al}(\text{OH})_3$ por via ácida é expressa da seguinte forma:



Segundo Libânio (2008), para que ocorra a separação do LETA e do coagulante é necessário que o LETA apresente concentração superior a 2% de sólidos na mistura com o H_2SO_4 , resultando na divisão por sedimentação ou filtração por pressão.

Para que ocorra a acidificação é necessário que o LETA apresente $pH \leq 2,5$, sendo que a composição do LETA é de 50% a 75% de $Al(OH)_3$, essa característica é importante para o processo de acidificação, devido a sua solubilidade em meios ácidos. (RICHTER, 2004; LIBÂNIO, 2008). O processo de acidificar o LETA, com H_2SO_4 , resulta em um coagulante recuperado de $Al_2(SO_4)_3$ e reduz o LETA a ser descartado pelas ETA, podendo retornar ao processo de tratamento de água. O método explicado pelos autores no texto é exemplificado pela Figura 4.

Figura 4 – Método de acidificação do LETA desenvolvido por Fulton



Fonte: Elaborada pela autora.

A partir do estudo de Fulton foram realizadas outras pesquisas aplicando o método de acidificação do LETA. Na Tabela 4 é possível observar a pesquisa realizada em novembro de 2019, utilizando como fonte o portal de periódicos da CAPES/MEC e a base de dados *ScienceDirect*, usando as palavras-chave *Recovery AND Sludge, Water treatment AND Sludge, Recovery AND Aluminum sulphate, Reuse AND Water treatment sludge, Fulton method AND Acidification AND Sludge*.

Tabela 4 – Pesquisa de palavras-chave utilizadas para fundamentar a metodologia da pesquisa

| Tipo | Localização | Fonte | Palavras-chave | Campo | Resultados |
|-------------|--------------------------|----------------------|---|--------------------------|-------------------|
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Recovery AND Sludge</i> | Assunto | 1.728 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Recovery AND Sludge</i> | Title, abstract, keyword | 2.478 |
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Water treatment AND Sludge</i> | Assunto | 11.626 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Water treatment AND Sludge</i> | Title, abstract, keyword | 2.289 |
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Recovery AND Aluminum sulphate</i> | Assunto | 41 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Recovery AND Aluminum sulphate</i> | Title, abstract, keyword | 284 |
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Reuse AND Water treatment sludge</i> | Assunto | 524 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Reuse AND Water treatment sludge</i> | Title, abstract, keyword | 756 |
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Fulton method</i> | Assunto | 0 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Fulton method</i> | Title, abstract, keyword | 2 |
| Base | Nacional e internacional | Periódicos CAPES | <i>Acidification AND Sludge</i> | Assunto | 468 |
| Base | Internacional | <i>ScienceDirect</i> | <i>Acidification AND Sludge</i> | Title, abstract, keyword | 542 |

Fonte: Elaborada pela autora.

As publicações referentes a recuperação do $Al_2(SO_4)_3$, por via ácida, são limitadas. Na Tabela 4, são apresentados resultados de pesquisas que utilizaram o LETA ou o $Al_2(SO_4)_3$ para outras incorporações, testes ou aplicações de métodos, sendo na agricultura, engenharia civil, estudo de impactos ambientais ou estudo de impactos a saúde.

Os estudos relevantes que aplicaram o método de recuperação de $Al_2(SO_4)_3$, por via ácida, de acordo com Fulton (1974), foram desenvolvidos por Souza *et al.* (2016), Freitas *et al.* (2016), Keeley *et al.* (2014), Guimarães (2005), Ahmad *et al.* (2016) e Dandolini (2014).

Souza *et al.* (2016), tinham como objetivo reduzir o custo da compra do coagulante e o investimento monetário na disposição de LETA em aterros, avaliar a regeneração por via ácida, reutilizando o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ recuperado no tratamento de água de uma indústria de corantes. Os autores do estudo coletaram amostras diretamente na descarga do decantador, em um total de 10 amostras em dias distintos. O processo de regeneração do coagulante foi realizado em teste de jarros, onde foi adicionado H_2SO_4 , com agitação por 6 minutos até pH próximo a 2, posterior a esse processo foi determinado o Al presente na amostra de coagulante recuperado. Como resultado da pesquisa, os autores encontraram a presença de 68% de Al no coagulante recuperado, apresentando eficiência no tratamento na indústria de corantes. Desta forma, os resultados atenderam os objetivos iniciais de obter economia no processo e reduzir o resíduo enviado para aterro industrial.

Freitas *et al.* (2016) propõem uma alternativa para tratar o resíduo gerado pela ETA do município de Bagé/RS, que atualmente descarta no meio ambiente. O método aplicado pelos autores foi à coleta do LETA diretamente no decantador. Para a acidificação do LETA foi adicionado H_2SO_4 em 10, 15 e 20 mL, sendo agitado durante 15 minutos com pH próximo a 2. Após 50 minutos de repouso, os sólidos restantes foram separados do coagulante recuperado. A avaliação de desempenho ocorreu adicionando em teste de jarros o coagulante comercial e o coagulante recuperado na água bruta coletada na mesma ETA, simulando os processos de coagulação, floculação e decantação. A agitação ocorreu em 150 e 50 rpm, em 1 e 15 minutos respectivamente e 20 minutos para a decantação. Como resultado os autores destacaram a eficiência do CR em remover a turbidez e obter o pH adequado para o consumo humano, conforme os limites da Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). No período de estudos de Freitas *et al.* (2016) a normativa vigente era a Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), sendo que no ano de 2017 ocorreu a alteração para a Portaria de Consolidação nº 05 (BRASIL, 2017). Contudo, os limites de pH e turbidez permaneceram os mesmos, sendo pH entre 6 e 9,5 e o limite máximo para turbidez de 0,5 uT.

Ahmad *et al.* (2016), estudaram e caracterizaram o LETA gerado no tratamento da água do Rio Yamuna, na Índia, para viabilizar a recuperação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e avaliar a eficiência do CR. Os testes foram realizados em escala laboratorial, e as amostras foram coletadas diretamente no rio, sendo 3 amostras em 3 pontos diferentes. A água bruta foi analisada quanto ao teor de sólidos totais

dissolvidos, turbidez, pH, alcalinidade, dureza total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), Fe e coliformes. Foram realizados ensaios para determinar a melhor dosagem do coagulante para a formação do LETA em laboratório, utilizando a técnica de teste de jarros, com adição de 30 mL de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, com misturas de 2 e 30 minutos com repouso de 20 minutos e medição da turbidez. O LETA gerado em laboratório foi caracterizado para determinar os elementos químicos, pH e sólidos, utilizando os equipamentos de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Análise de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR). A acidificação ocorreu com H_2SO_4 2,5 N; sendo utilizado os volumes de 0,02 mL/mL à 0,12 mL/mL de H_2SO_4 /LETA com intervalo de 0,02 mL para cada volume. A eficiência do coagulante foi medida através de simulação da etapa de coagulação e floculação em teste de jarros, o pH foi ajustado com H_2SO_4 ou $\text{Al}(\text{OH})_3$. O CR foi misturado com a água bruta por 2 minutos, mistura lenta por 30 minutos e repouso por 20 minutos. Então foi analisado o jarro que apresentou melhor remoção de turbidez. No decorrer da pesquisa, os autores não citam as rotações utilizadas nos ensaios de teste de jarros, apenas observam se a agitação foi lenta ou rápida. Ao concluir a pesquisa, os autores apresentaram uma alternativa viável para recuperação do coagulante, obtendo resultados eficientes na remoção de turbidez e pH adequado na dosagem de 8 mL de CR aplicado a água bruta, dessa forma atendo a legislação vigente no país.

Keeley *et al.* (2014), estudaram o método de acidificação do LETA utilizando o processo de ultrafiltração no Reino Unido. Inicialmente foi realizada a coleta do LETA em uma estação de tratamento de água. Os pesquisadores utilizaram 20 litros de LETA, H_2SO_4 concentrado em >95% e todo o processo foi realizado manualmente. O ácido foi adicionado em pequenas quantidades e agitado até o LETA obter pH 2, considerado o valor ideal para a recuperação do coagulante. Para ocorrer a separação dos sobrenadantes, o LETA ficou em repouso por 24 horas após a obtenção do pH ideal, para ser utilizado nos experimentos de ultrafiltração. O processo de ultrafiltração consiste em um método convencional de filtração por pressão, apresentando baixo custo de recuperação do coagulante e eficiência. A fim de avaliar a eficácia do coagulante, foram realizadas análises de DQO, turbidez e metais. Os níveis de DQO e metais não apresentaram bons resultados, pois não contemplaram os limites dos padrões estabelecidos no Reino Unido. Contudo a remoção de turbidez expressou resultados entre 60 a 70%. A recuperação do

coagulante com H_2SO_4 , utilizando a ultrafiltração, não atendeu de modo confiável aos padrões de potabilidade.

O estudo desenvolvido por Dandolini (2014) teve por finalidade o desenvolvimento de um roteiro que permitisse a reciclagem do LETA a partir da geração do CR de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, com o propósito de utilizar na própria ETA. O LETA foi coletado na ETA em estudo, caracterizado em teor de sólidos e umidade, utilizando análise gravimétrica, análise das estruturas cristalinas a partir da DRX, análise dos elementos químicos a partir da FRX. O autor utilizou o método por via ácida, realizando o experimento em LETA líquido, seco e calcinado. Após a adição do H_2SO_4 , as amostras foram agitadas constantemente por um período de 24 horas, sendo separado o CR de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, e o RLA pelo processo de filtração. Os testes da eficiência dos coagulantes extraídos foram realizados por teste de jarros, ocorrendo a correção do pH próximo a 7 e utilizando as medidas de 25, 30, 35 e 40 mg/L de CR. Entre os resultados da pesquisa, o LETA apresentou um acréscimo no volume de CR em relação a quantidade de H_2SO_4 utilizado na recuperação, ou seja, quanto mais ácido utilizado maior a recuperação do coagulante. O LETA foi classificado como Resíduo Classe IIA – Não inerte, pois o limite de sulfatos presentes ultrapassou o valor estabelecido no anexo G (padrões para o ensaio de solubilização) da NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Os testes realizados demonstraram que é possível o uso do CR para tratamento da água bruta, pois atingem os parâmetros da Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), vigente no período do estudo. No ano de 2017 ocorreu a alteração para a Portaria de Consolidação nº 05 (BRASIL, 2017), contudo os limites dos parâmetros permaneceram os mesmos.

Xu *et al.* (2009), desenvolveram a pesquisa pelo método de recuperação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ por via ácida, sendo o diferencial da pesquisa a caracterização do CR, observando os metais presentes. Inicialmente, os autores prepararam o LETA em laboratório, verificando a melhor dosagem para a coagulação. No estudo, o pH 2,5 foi determinado como o melhor para a acidificação, pois quanto menor o pH do LETA, maior é a taxa de recuperação. Na aplicação do método foi utilizado LETA com pH 2,5 e mantido em repouso por 15 minutos antes de iniciar o processo, o tempo de mistura ideal foi de 30 minutos em 170 rpm e centrifugado a 4000 rpm durante 10 minutos. A análise de metais no CR detectou a presença de cobre, chumbo e manganês, destacando que a quantidade de metais nesse coagulante é maior do que no CC. Ao final do estudo, os autores concluíram que é possível a

recuperação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em LETA, sendo que se for reduzido o volume e mantida a qualidade no tratamento com o CR, o mesmo torna-se semelhante ao CC.

Guimarães (2005) teve como objetivo em sua pesquisa avaliar em escala laboratorial, a viabilidade técnica do processo de recuperação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, gerado pela acidificação do resíduo de LETA da ETA do município de Rio Manso em Minas Gerais. Inicialmente foi realizada a caracterização da água bruta, a fim de relacionar com a qualidade do LETA. O ensaio de recuperação do coagulante ocorreu a partir da aplicação de H_2SO_4 no LETA gerado em laboratório. O melhor resultado para a acidificação foi encontrado a partir do pH 2, em teste de jarros, com rotação de 250 rpm, com mistura de 5 minutos e sedimentação durante 50 minutos. O autor realizou três testes em períodos diferentes com concentrações de H_2SO_4 de 14, 18 e 14,7 mL/L. O autor analisou a concentração de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no CR e realizou comparações com o CC utilizado na ETA. A avaliação de desempenho entre o CC e o CR foi simulada em teste de jarros, para as etapas de coagulação e floculação. Sendo concluído ao final do estudo que o coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ recuperado apresentou a mesma eficiência do CC, obtendo uma redução de 25% no custo com o composto químico e uma remoção de 94,2% na turbidez.

Os estudos desenvolvidos pelos autores citados ao longo do texto foram essenciais para o desenvolvimento da metodologia aplicada nessa pesquisa. Desta forma, foi possível determinar o modo de coleta das amostras, o método utilizado para a recuperação do coagulante e os resultados mais relevantes para cada pesquisa. De forma geral é importante salientar pontos em comum verificados por todos os autores, no qual realizaram a recuperação do coagulante utilizando H_2SO_4 . A determinação do pH do LETA, para a recuperação, foi $\leq 2,5$; os resultados mais relevantes foram a eficiência na remoção de turbidez da água bruta e pH adequado, conforme as legislações de cada país.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados os materiais empregados no estudo, os métodos propostos, as técnicas de análises, o programa experimental para a obtenção do CR de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (via ácida, a partir do LETA) e a caracterização do RLA gerado no processo.

3.1 MATERIAIS

As amostras de LETA, águas brutas (1 e 2) e coagulante comercial foram coletadas na ETA localizada no município de Campo Bom, no Estado do Rio Grande do Sul. A estação utiliza $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na etapa de coagulação.

Todas as amostras após coletadas, foram preservadas na câmara fria, marca ES, com temperatura entre $4,5^\circ\text{C}$ e $5,5^\circ\text{C}$, no Laboratório de Análises Ambientais, UNISINOS, para preservar suas características.

3.1.1 Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA)

Foram coletados 105 litros de amostra de LETA no dia 21 de maio de 2019. No momento da coleta, o LETA apresentava-se na forma líquida, de cor escura e pouco odor. Na Fotografia 1, observa-se o momento da lavagem do decantador em que foi coletada a amostra de LETA.

Fotografia 1 – Limpeza do decantador no dia da coleta da amostra



Fonte: Registrada pela autora.

3.1.2 Águas brutas

As amostras de águas brutas foram coletadas nos dias 18 (água bruta 1) e 30 (água bruta 2) de julho de 2019, sendo 22 litros e 10 litros de amostras respectivamente. Após coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análises Ambientais, UNISINOS, para a realização das análises de desempenho (turbidez e pH) que ocorreram no mesmo dia.

A água bruta coletada é oriunda da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, que ocupa cerca de 1,3% do território do Estado do Rio Grande do Sul. (COMITÊ SINOS, 2017).

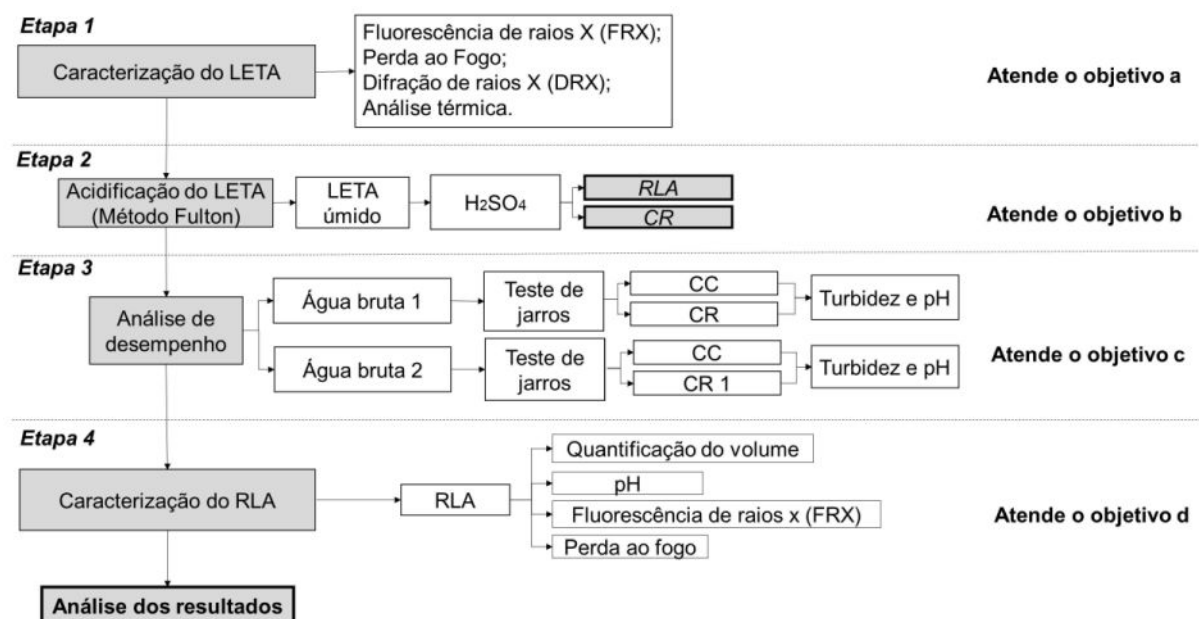
3.1.2 Coagulante Comercial (CC)

Foram coletados 200 mL de coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ com concentração de 60%, utilizado pela ETA, para a realização das análises de desempenho dos CR em relação ao CC.

3.2 MÉTODOS

Na Figura 5 é apresentado o fluxograma da metodologia deste estudo.

Figura 5 – Fluxograma da metodologia



Fonte: Elaborada pela autora.

3.2.1 Etapa 1: Caracterização do Lodo de Estação de Tratamento de Água

3.2.1.1 Fluorescência de raios X (FRX)

A análise de FRX é uma técnica caracterizada como não destrutiva, permitindo identificar os elementos presentes na amostra, podendo estabelecer a concentração de cada elemento, onde uma fonte de radiação de elevada energia estimula a excitação dos átomos da amostra. (SANTOS *et al.*, 2013). Nesta pesquisa foi realizada uma análise semiquantitativa dos elementos presentes na amostra do LETA no Instituto Tecnológico de Micropaleontologia - ITT Fóssil, na UNISINOS. O ensaio foi executado no equipamento de Fluorescência de raios X Epsilon 1 - Panalytical. Para a análise a amostra foi seca em estufa a 110°C, até massa constante e moída em gral de ágata, até que toda a amostra tivesse granulometria menor que 75 µm.

3.2.1.2 Perda ao fogo

A análise de perda ao fogo foi realizada de acordo com a Norma CEMP 120 - Determinação da perda ao fogo (ABIFA, 2015), realizada no Laboratório de Saneamento, na UNISINOS. A amostra foi seca em estufa a 110°C, para eliminação de umidade e forno mufla (Sanchis) a 950°C, para decomposição da matéria orgânica e carbonatos até massa constante. (ABIFA, 2015).

3.2.1.3 Difração de raios X (DRX)

A DRX foi aplicada nesta pesquisa para verificar a estrutura cristalina das amostras, através do espalhamento elástico de raios X, por estruturas que contenham ordenamento de longo alcance. (SILVA, 2018). Para a identificação das fases cristalinas do LETA, a análise foi realizada no ITT Fóssil, na UNISINOS, o ensaio foi executado no equipamento Empryean - Panalytical. A amostra foi seca em estufa a 110°C até massa constante e moída em gral de ágata até que toda a amostra tivesse granulometria menor que 63 µm. O difratograma foi obtido utilizando uma fonte de cobre, com medições de 5 a 80 graus, em um passo de 0,02° e tempo

de 2 graus por minuto. Os dados foram analisados no *software* X'Pert HighScore Plus.

3.2.1.4 Análise Térmica

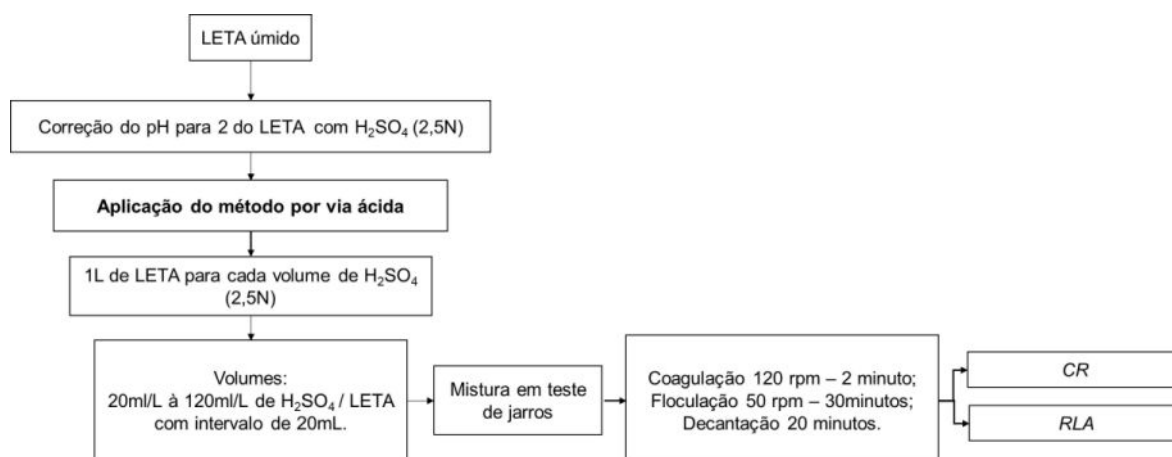
Na análise térmica são realizadas técnicas para avaliar o comportamento das amostras expostas a aquecimento sob condições controladas. Os resultados permitem analisar a perda de massa da amostra obtendo picos de decomposição, observando as mudanças químicas e físicas da estrutura da amostra. (DENARI; CAVALHEIRO, 2012). O monitoramento das alterações físicas e químicas foram determinadas em função do tempo (análise termogravimétrica) e temperatura (análise térmica diferencial), no qual, foram observadas as mudanças de massa. A análise foi realizada no Laboratório de Caracterização e Valorização de Materiais - LCVMat, na UNISINOS, utilizando uma termobalança, marca Perkin Elmer. Sendo utilizada uma taxa de aquecimento de 10°C/minuto em atmosfera de nitrogênio em uma faixa de temperatura entre 25°C a 1000°C. A amostra foi seca em estufa a 110°C até massa constante e moída em gral de ágata até que toda a amostra tivesse granulometria menor que 75 µm. Os dados foram analisados no *software* Origin 2019b 64Bit.

3.2.2 Etapa 2: Acidificação do LETA

A aplicação do método de acidificação por via ácida foi baseada no método utilizado por Ahmad *et al.* (2016). O método corresponde em adicionar H₂SO₄ na amostra de LETA, fazendo com que ocorra a separação do CR de Al₂(SO₄)₃ e o RLA. Neste processo ocorre a solubilização dos hidróxidos e óxidos metálicos com o H₂SO₄ para a obtenção do CR de Al₂(SO₄)₃.

O método foi aplicado em amostra de LETA úmido, preservando as características do momento da coleta no decantador, ocorrendo a recuperação do coagulante e a separação do RLA excedente da atividade. Na Figura 6 pode-se visualizar uma exemplificação da aplicação do método.

Figura 6 – Fluxograma do método de acidificação para o LETA úmido



Fonte: Elaborada pela autora.

A execução do método de acidificação por via ácida, apresentado na Figura 5, foi realizado no Laboratório de Análises Ambientais, na UNISINOS. Na Tabela 5 pode-se visualizar o volume de H_2SO_4 utilizado para cada uma das seis amostras, sendo que para cada volume de H_2SO_4 foi observado o quanto era possível recuperar de CR e gerar de RLA. O LETA apresentou pH 6,5; sendo necessário corrigir para pH 2 de acordo com o estabelecido no método, para isso foi utilizado o medidor de pH, agitador e H_2SO_4 em concentração de 2,5 N até se obter o pH 2 na amostra.

Tabela 5 – Volume de H_2SO_4 aplicado para acidificar o LETA

| Amostra de LETA | Volume em mL de H_2SO_4 /L de LETA |
|-----------------|--------------------------------------|
| 1 | 20 |
| 2 | 40 |
| 3 | 60 |
| 4 | 80 |
| 5 | 100 |
| 6 | 120 |

Fonte: Elaborada pela autora.

Os ensaios foram realizados em teste de jarros, modelo JT 203, marca Milan, sendo aplicado 120 rpm com tempo de 2 minutos para coagulação, 50 rpm em 30 minutos para floculação e 20 minutos para decantação, posteriormente foi realizada a separação do CR e o RLA.

3.2.3 Etapa 3: Análise de Desempenho

A análise de desempenho tem por finalidade avaliar a eficiência dos CR em relação ao CC. A análise de desempenho das seis amostras de CR e da amostra de CC foram analisadas através dos parâmetros de eficiência de turbidez e pH por meio de teste de jarros, utilizando a água bruta 1.

A análise de desempenho da água bruta 2, foi realizada através do teste de jarros, sendo apenas utilizado o CR1, pois apresentou melhor desempenho com a água bruta 1 e o CC, após avaliação dos valores de turbidez e pH.

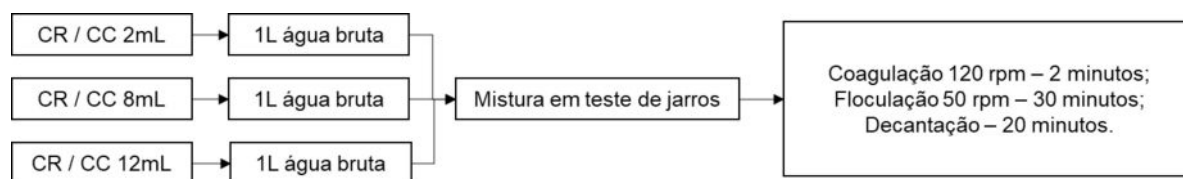
A análise de desempenho foi realizada no Laboratório de Análises Ambientais, na UNISINOS, utilizando teste de jarros, modelo JT 203, marca Milan, Turbidímetro, marca MS Tecnopon e pHmetro, marca Tecnal. Nos itens a seguir são detalhados como foram realizados o teste de jarros e as análises de turbidez e pH.

3.2.3.1 Teste de Jarros

O ensaio realizado no teste de jarros, reproduz as mesmas condições utilizadas durante o tratamento físico-químico em uma ETA em escala industrial. Para que isso ocorra, existem três fases: a agitação rápida que favorece a dispersão dos produtos químicos adicionados, a agitação lenta que promove a agregação dos flocos formados e o período de repouso em que ocorre a sedimentação dos flocos e a clarificação da água bruta. (KÜHNE; CERON; MACHEMER, 2018).

Para simular as etapas de coagulação, floculação e decantação foram realizados ensaios em três dosagens de CR e CC (2 mL, 8 mL e 12 mL) adicionadas em 1 litro de água bruta para cada dosagem de coagulante, com agitação de 120 rpm em 2 minutos para coagulação, 50 rpm em 30 minutos para floculação e 20 minutos para decantação. Na Figura 7 pode-se observar a exemplificação da aplicação do teste, sendo este realizado de mesmo modo tanto para os CR quanto para o CC com a amostra de água bruta 1 e 2 separadamente.

Figura 7 – Fluxograma da simulação das etapas de coagulação, floculação e decantação com o CR e o CC



Fonte: Elaborada pela autora.

3.2.3.2 Análise de Turbidez

A análise de turbidez foi realizada em todas as amostras que utilizaram o CR e o CC, sendo verificados os valores com a água bruta 1 e com a água bruta 2, com o objetivo de realizar um comparativo entre os resultados determinados para o CR e CC.

A turbidez foi medida após o ensaio de teste de jarros com um turbidímetro, de acordo com o método do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition*, Método 2130 B. (APHA, 2012).

3.2.3.3 Análise de pH

A análise de pH avaliou o desempenho do CR e o CC em relação ao padrão de potabilidade, avaliando também o potencial de hidrogênio da água bruta, desta forma correlacionando os resultados. Para o ensaio foi utilizado o equipamento pHmetro de acordo com o método do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition*, Método 4500 B. (APHA, 2012).

3.2.4 Etapa 4: Caracterização do RLA

Ao final do processo de acidificação do LETA úmido foi gerado o RLA. Para esse resíduo foi verificado o volume gerado e realizada sua caracterização através das análises de pH, FRX e perda ao fogo. A finalidade desta etapa da pesquisa foi identificar o quanto foi gerado de RLA (após a aplicação do método), a composição química do mesmo e a partir dos resultados propor alternativas de uso ou destinação adequada.

3.2.4.1 Quantificação do Volume de RLA

A quantificação da geração do volume de RLA foi realizada a partir da filtração do resíduo em bomba de vácuo, marca Marconi, por filtro de Buchner, número 40. Desta forma foi possível retirar o excedente de CR de cada amostra de RLA e verificar o quanto de resíduo foi gerado após o processo de acidificação. Esse procedimento ocorreu no Laboratório de Análises Ambientais, na UNISINOS.

3.2.4.2 Análise de pH

A análise do pH do RLA, foi realizada com o equipamento pHmetro, marca Tecnal de acordo com o método 9045 D (EPA, 1996), para a determinação de pH em solos e resíduos. Desta forma foi possível observar a relação entre o processo de acidificação e as características finais do RLA. A determinação do pH ocorreu no Laboratório de Análises Ambientais, na UNISINOS.

3.2.4.3 Fluorescência de raios X

A análise de fluorescência de raios X foi realizada para determinar de forma qualitativa os elementos presentes na amostra do RLA, sendo possível observar os elementos majoritários na composição do resíduo. Para determinar os elementos foi utilizado o espectrômetro de fluorescência de raios X por energia dispersiva, no LCVMat, na UNISINOS. A amostra foi seca em estufa a 110°C até massa constante, moída em gral de ágata até que a granulometria tivesse tamanho de partícula menor que 75 µm.

3.2.4.4 Perda ao Fogo

A análise de perda ao fogo foi realizada de acordo com a Norma CEMP 120 - Determinação da perda ao fogo (ABIFA, 2015), no Laboratório de Saneamento, na UNISINOS. Amostra foi seca em estufa a 110°C, para eliminação de umidade e em forno mufla a 950°C (Sanchis) para decomposição da matéria orgânica e carbonatos até massa constante. (ABIFA, 2015).

4 ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos ensaios descritos no item 3.2 desta pesquisa.

4.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Nos itens subsequentes seguem os resultados e discussões da etapa 1 da metodologia.

4.2.1 Fluorescência de raios X

Na Tabela 6 pode-se observar os resultados obtidos pela análise química do LETA realizada via FRX.

Tabela 6 – Caracterização química do LETA (%) resultante da análise de FRX

| Elementos | % |
|--|--------------|
| Si | 24,82 |
| Fe | 17,92 |
| Al | 16,67 |
| Ti, K | 1,09 – 1,17 |
| Ca, Ba, S, Mn, P, Zr, Br, Zn, Cu, Cr, Sr | 0,015 – 0,84 |

Fonte: Elaborada pela autora.

Conforme os resultados da análise de FRX o elemento predominante no LETA é o Si, representando 24,84% da amostra analisada, o Fe corresponde 17,92% e o Al 16,67% da amostra de LETA. Os elementos com menor concentração no LETA são representados por Ti e K ficando na faixa 1,09% - 1,17% e Ca, Ba, S, Mn, P, Zr, Br, Zn, Cu, Cr e Sr na faixa de 0,015% - 0,84%. Sendo que 59,41% da amostra de LETA é composta basicamente por Si, Fe e Al.

O elemento de interesse nesse estudo é o Al, pois para obter o coagulante recuperado é necessário identificar a presença de Al no LETA. Visto que a determinação do elemento influencia no processo de acidificação e conseqüentemente na obtenção do coagulante recuperado devido aos teores de Al. (FREITAS *et al.*, 2016). A existência do Al na amostra de LETA está relacionada

com o uso do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$, utilizado no processo de tratamento de água, conforme afirma Di Bernardo e Dantas (2005) e Pinheiro, Estevão e Souza (2014).

Na Tabela 7 é apresentado um comparativo bibliográfico entre autores que caracterizaram quimicamente o LETA com Al_2SO_4 e os resultados obtidos nesta pesquisa.

Tabela 7 – Comparativo bibliográfico da composição química do LETA (%) para análise de FRX

| Autores | Al | Fe | Si | Mg | Ca |
|--|-------------|-------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| Dissertação | 16,67 | 17,92 | 24,82 | ND ⁵ | <1 |
| Elmontassir <i>et al.</i> (2019) ¹ | 6,40 | 2,38 | 24,48 | 3,08 | 6,99 |
| Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019) | 12,61 | 5,54 | ND ⁵ | ND ⁵ | ND ⁵ |
| Cremades, Cusidó e Arteaga (2018) ¹ | 8,36 | 3,88 | 25,09 | 2,27 | 10,29 |
| Mazari <i>et al.</i> (2018) ¹ | 21,82 | 2,40 | 20,76 | ND ⁵ | 2,77 |
| Ling <i>et al.</i> (2017) ¹ | 16,85 | 4,99 | 18,84 | ND ⁵ | ND ⁵ |
| Dandolini (2014) ³ | 17,97-18,20 | 26,32-27,53 | 26,92-27,17 | 0,22 ⁴ | 0,32 ⁴ |
| Pinheiro, Estevão e Souza (2014) ¹ | 13,93 | 18,65 | 12,54 | ND ⁵ | ND ⁵ |
| Margem (2008) ¹ | 16,08 | 9,01 | 11,53 | ND ⁵ | ND ⁵ |

¹ Para que fosse possível realizar a comparação entre os resultados, os óxidos foram convertidos para a forma elementar.

² PF: Perda ao fogo.

³ O autor realizou análise em duas amostragens para Al, Fe, Si e PF.

⁴ O autor realizou uma média dos elementos determinados.

⁵ ND: Não detectado.

Fonte: Elaborada pela autora.

A presença de Al nas pesquisas apresentadas na Tabela 7 ocorreram em uma faixa entre 6,40% - 21,82%. Entretanto, o elemento com maior concentração no LETA foi o Si, no qual ficou estabelecido na faixa de 11,53% - 27,17% nos estudos realizados pelos autores. Contudo o resultado de Al nesse estudo apresentou similaridade com os valores encontrados entre Ling *et al.* (2017), Dandolini (2014) e

Margem (2008), sendo importante ressaltar que as pesquisas de Dandolini (2014) e Margem (2008) ocorreram no Brasil. Contudo o estudo de Dandolini (2014) foi realizado no Estado do Rio Grande do Sul, onde 70% da água bruta captada é do Rio Jacuí e 30% do Rio dos Sinos, já neste estudo (dissertação) a estação capta a água bruta apenas do Rio dos Sinos.

A ocorrência do elemento de Al no LETA é comum devido a aplicação de Al_2SO_4 como coagulante em ETA, além disso o Al pode estar presente na composição dos principais minerais do solo natural de aluminossilicatos. (LING *et al.*, 2017; MAZARI *et al.*, 2018; BARAKWAN; TRIHADININGRUM; BAGASTYO, 2019).

De acordo com Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019), o Fe está presente nos sedimentos de solos em forma de estruturas de silicatos, assim sendo identificado na composição química dos LETA.

Alguns autores destacam que a presença de Si no LETA pode estar relacionada com a existência de caulinita ($Al_2O_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 2H_2O$), que é o principal argilo mineral do Al hidratado e a presença de areia, que é carregada junto com a água do rio. (PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; ELMONTASSIR *et al.*, 2019).

A caracterização química do LETA desta pesquisa e do LETA estudado por Dandolini (2014), apresentam similaridades em relação a concentração de seus compostos, sendo que Dandolini (2014) caracterizou o LETA com o mesmo objetivo de aplicar a recuperação do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$. Neste contexto, é possível verificar que o LETA em estudo apresenta a quantidade de Al em sua composição química favorável para a recuperação do coagulante pelo método de via ácida.

4.2.2 Perda ao Fogo

O resultado da análise de perda ao fogo pode ser observado na Tabela 8, seguido do comparativo bibliográfico entre autores, em que os mesmos avaliaram a perda ao fogo em LETA de ETA que realiza o tratamento da água com coagulante de $Al_2(SO_4)_3$.

Tabela 8 – Comparativo bibliográfico para análise de perda ao fogo no LETA (%)

| Autores | PF¹(%) |
|----------------------------------|--------------------------|
| Dissertação | 29,57 |
| Elmontassir <i>et al.</i> (2019) | 14,90 |
| Ling <i>et al.</i> (2017) | 18,50 |
| Dandolini (2014) ² | 22,3 - 23,63 |
| Pinheiro, Estevão e Souza (2014) | 19,33 |
| Margem (2008) | 30,67 |

¹PF: Perda ao fogo.

²O autor realizou análise em duas amostragens para PF.

Fonte: Elaborada pela autora.

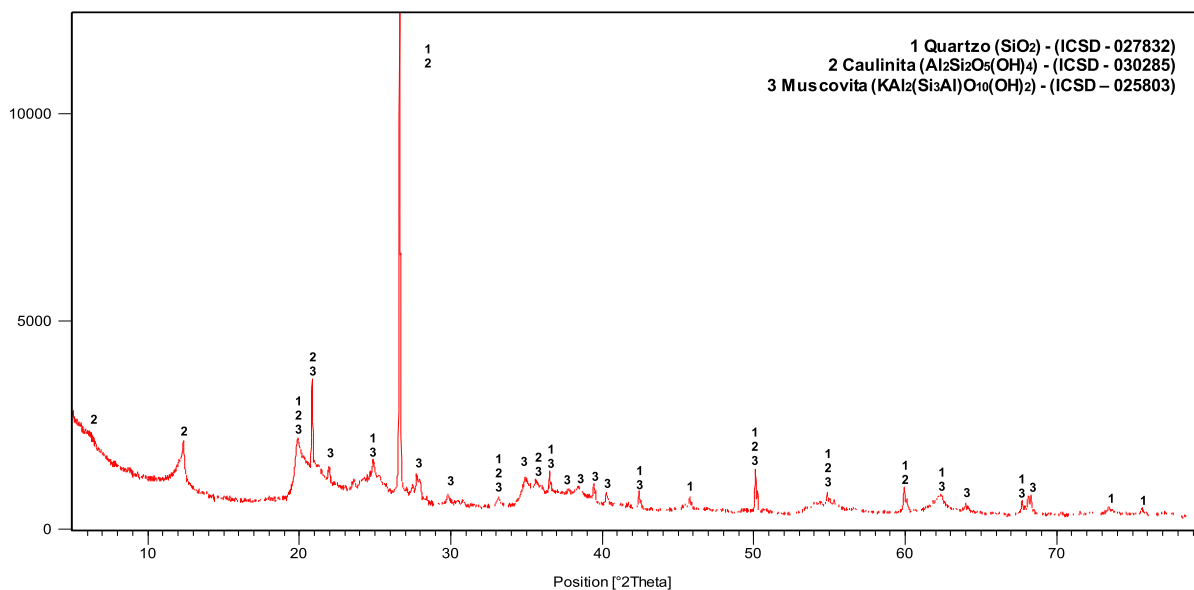
Na Tabela 8 é possível observar que se obteve 29,57% de perda ao fogo no LETA neste estudo em base seca. Segundo Margem (2008), a perda ao fogo está atribuída a decomposição da matéria orgânica, sendo que em seu estudo o autor obteve uma perda ao fogo de 30,67%, resultado este com valor próximo ao obtido neste estudo. Contudo Pinheiro, Estevão e Souza (2014), relatam que além da combustão da matéria orgânica a perda ao fogo obtida em sua pesquisa de 19,33% pode estar associada a presença de argilominerais em forma de caulinita. Os pesquisadores Margem (2008), Dandolini (2014), Pinheiro, Estevão e Souza (2014) que verificaram a perda ao fogo, realizaram as análises em LETA gerados em ETA localizadas no Brasil.

Com base nos resultados apresentados neste estudo pode-se associar a perda ao fogo com as características minerais do LETA e a combustão da matéria orgânica, sendo que o LETA dessa pesquisa apresentou matéria orgânica de 6,19%.

4.2.3 Difração de raios X

Os resultados dos compostos cristalinos do LETA observados neste estudo são apresentados na Figura 8.

Figura 8 – Difratoograma do LETA



Fonte: Elaborada pela autora.

No difratograma da amostra de LETA apresentado na Figura 8, pode-se visualizar os picos de difração, identificando a presença de 3 fases cristalinas. O quartzo (SiO₂), a caulinita (Al₂Si₂O₅(OH)₄) e a muscovita (KAl₂(Si₃Al)O₁₀(OH)₂).

A partir das 3 fases cristalinas obtidas é possível verificar que o Si está presente na composição de todas as fases, desse modo corresponde com a predominância de Si na análise de FRX.

O Al está presente em 2 das 3 fases cristalinas obtidas no LETA, sendo que o Al foi o terceiro elemento que apresentou maior concentração na análise de FRX. Desta forma a presença desses minerais pode ser atribuída ao uso do Al₂(SO₄)₃ como coagulante e aos materiais suspensos, como areia e argila na água bruta. (OOI *et al.*, 2018).

O quartzo foi evidenciado por Hagemann *et al.* (2019), Elmontassir *et al.* (2019), Ooi *et al.* (2018), Dahhou *et al.* (2017), Ling *et al.* (2017), Dandolini (2014), Agostini (2014), Silva e Fungaro (2011) e Margem (2008) em amostras de LETA. O quartzo foi identificado no formato de sílica livre e mineral de óxido de silício (SiO₂), conforme os estudos realizados por Elmontassir *et al.* (2019).

A caulinita é apresentada como um mineral de alumínio silicato hidratado pela sua ficha catalográfica. Segundo Pinheiro, Estevão e Souza (2014), a caulinita está associada com a presença do Al no LETA, devido ao uso do coagulante de Al₂(SO₄)₃ no tratamento de água e por ser o principal argilo mineral do Al hidratado. Da

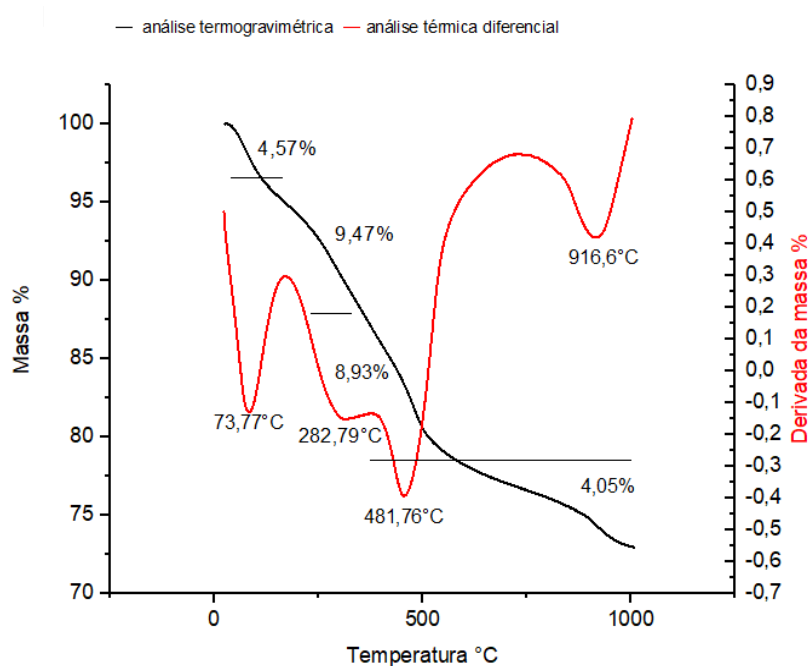
mesma forma a muscovita identificada no difratograma pode ser associada ao uso do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, areia e argila presentes na água bruta. (OOI *et al.*, 2018; SILVA; FUNGARO, 2011).

Não foram identificados picos referentes ao Fe na amostra de LETA analisada, conforme composição identificada na análise de FRX, contudo esse fator pode ter ocorrido devido à sobreposição dos picos de difração, dessa forma dificultando a interpretação da fase. (SILVA, 2018; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014).

4.2.4 Análise Térmica

Na Figura 9 pode-se visualizar o gráfico gerado a partir da análise térmica do LETA.

Figura 9 – Análise termo gravimétrica e análise térmica diferencial do LETA



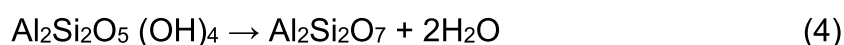
| Picos | Temperatura (°C) | Perda de massa (%) |
|-------------|------------------|--------------------|
| Endotérmico | 73,77 | 4,57 |
| Exotérmico | 282,79 | 9,47 |
| Endotérmico | 481,76 | 8,93 |
| Exotérmico | 916,6 | 4,05 |

Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 9 é apresentada a análise termo gravimétrica e análise térmica diferencial plotadas no mesmo gráfico, para ser possível verificar a correlação entre as temperaturas e as perdas de massa do LETA. Foram observados dois picos endotérmicos e dois picos exotérmicos, o primeiro pico endotérmico a 73,77°C onde foi observada uma perda de massa de 4,57%, que pode estar associada a perda de umidade livre adsorvida, podendo ocorrer em amostras com característica argilosa, devido a adsorção da superfície das partículas de caulinita, sendo esse mineral o principal argilomineral presente no resíduo de LETA. (SILVA; FUNGARO, 2011; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; LING *et al.*, 2017).

O segundo pico exotérmico a 282,79°C, com perda de massa de 9,47%, pode ter ocorrido pela decomposição da matéria orgânica (PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014).

O terceiro pico endotérmico a 481,76°C, associado a perda de massa de 8,93%, é devido possivelmente a perda de água estrutural da caulinita na qual transforma-se em metacaulinita, o argilomineral pode estar presente na amostra de LETA devido as características do solo da região (PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; LING *et al.*, 2017), essa transformação é representada pela Reação 4:



A transformação para metacaulinita está associada a formação de novas fases cristalinas, como de aluminossilicatos e sílica amorfa. (MARGEM, 2008; SILVA; FUNGARO, 2011; PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014).

O quarto pico exotérmico a 916,6°C, com perda de massa de 4,05%, corresponde a quebra de estrutura da metacaulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_7$). (PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014; LING *et al.*, 2017).

A partir dos resultados apresentados na caracterização do LETA foi possível concluir que, a presença de Al e Si verificados na análise de FRX ocorre em forma de quartzo (SiO_2), caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e muscovita ($\text{KAl}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$), fases essas encontradas na análise de DRX. Pois nas fases cristalinas ocorre a presença de Al e Si em suas formulações, devido as características dos argilominerais e o uso do coagulante a base de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ utilizado no tratamento da água. A presença de caulinita e a transformação em metacaulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_7$) é confirmada na análise térmica, na qual é observada na temperatura de 481,76°C e 916,6°C.

4.3 ETAPA 2: ACIDIFICAÇÃO DO LETA

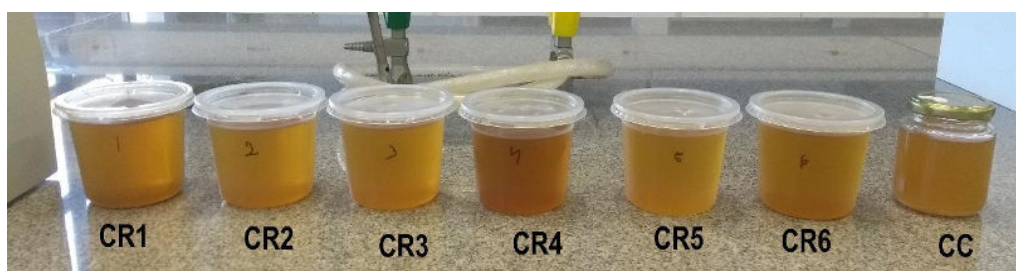
O método de acidificação do LETA foi aplicado para avaliar a eficiência da técnica na recuperação do coagulante de $Al_2(SO_4)_3$ e avaliar o RLA gerado no processo. Na Tabela 9 pode-se observar o volume de CR gerado e na Fotografia 2 o aspecto visual dos CR após a acidificação do LETA por H_2SO_4 e a comparação dos mesmos com o CC.

Tabela 9 – Volume de CR gerado após a acidificação do LETA

| Amostra de LETA | Volume CR (mL) gerado |
|-----------------|-----------------------|
| 1 | CR1 - 970 |
| 2 | CR2 - 910 |
| 3 | CR3 - 870 |
| 4 | CR4 - 880 |
| 5 | CR5 - 895 |
| 6 | CR6 - 900 |

Fonte: Elaborada pela autora.

Fotografia 2 – Aspecto visual dos CR's e o CC coletado na ETA



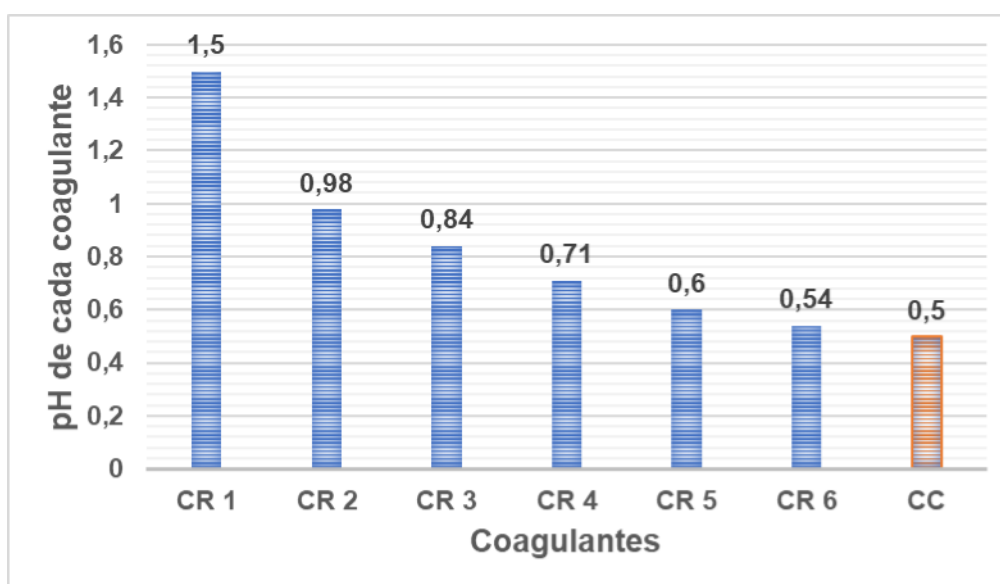
Fonte: Registrada pela autora.

É importante salientar que todas as dosagens de H_2SO_4 apresentaram boa eficiência na recuperação do coagulante, contudo as amostras 1, 5 e 6 obtiveram valores mais expressivos, em relação ao volume gerado de CR. Sendo que as amostras 1, 5 e 6 apresentaram volumes de 970 mL, 895 mL e 900 mL respectivamente de CR, dessa forma das seis amostras geradas foram as três que apresentaram as maiores taxas de recuperação de coagulante. Em relação ao aspecto visual o CC e os CR com os melhores índices de recuperação de $Al_2(SO_4)_3$ apresentaram aspectos similares, conforme pode ser visualizado na Fotografia 2. O método aplicado de acidificação do LETA obteve média entre as 6 amostras de 97,42%, com desvio padrão de 3,03 na recuperação do coagulante (Apêndice A).

Keeley *et al.* (2014) e Xu *et al.* (2009), obtiveram em suas pesquisas os valores de 87% e 85%, respectivamente de CR, os autores consideraram estes resultados como eficientes em relação a recuperação do coagulante. Para Souza *et al.* (2016) e Guimarães (2005) o valor de recuperação do CR foi menor em relação aos valores obtidos por Keeley *et al.* (2014) e Xu *et al.* (2009), sendo recuperado 68% e 56,80%, respectivamente. Em suas pesquisas os autores Keeley *et al.* (2014), Xu *et al.* (2009), Souza *et al.* (2016) e Guimarães (2005) relacionaram o valor da recuperação do coagulante com a pouca geração de RLA, contudo não expressam os valores referentes ao RLA, ou seja, apenas afirmam o que foi constatado.

O pH de cada amostra de CR foi determinado para a comparação com o CC da ETA, podendo ser observado os valores no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Comparativo dos pH's dos CR's e do CC



Fonte: Elaborado pela autora.

Todos os pH dos CR foram determinados como ácidos, obtendo valores similares ao do CC. Pode-se verificar que tanto no aspecto (Fotografia 2) quanto no valor de pH os coagulantes recuperados ficaram próximos ao coagulante comercial.

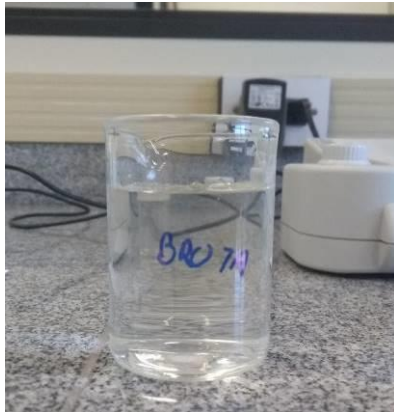
4.4 ETAPA 3: ANÁLISE DE DESEMPENHO

Na etapa 3 foi realizada a análise de desempenho dos CR's em relação ao CC, sendo aplicado teste de jarros, análises de pH e turbidez.

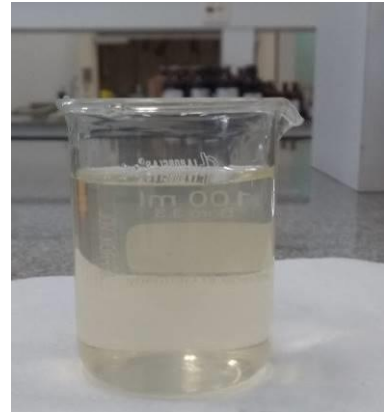
4.4.1 Teste de jarros

Na Fotografia 3 pode-se observar o aspecto visual das amostras de água bruta 1 e 2.

Fotografia 3 – Água bruta 1 e 2



a) Água bruta 1
Turbidez: 8,0 NTU

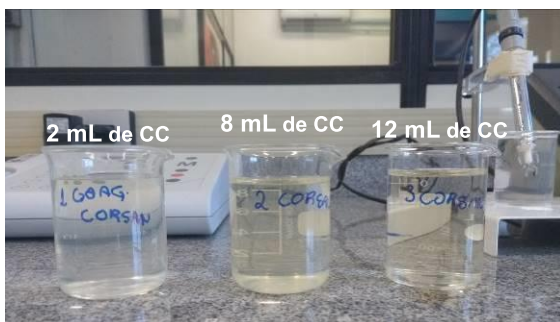


b) Água bruta 2
Turbidez: 49 NTU

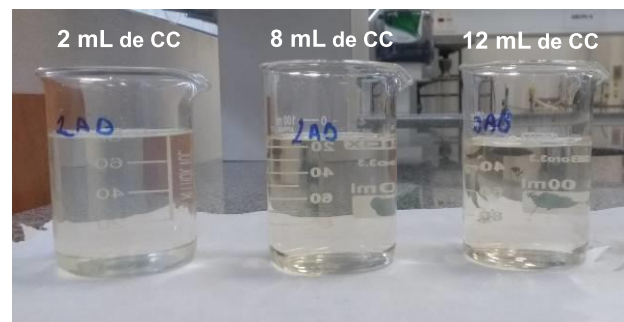
Fonte: Registrada pela autora.

A água bruta 1 (Fotografia 3a) apresentou turbidez de 8,0 NTU e a água bruta 2 (Fotografia 3b) apresentou 49 NTU. As amostras de águas brutas, coletadas apresentaram turbidez diferentes, conforme a Fotografia 3. A diferença de turbidez pode estar relacionada com as ações antrópicas, condições meteorológicas de cada período e características naturais da região. (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013). Após a coleta das amostras foi realizado o teste de jarros com o CC e com os CR. Na Fotografia 4 pode-se visualizar o aspecto dos testes de jarros com o CC.

Fotografia 4 – Teste de jarros utilizando CC da ETA com a água bruta 1 e 2



a) Água bruta 1 com adição de CC
2 mL de CC: Turbidez - 35 NTU
8 mL de CC: Turbidez - 33 NTU
12 mL de CC: Turbidez - 2,7 NTU



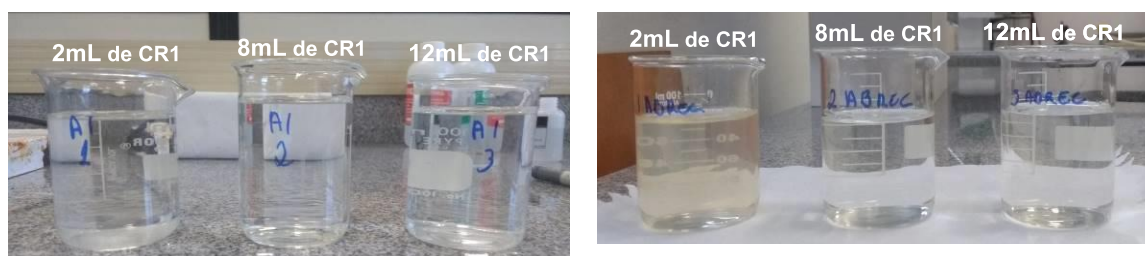
b) Água bruta 2 com adição de CC
2 mL de CC: Turbidez - 23 NTU
8 mL de CC: Turbidez - 15,3 NTU
12 mL de CC: Turbidez - 2,3 NTU

Fonte: Registrada pela autora.

A água bruta 1 com adição de CC (Fotografia 4a) apresentou maior turbidez em todas as dosagens do que a água bruta 2 com adição de CC (Fotografia 4b), no aspecto visual apresentou semelhança na coloração.

O teste de jarros, realizado com o CR 1 é apresentado na Fotografia 5.

Fotografia 5 – Teste de jarros utilizando CR 1 com a água bruta 1 e 2



a) Água bruta 1 com adição de CR1

2 mL de CC: Turbidez - 1,95 NTU
 8 mL de CC: Turbidez - 0,72 NTU
 12 mL de CC: Turbidez - 2,2 NTU

b) Água bruta 2 com adição de CR1

2 mL de CC: Turbidez - 58 NTU
 8 mL de CC: Turbidez - 0,64 NTU
 12 mL de CC: Turbidez - 2,3 NTU

Fonte: Registrada pela autora.

No aspecto visual não é possível observar uma diferença de coloração na água bruta 1 com adição de CR1 (Fotografia 5a), as amostras com 2 mL, 8 mL e 12 mL apresentaram turbidez de 1,95 NTU, 0,72 NTU e 2,2 NTU. Na água bruta 2 com adição de CR1 (Fotografia 5b) verificou-se que na primeira amostra utilizando 2 mL de CR 1 o teor de turbidez foi de 58 NTU, apresentando-se mais elevada que nas outras duas amostras, que resultaram em 0,64 NTU para adição 8 mL de CR e 2,3 NTU para 12 mL de CR.

Os CR's 2, 3, 4, 5 e 6 (Apêndice B) apresentaram aspectos semelhantes, contudo a diferença e eficiência de cada CR será possível avaliar após a medição dos parâmetros, que são apresentados no item 4.4.2.

Dandolini (2014) observou que a água bruta apresentou aspecto levemente amarelado após a aplicação do CR. A partir da observação do autor pode-se avaliar que esse tom amarelado influencia na análise de turbidez. Neste contexto, observando as análises realizadas com os CR's desse estudo, as mesmas também apresentaram cor levemente amarelada, similares aos resultados descritos por Dandolini (2014). Nos demais estudos avaliados os autores não especificaram sobre a coloração da água após a aplicação do CR.

4.4.2 Análises de pH e Turbidez

Na Tabela 10 pode-se observar os resultados dos parâmetros de pH e turbidez da água bruta 1 com o CC e CR.

Tabela 10 – Resultados dos parâmetros pH e turbidez da água bruta 1 com CC e CR

| Dosagem de coagulante | pH | Turbidez (NTU) |
|--------------------------|------|----------------|
| Água bruta 1 | | |
| | 6,94 | 8,0 |
| Amostra de CC ETA | | |
| 2 mL | 3,15 | 35 |
| 8 mL | 2,78 | 33 |
| 12 mL | 2,63 | 2,7 |
| Amostra de CR 1 | | |
| 2 mL | 4,23 | 1,95 |
| 8 mL | 4,29 | 0,72 |
| 12 mL | 4,42 | 2,2 |
| Amostra de CR 2 | | |
| 2 mL | 5,50 | 17,8 |
| 8 mL | 3,48 | 2,7 |
| 12 mL | 2,92 | 3,1 |
| Amostra de CR 3 | | |
| 2 mL | 5,78 | 11,6 |
| 8 mL | 3,07 | 9,1 |
| 12 mL | 2,65 | 9,0 |
| Amostra de CR 4 | | |
| 2 mL | 5,51 | 3,7 |
| 8 mL | 2,97 | 8,3 |
| 12 mL | 2,64 | 8,3 |
| Amostra de CR 5 | | |
| 2 mL | 4,35 | 8,6 |
| 8 mL | 2,75 | 9,0 |
| 12 mL | 2,47 | 8,0 |
| Amostra de CR 6 | | |
| 2 mL | 4,01 | 8,3 |
| 8 mL | 2,67 | 8,0 |
| 12 mL | 2,40 | 8,2 |

Fonte: Elaborada pela autora.

Na Tabela 10, é possível verificar o pH 6,94 e a turbidez de 8,0 NTU na água bruta 1.

Os pH determinados para o CC ficaram na faixa de 2,63 – 3,15, sendo que para os CR ficaram na faixa de 2,4 – 5,73. De forma geral todas as amostras

apresentaram pH ácido. Nesse estudo não foi realizado tratamento completo conforme uma estação de tratamento de água, sendo apenas realizada a medição do pH e a remoção da turbidez. Pois, o objetivo dessa pesquisa está em avaliar a eficiência do CR em relação ao CC a partir da acidificação do LETA.

De acordo com Richter (2009) e Zotesso (2017), o pH final do processo de coagulação depende da dose aplicada e da alcalinidade presente na água bruta. O coagulante reage com a água produzindo íons de hidrogênio, que reduzem a alcalinidade do meio e liberam CO₂. Dessa forma, se a água bruta a ser tratada não possuir alcalinidade suficiente, a aplicação do coagulante pode reduzir o pH do meio para valores inferiores à faixa de atuação, conduzindo a uma coagulação inadequada, ou mesmo impossibilitando a ocorrência da mesma. A partir dessa informação e dos resultados determinados de pH é evidente que as quantidades de coagulante aplicado tanto de CC quanto de CR foram insuficientes para o processo de coagulação, sendo também contribuída pela alcalinidade da água bruta, contudo esse parâmetro não foi analisado durante a pesquisa.

Os resultados obtidos com o CC da ETA nos volumes determinados para todas as amostras não foram suficientes para a remoção da turbidez, conforme determinado pela Portaria 05 (BRASIL, 2017) do Ministério da Saúde (máximo permitido de 0,5 NTU para turbidez), sendo possível verificar que quanto mais CC se aplicava maior era a redução da turbidez da água. A alteração pode ter sido influenciada pela dosagem insuficiente de CC para a remoção de turbidez, sendo que apenas para a amostra com 12 mL de CC a redução de turbidez foi significativa (2,7 NTU) em relação as duas primeiras amostras de 2 mL (35 NTU) e 8 mL (33 NTU).

Nos resultados obtidos na análise de desempenho dos 6 CR gerados no processo de acidificação, foi considerado que o CR 1 apresentou melhor qualidade na remoção de turbidez (faixa de 0,72 a 2,2 NTU) e uma linearidade nos resultados de pH (faixa de 4,23 a 4,42), a diferença nesse ponto dos demais CR é perceptível. Os demais CR apresentaram turbidez elevada (faixa de 2,7 a 17,8 NTU), considerando que a turbidez da água bruta 1 foi de 8,0 NTU. Pode-se avaliar que a remoção de turbidez não foi eficiente, pois a quantidade de CR determinada não foi suficiente para a remoção da turbidez da água bruta 1, influenciando na qualidade final.

O estudo de Xu *et al.* (2009) apresenta valores de turbidez menores que 3,0 NTU, sendo que os autores observaram que a eficiência do CR é melhor que a eficiência do CC em relação a remoção de turbidez.

A relação determinada por Ahmad *et al.* (2016) de que quanto mais CR aplicado maior será a remoção de turbidez, não se aplica para os resultados obtidos. Pois não é possível observar uma linearidade nos resultados determinados para remoção de turbidez em relação a quantidade de CR aplicada nas amostras.

A partir da avaliação dos dados da Tabela 10, pode-se verificar que o CR1 apresentou melhor remoção de turbidez, no qual os valores ficaram mais próximos do determinado pela Portaria 05 (BRASIL, 2017) do Ministério da Saúde para análise organoléptica, mesmo não sendo realizado o tratamento completo, a Portaria determina pH na faixa de 6,0 a 9,5 e 0,5 NTU para turbidez. Desta forma os resultados obtidos de pH para o CR1 foram 4,23, 4,29 e 4,42 e de turbidez de 1,95, 0,72 e 2,2 NTU, respectivamente, onde a dosagem de 8 mL apresentou melhor remoção de turbidez. Para avaliar novamente o desempenho do CR1 foi coletada outra amostra de água bruta (água bruta 2) e realizado os testes para comparação dos resultados. Na Tabela 11 pode-se observar os resultados obtidos e um comparativo entre a água bruta 1 e 2.

Tabela 11 – Resultados dos parâmetros pH e turbidez da água bruta 1 e 2 com o CR1 e CC

| | Dosagem de coagulante | pH – Água bruta 1 | pH – Água bruta 2 | Turbidez (NTU) - Água bruta 1 | Turbidez (NTU) - Água bruta 2 |
|----------------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Água bruta | - | 6,94 | 6,74 | 8 | 49 |
| Água bruta + CC ETA | 2 mL | 3,15 | 3,17 | 35 | 23 |
| | 8 mL | 2,78 | 2,88 | 33 | 15,3 |
| | 12 mL | 2,63 | 2,73 | 2,7 | 2,3 |
| Água bruta + CR 1 | 2 mL | 4,23 | 4,43 | 1,95 | 58 |
| | 8 mL | 4,29 | 4,71 | 0,72 | 0,64 |
| | 12 mL | 4,42 | 3,95 | 2,2 | 2,3 |

Fonte: Elaborada pela autora.

Na água bruta 2 (Tabela 11) é perceptível a diferença de turbidez em relação a água bruta 1, ocorrendo uma diferença de 41 NTU entre as duas. Sendo que isso pode ter sido devido a vários fatores que ocorrem de forma natural no curso d'água ou até mesmo fatores externos como condições meteorológicas e antrópicas.

A diferença na eficiência do CC com a água bruta 1 em relação a água bruta 2 foi diferente. Na água bruta 1 ocorreu o aumento da turbidez, sendo que apenas a dosagem de 12 mL apresentou redução significativa de turbidez. Com a água bruta 2 ocorreu a redução de turbidez em todas as dosagens, contudo a dosagem de 12 mL permaneceu com a redução de turbidez, mas significativa, apresentando resultados próximos, sendo 2,7 NTU com a água bruta 1 e 2,3 NTU com a água bruta 2. De forma geral o pH das amostras mantiveram-se na mesma linearidade.

Para o CR1 a primeira dosagem de 2 mL apresentou aumento na turbidez da água, sendo que com a água bruta 1 foi verificado 1,95 NTU e com a água bruta 2 foi obtido 58 NTU, não sendo considerado um bom resultado. De acordo com Libânio (2010) e Zotesso (2017), as águas brutas com turbidez elevada necessitam de maiores dosagens de coagulante. Dessa forma é possível avaliar que o volume de 2 mL de CR não foi suficiente para a remoção da turbidez. A amostra de CR1 de 12 mL apresentou uma linearidade entre as análises, permanecendo em 2,2 NTU e 2,3 NTU respectivamente com a água bruta 1 e 2. Contudo a dosagem de 8 mL apresentou uma redução de turbidez muito significativa em relação a terceira dosagem (12 mL), de 0,64 NTU com a água bruta 2 e 0,72 NTU com a água bruta 1.

A partir dos resultados obtidos nas duas análises de CR1, pode-se verificar que a dosagem de 8 mL, com pH da água bruta entre 6,74 – 6,94 é a melhor dosagem e o melhor coagulante recuperado para a remoção de turbidez. Este resultado corrobora com o estudo de Ahmad *et al.* (2016), pois na aplicação desse mesmo método com as mesmas dosagens os autores também encontraram a melhor dosagem de CR em 8 mL, com pH da água bruta entre 6 e 8. Sendo assim, confirma-se o potencial de substituição do CC pelo CR na ETA de modo parcialmente ou completo no processo de tratamento de água. Outro ponto a ser salientado é o pH do CR1 em 8 mL (4,29 e 4,71) e o pH do CC em 8 mL (2,78 e 2,88), nas duas amostras de água bruta. O CR1 apresentou pH mais elevado em relação ao CC, sendo possível o uso em menor quantidade de produtos químicos na correção do pH em um sistema convencional de tratamento de água. De acordo com Michelan *et al.* (2019), o valor determinado de pH indica qual o produto químico apresentará melhor desempenho para a correção, de modo a enquadrá-la entre pH 6,0 e 9,5, conforme a Portaria 05 (BRASIL, 2017) do Ministério da Saúde.

4.5 ETAPA 4: CARACTERIZAÇÃO DO RLA

A caracterização e avaliação do resíduo de lodo ocorreu após a aplicação do método de acidificação.

4.5.1 Quantificação do Volume de RLA

Após o processo de acidificação do LETA, o RLA foi filtrado para verificar a quantidade de RLA gerado. Na Tabela 12 pode-se observar as amostras de LETA e o quanto cada uma gerou de RLA

Tabela 12 – Volume de RLA gerado após a acidificação do LETA

| Amostra de LETA | Volume de H ₂ SO ₄ (mL) | pH do LETA | RLA não filtrado (mL) | RLA filtrado (g) | RLA filtrado* (%) |
|-----------------|---|------------|-----------------------|------------------|-------------------|
| 1 | 20 | 2 | 200 | 57,46 | 5,75 |
| 2 | 40 | 2 | 100 | 21,13 | 2,11 |
| 3 | 60 | 2 | 190 | 32,65 | 3,27 |
| 4 | 80 | 2 | 200 | 58,05 | 5,81 |
| 5 | 100 | 2 | 180 | 30,06 | 3,01 |
| 6 | 120 | 2 | 150 | 29,45 | 2,95 |

*1000 mL de LETA em relação as gramas de RLA gerado.

Fonte: Elaborada pela autora.

A partir dos dados apresentados na Tabela 12 pode-se verificar que as amostras de LETA geraram entre 2,11% - 5,81% de RLA, sendo que a amostra de LETA 1 que gerou o CR1 recuperando 970 mL de coagulante foi considerado o CR com melhor desempenho na remoção da turbidez e gerando 5,75% de RLA. Em média todas as amostras de RLA apresentaram uma redução de 77,12% de LETA após a acidificação, sendo 22,88% de RLA gerado no processo com 91,39% de umidade.

De acordo com os estudos desenvolvidos por Xu *et al.* (2009) e Guimarães (2005), os volumes de redução de LETA foram de 25% e 43,2%, respectivamente. Os demais autores não avaliaram esse parâmetro (redução de LETA) e não avaliaram o RLA gerado nos estudos.

A partir dos resultados apresentados pode-se afirmar que o método aplicado se mostra viável, pois reduz o volume de LETA gerado na ETA, originando um baixo volume de RLA após a acidificação e um CR para o uso no tratamento de água.

4.5.2 Análise de pH

Para avaliar a acidez do RLA e a viabilidade de destinação do resíduo mensurou-se o pH. Na Tabela 13 pode-se visualizar os pH's obtidos para cada amostra de RLA.

Tabela 13 – pH das amostras de RLA após a acidificação do LETA

| Amostra de RLA | Volume de H ₂ SO ₄ (mL) na acidificação | pH |
|----------------|---|------|
| RLA 1 | 20 | 2,56 |
| RLA 2 | 40 | 1,80 |
| RLA 3 | 60 | 1,26 |
| RLA 4 | 80 | 1,20 |
| RLA 5 | 100 | 0,99 |
| RLA 6 | 120 | 0,94 |

Fonte: Elaborada pela autora.

A determinação do volume de H₂SO₄ a ser aplicado na amostra de LETA foi estabelecida após a avaliação do estudo realizado por Ahmad *et al.* (2016), no qual estudaram a etapa de recuperação do coagulante de Al₂(SO₄)₃ e a avaliação de desempenho. Contudo Ahmad *et al.* (2016) não realizaram análises no RLA gerado e nem os demais autores (SOUZA *et al.*, 2016; FREITAS *et al.*, 2016; KEELEY *et al.*, 2014; GUIMARÃES, 2005; AHMAD *et al.*, 2016; DANDOLINI, 2014), avaliados neste estudo.

Na Tabela 13 é possível verificar a relação entre a dosagem de H₂SO₄ e a determinação do pH do RLA, pois quanto mais H₂SO₄ foi adicionado para a recuperação do coagulante de Al₂(SO₄)₃ mais ácido ficou o pH do RLA, sendo que as amostras de RLA 1 ao 6, apresentaram pH 2,56 – 0,94, no qual foi adicionando 20 mL – 120 mL de H₂SO₄. O CR1 com a melhor eficiência na análise de desempenho apresentou pH do RLA de 2,56, sendo gerado 5,75% de RLA.

Verifica-se que após a acidificação do LETA o RLA obteve pH ácido (Tabela 13). Devido ao pH ácido e sua característica de corrosividade ($\text{pH} \leq 2$ ou $\geq 12,5$) a classificação do RLA de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a) é de um resíduo classe I – Perigoso. Sendo que a destinação adequada do RLA deve ser em aterro industrial com a necessidade de se neutralizar o pH, podendo esta ser realizada com a adição de óxido de cálcio (CaO). (PINTO, FERNANDES, LOPES, 2018). Os ensaios de lixiviação pela NBR 10.005 (ABNT, 2004b) e solubilização pela NBR 10.006 (ABNT, 2004c), para classificação ambiental do RLA, não foram possíveis de serem realizados, pois o estudo ocorreu em escala laboratorial, não gerando quantidade de RLA suficiente para a realização dos ensaios.

4.5.3 Perda ao Fogo

Na análise de perda ao fogo realizada no RLA obteve-se 20,15% de perda ao fogo, a amostra de RLA apresentou 91,39% de umidade e 8,19% de matéria orgânica.

Os estudos de Souza *et al.* (2016), Freitas *et al.* (2016), Keeley *et al.* (2014), Guimarães (2005), Ahmad *et al.* (2016) e Dandolini (2014) utilizados como referencial teórico não analisaram o resíduo após a acidificação, não sendo possível uma comparação de resultados entre estudos.

4.5.4 Fluorescência de raios X

Na Tabela 14 estão apresentados os resultados da análise química qualitativa do RLA.

Tabela 14 – Composição química do RLA (%) resultante da análise de FRX

| Amostra RLA | Menor quantidade 5% < x < 50% | Elementos Traços < 5% |
|--------------------|--|---|
| RLA 1 | Fe, Si, Al | S, Ti, K, Ba, Ca, Mn, Zr, P, Cu, Zn, Br, Sr |
| RLA 2 | Fe, Si, Al | S, Ti, K, Ba, Ca, Mn, Cu, Zn, Cr, Br, Sr |
| RLA 3 | Fe, Si, Al, S | Ti, K, Ca, Tm, Mn, Zr, V, Zn, Br, Cr, Sr |
| RLA 4 | Fe, Si, Al, S | Ti, K, Ba, Ca, Mn, Zr, P, Cu, Zn, Br, Sr |
| RLA 5 | Fe, Si, Al, S | Ti, K, Ba, Ca, Tm, Zr, Mn, Cr, Br, Sr |
| RLA 6 | Fe, Si, Al, S | Ti, K, Ba, Ca, Mn, Cu, Zn Br, Cr, Sr |

Fonte: Elaborada pela autora.

Na Tabela 14, é possível observar a presença de enxofre (S) em traços <5% no RLA 1 e 2, no qual foi adicionado H₂SO₄ em menor quantidade para o processo de acidificação do LETA. Contudo RLA do 3 ao 6 apresentam S nos valores entre 5% < x < 50%. Dessa forma é possível inferir a relação de quanto maior for a adição de H₂SO₄ para a acidificação do LETA, maior será a quantidade de S no RLA, podendo ocorrer a potencialidade na geração de odores desagradáveis durante o processo de acidificação em larga escala. Dandolini (2014), detectou a geração de gás sulfídrico (H₂S) durante a acidificação do LETA úmido, no qual pode ocorrer devido a reação de oxidação da matéria orgânica presente nas amostras de LETA. Durante os ensaios em laboratório neste estudo não foram apontados esse aspecto, devido ao pequeno volume utilizado.

A partir de dados gerados pela ETA onde foi realizada a coleta do LETA, da água bruta e do CC foi possível avaliar em média quanto a ETA poderia gerar de RLA após a acidificação do LETA. A ETA gera em média por mês 2.500 m³ de LETA devido a limpeza do decantador, sendo que a estação comporta 3 decantadores, gerando em média 7.500 m³ de LETA por mês, no qual o LETA úmido apresenta percentual de água, variando as características conforme a quantidade de matéria orgânica presente na água bruta e o volume necessário de coagulante de Al₂(SO₄)₃ a ser aplicado. O LETA coletado no período para as análises apresentou 93,81% de umidade. Freitas *et al.*, (2016) e Dandolini (2014), determinaram os valores na faixa de 82,4% - 93,9% respectivamente. Considerando a maior geração líquida do RLA 1 de 200 mL, conforme os ensaios de laboratório, pode-se dizer que o processo gera em média 500 m³ de RLA ácido por decantador, totalizando em média 1.500 m³ de

RLA para os 3 decantadores que a ETA comporta. Para determinar essa média foi avaliado quanto era gerado de RLA em 1 litro de LETA, calculado para um decantador e após multiplicado para os 3 decantadores existentes na ETA.

Neste contexto, verifica-se que de 7.500 m³ de LETA gerados nos 3 decantadores, que podem ser destinados para o rio ou aterro industrial, esse volume pode ser reduzido para 1.500 m³ de RLA a ser destinado após a aplicação do método de acidificação. Contudo, observa-se que apesar do método de acidificação ser eficaz na recuperação de coagulante de Al₂(SO₄)₃ e apresentar resultados significativos na remoção de turbidez, o método não apresenta viabilidade ambiental por gerar um RLA ácido mesmo diminuindo o volume gerado de LETA para RLA. Sendo importante salientar que apesar da recuperação do coagulante apresentar resultados de eficiência, a aplicação do método em escala industrial pode ser inviável devido ao uso de grandes volumes de H₂SO₄.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da análise e discussão dos resultados apresentados neste estudo e atendendo o objetivo geral da recuperação do coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ presentes no LETA gerado no processo de tratamento de água, pode-se concluir que:

Na análise de FRX o LETA apresentou majoritariamente a presença de Si, Fe e Al, perda ao fogo de 29,57%, umidade de 93,81% e a presença de argilominerais em forma de caulinita. As fases cristalinas determinadas na análise de DRX foram de quartzo (SiO_2), caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e muscovita ($\text{KAl}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$). Na análise térmica foram observados dois picos endotérmicos (73,77°C com 4,57% de perda de massa e 481,76°C com 8,93% de perda de massa) e dois picos exotérmicos (282,79°C com 9,47% de perda de massa e 916,6°C com 4,05% de perda de massa).

Na aplicação do método de recuperação do coagulante por via ácida, as amostras 1 (970 mL), 5 (895 mL) e 6 (900 mL) obtiveram valores mais expressivos de recuperação, sendo que em média das 6 amostras foi possível recuperar 97,42% de coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Os CR apresentaram característica ácida, sendo similares ao do CC.

Nas duas análises com a água bruta 1 e 2 o CR que apresentou melhor desempenho foi o CR1 com dosagem de 8 mL de CR. Obtendo remoção de turbidez de 0,72 e 0,64 NTU e pH de 4,29 e 4,71, respectivamente para água bruta 1 e 2, sendo que os pH das águas brutas estavam em 6,74 (água bruta 1) e 6,94 (água bruta 2).

Neste estudo foi possível a recuperação em média de 97,42% de CR, a redução de 77,12% do volume de LETA e geração de apenas 22,88% de RLA após a acidificação, podendo se verificar a relação de que quanto maior for a recuperação de coagulante de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ menor será o volume de RLA gerado. As diferentes dosagens aplicadas de H_2SO_4 na recuperação do coagulante influenciaram no pH final do RLA, ou seja, quanto maior a dosagem de H_2SO_4 mais ácido será o pH do RLA. O RLA gerado pode ser classificado como resíduo classe I – Perigoso, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), devido aos valores de pH ácido (≤ 2) e característica de corrosividade. A aplicação do método de acidificação pode diminuir o LETA da ETA de modo significativo, reduzido de 7.500 m³ por mês de LETA para

1.500 m³ por mês de RLA, os dados de geração de LETA foram fornecidos pela ETA, sendo possível calcular o RLA gerado após a acidificação.

A partir das conclusões apresentadas avalia-se que o método de recuperação do coagulante de Al₂(SO₄)₃ por via ácida é eficiente para a remoção de turbidez, contudo, pelo fato de gerar um RLA ácido, resultando em um resíduo classe I – Perigoso, pode ser inviabilizado se aplicado em escala industrial, devido ao volume de H₂SO₄ a ser utilizado no processo.

6 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Para a realização de pesquisas futuras, sugere-se:

a) continuar a pesquisa em laboratório utilizando os coagulantes recuperados e da ETA, aplicando em ensaios que simulem o tratamento da água bruta em ciclo completo, a fim de avaliar a eficiência do CR1 no atendimento da Portaria 05 (BRASIL, 2017) do Ministério da Saúde para análise organoléptica.

b) realizar ensaios com o CR conforme as dosagens delimitadas na ETA, a fim de comparar os resultados com dados reais.

c) aplicar o método de recuperação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em maior escala, a fim de observar e analisar de forma mais detalhada o RLA gerado, a possibilidade da geração de H_2S e caracterização ambiental.

REFERÊNCIAS

ACHON, Cali Laguna; BARROSO, Marcelo Melo; CORDEIRO, João Sérgio. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 18, n. 2, p. 115-122, 2013.

AGOSTINI, Michel. **Influência da variabilidade da geração do lodo de estação de tratamento de água nas propriedades da cerâmica vermelha**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2014.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**. v.35, p. 950-955, 2016a.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. **Journal of Cleaner Production**. v. 124, p. 1-13, 2016b.

AHMAD, Tarique; AHMAD, Kafeel; AHAD, Abdul; ALAM, Mehtab. Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. **Journal of Environmental Management**, Índia, v. 182, p. 606-611, 2016.

ANDRADE, Jairo José de Oliveira; WENZEL, Matheus Chiaradia; ROCHA, Gabriela Holsbach da; SILVA, Sérgio Roberto da. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**. v. 192, p. 159-168, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FUNDIÇÃO (ABIFA). **CEMP 120**: Materiais para fundição – Determinação de perda ao fogo. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a.

_____**ABNT NBR 10.005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.

_____**ABNT NBR 10.006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c.

BARAKWAN, Rizkiy Amaliyah; TRIHADININGRUM, Yulinah; BAGASTYO, Arseto Yekti. Characterization of Alum Sludge from Surabaya Water Treatment Plant, Indonesia. **Journal of Ecological Engineering**. v. 20, n. 5, p. 7-13, 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 21 maio 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2011. Disponível em: <<https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>. Acesso em: 29 maio 2018.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL (CETEM). **Rochas e Minerais Industriais-Bauxita**. 2. ed. 2008.

CONSTANTINO, Vera Leopoldo; ARAKI, Koiti; SILVA, Denise de Oliveira; OLIVEIRA, Wanda de. Preparação de compostos de alumínio a partir da bauxita: considerações sobre alguns aspectos envolvidos em um experimento didático. **Química Nova**. v. 25, n. 3, p. 490-498, 2002.

COMITE SINOS. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: <http://www.comitesinos.com.br/bacia-hidrografica-do-rio-dos-sinos>. Acesso em: 01 abr. 2020.

CORAL, L. A.; BERGAMASC, R.; BASSETTIC, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. **2 International Workshop Advance in Cleaner Production: Key elements for a sustainable world: energy, water and climate change**. São Paulo, 2009.

CREMADES, L.V.; CUSIDÓ, J.A.; ARTEAGA, F. Recycling of sludge from drinking water treatment as ceramic material for the manufacture of tiles. **Journal of Cleaner Production**. v. 201, p. 1071-1080, 2018.

DANDOLINI, Ivana. **Reciclagem do lodo de estação de tratamento de água - produção de coagulante por lixiviação ácida**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas), Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

DAHOU, Mohammed; MOUSSAOUITI, Mohammed El; ARSHAD, Muhammad Azeem; MOUSTAHSINE, Souad; ASSAFI, Mohamed. Synthesis and characterization of drinking water treatment plant sludge-incorporated Portland cement. **Journal Mater Cycles Waste Manag**. v. 20, n. 2, p.891-901, 2017.

DASSANAYAKE, K.B.; JAYASINGHE, G.Y.; SURAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**. v. 38, p.321-335, 2015.

DENARI, Gabriela Bueno; CAVALHEIRO, Éder Tadeu Gomes. **Princípios e aplicações de análise térmica**. Universidade de São Paulo – Instituto de Química de São Carlos. São Carlos, 2012.

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS (DMAE). **Do pré-tratamento à torneira**. Porto Alegre, 2018. Disponível em: http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p_secao=172. Acesso em: 07 set. 2018.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. Editora Rima: São Carlos, 2005.

DOMÍNGUEZ, Joaquín R.; GONZÁLEZ, Teresa; GARCÍA, Hector M.; LAVADO, Francisco Sánchez; HEREDIA, Jesús Beltrán de. Aluminium sulfate as coagulant for highly polluted cork processing wastewaters: Removal of organic matter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, p.15–21, 2007.

ELMONTASSIR, Hasna; ZAKI, Khadija; WASSATE, Bouchra; GOUZOU LI, Najia; AFDALI, Musapha; KARHAT, Younes. Characterization of sludge from the treatment of drinking water and their valuation in the treatment of leachate. **Scientific Study & Research Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry**. v. 20, n. 1, p. 089-102, 2019.

FONSECA, Wagner; CAROLA, Carlos Renato. Os rios e a vida: percepções para uma educação ambiental. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**. v. 34, n. 2, p-136-155, 2017.

FREITAS, V. O.; BARBOSA, F.; CAGLIARI, A.; SOUZA, T. R.; VIEIRA, M.; ROSA, G.S. Recuperação do alumínio presente no lodo da ETA de Bagé para sua reutilização como coagulante. *In*: 21 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. Fortaleza, 2016. **Anais eletrônicos [...]**. Disponível em: <file:///C:/Users/eleni/Downloads/galoa-proceedings--cobeq-2016--41073.pdf>. Acesso em: 1 abr. 2019,

GAO, Ping; CHEN, Xueming; SHEN, Feng; CHEN, Guohua. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. **Separation and Purification Technology**. v. 43, p.117–123, 2005.

GERALDO, Rodrigo H.; FERNANDES, Luiz F.R.; CAMARINI, Gladis. Water treatment sludge and rice husk ash to sustainable geopolymer production. **Journal of Cleaner Production**. v. 149, p.146-155, 2017.

GUIMARÃES, Nelson Cunha. **Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na estação de tratamento de água do rio manso**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

GUO, Bo; YU, Huan; GAO, Baoyu; RONG, Hongyan; DONG, Hongyu; MA, Defang; LI, Ruihua; ZHAO, Shuang. Coagulation performance and floc characteristics of aluminum sulfate with cationic polyamidine as coagulant aid for kaolin-humic acid treatment. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects**. v.481, p. 476-48, 2015.

HAGEMANN, S.E.; GASTALDINI, A.L.G.; COCCO, M.; JAHN, S.L.; TERRA, L.M. Synergic effects of the substitution of Portland cement for water treatment plant sludge ash and ground limestone: Technical and economic Evaluation. **Journal of Cleaner Production**. v. 214, p. 916-926, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010.

JIAO, Ruyuan; FABRIS, Rolando; CHOW, Christopher W.K.; DRIKAS, Mary; LEEUWEN, John van; WANG, Dongsheng; XU, Zhizhen. Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability. **Journal of Environmental Sciences**. v. 57, p. 338-345, 2017.

KEELEY, James; SMITH, Andrea D.; JUDD, Simon J.; JARVIS, Peter. Reuse of recovered coagulants in water treatment: An investigation on the effect coagulant purity has on treatment performance. **Separation and Purification Technology**. v. 131, p. 69-78, 2014.

KIM, Seung-Hyun; MOON, Byung-Hyun; LEE, Hyang-In. Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during coagulation. **Microchemical Journal**. v. 68, p. 197-203, 2001.

KÜHNE, Andrew da Rosa; CERON, Luciano Peske; MACHEMER, Peter Caubi. Avaliação por teste de jarros na escolha de coagulante para tratamento de um efluente. *In*: 11º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. 2018. **Anais eletrônicos [...]**. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/328254041_AVALIACAO_POR_TESTE_DE_JARROS_NA_ESCOLHA_DE_COAGULANTE_PARA_TRATAMENTO_DE_UM_EFLUENTE_EVALUATION_BY_TEST_OF_JUGGLINGS_IN_THE_CHOICE_OF_COAGULANT_FOR_TREATMENT_OF_AN_EFFLUENT. Acesso em: 1 abr. 2019.

LEE, Chai Siah; ROBINSON, John; CHONG, Mei Fong. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**. v. 92, p. 489-508, 2014.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2 ed. Editora Átomo: Campinas, São Paulo, 2008.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Editora Átomo: Campinas, São Paulo, 2010.

LIMA, Marcielly Freitas Bezerra de; PATRÍCIO, Lucas Soares; FILHO, Francisco Jailton Nogueira Silva; CAVALCANTE, Rivelino Martins. Experimento didático abordando a importância da validação metodológica no estudo da química do sulfato no meio ambiente. **Educación Química**. v. 28, p. 295-301, 2017.

LIN, Jack; COUPERTHWAITTE, Sara J.; MILLAR, Graeme J. Effectiveness of aluminium based coagulants for pre-treatment of coal seam water. **Separation and Purification Technology**. v.177, p. 207-222, 2017.

LING, Yew Pei; THAM, Ren-Haw; LIM, Siew-Ming; FAHIM, Muhammad; OOI, Chee-Heong; KRISHNAN, Puspanathan; MATSUMOTO, Akihiko; YEOH, Fei-Yee. Evaluation and reutilization of water sludge from fresh water processing plant as a green clay substituent. **Applied Clay Science**. v. 143, p. 300-306, 2017.

LOPES, Elisandra C.; SANTOS, Sílvia C.R.; PINTOR, Ariana M.A.; BOAVENTURA, Rui A.R.; BOTELHO, Cidália M.S. Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v.7, p. 103-125, 2019.

LUTTREL, William E. Aluminum sulfate. **Journal of Chemical Health & Safety**. p. 33-35, 2015.

MANDA, Innocent K.M.; CHIDYA, Russel C.G.; SAKA, John D.K.; BISWICK, Timothy T. Comparative assessment of water treatment using polymeric and inorganic coagulants. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 93, p. 119-129, 2016.

MARGEM, Jean Igor. **Caracterização e incorporação de lodo de decantação de estação de tratamento de água (E.T.A.) em cerâmica vermelha**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Materiais) - Centro de Ciência e Tecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro, 2008.

MARGUTI, André Luiz; FERREIRA FILHO, Sidney Seckler; PIVELI, Roque Passos. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**. v. 215, p. 283-293, 2018.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. **Adv Colloid Interface Sci**. v. 159, n. 2; p. 189-97, 2010.

MAZARI, Lilia; ABDESSEMED, Djamel; SZYMCZYK, Anthony; TRARI, Mohamed. Assessment of coagulation-ultrafiltration performance for the treatment of primary wastewater using alum sludge. **Water and Environment Journal**. v. 32, p. 621-629, 2018.

MOREIRA, Ricardo Cosme Arraes; GUIMARÃES, Edi Mendes; BOAVENTURA, Geraldo Resende. Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em área degradada. **Química Nova**. v. 32, n. 8. p. 2085-2093, 2009.

MICHELAN, Denise Conceição Gois Santos; BATISTA, Isabela Ferreira; BATISTA Daniela Ferreira, SANTOS, Débora de Gois; MENDONÇA, Luciana Coelho; LIMA, Daniel Moureira Fontes. Desempenho das etapas de tratamento de água da estação de tratamento de água Poxim. **Scientia cum industria**. v. 7, n. 3, p. 7-14, 2019.

OOI, Theam Yiew; YONG, Ee Ling; DINA, Mohd Fadhil Md; REZANIA, Shahabaldin; AMINUDIND, Eeydzah; CHELLIAPAN, Shreeshivadasan; RAHMAN, Azlan Abdul; PARK, Junbom. Optimization of aluminium recovery from water treatment sludge

using Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**. v. 228, p. 13-19, 2018.

OLADOJA, Nurudeen Abiola. Advances in the quest for substitute for synthetic organic polyelectrolytes as coagulant aid in water and wastewater treatment operations. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**. v.3, p. 47-58, 2016.

PINHEIRO, Bruno Carlos Alves; ESTEVÃO Gustavo Matias; SOUZA, Débora Pinto. Lodo proveniente da estação de tratamento de água do município de Leopoldina, MG, para aproveitamento na indústria de cerâmica vermelha Parte I: caracterização do lodo. **Revista Matéria**. v.19 n. 03 p. 204-211, 2014.

PINTO, Karla Gomes de A.; FERNANDES, Victor Maia; LOPES, Tamiris dos Santos. Utilização de cal virgem na remoção de turbidez e fosfato de efluente de lavanderia industrial, e mensuração de vida útil da mesma. 37ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. 1 f, 2018. Disponível em: <http://www.s bq.org.br/37ra/cdrom/resumos/T1649-1.pdf>. Acesso em: 2 abr. 2019.

RESENDE, Mariani de Ávila. **Uso do tanino associado ao sulfato de alumínio como coagulantes para o tratamento de efluente de lavanderia industrial**. 2018. Trabalho de conclusão de curso (Química) - Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, 2018.

RICHTER, Carlos A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. 1ª Reimpressão. Editora Edgar Blücher: São Paulo. 2004.

RICHTER, Carlos A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. Editora São Paulo Blucher: São Paulo, 2009.

SANTOS, Eliane Prado Cunha Costa dos; TEIXEIRA, Ana Raquel; ALMEIDA, Cristina Poggiali; LIBÂNIO, Marcelo; PÁDUA, Valter Lúcio de. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 12, n. 4, p. 361-370. 2007.

SANTOS, Elenir Souza; GAMA, Ednilton Moreira; FRANÇA, Robson Silva da; SOUZA, Anderson Santos; MATOS, Roberta Pereira. Espectrometria de Fluorescência de Raios-X na Determinação de Espécies Químicas. **Enciclopédia Biosfera Centro Científico Conhecer – Goiânia**. v.9, n.17; p. 3413-3432, 2013.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE SANEAMENTO DE PELOTAS (SANEP). **Tratamento**. Pelotas, 2018. Disponível em: <http://server.pelotas.com.br/sanep/tratamento/>. Acesso em: 07 set. 2018.

SERVIÇO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE SÃO LEOPOLDO (SEMAE). **Água/Sistema de abastecimento**. São Leopoldo, 2018. Disponível em: http://www.semae.rs.gov.br//conteudo_semae.php?menuv=4. Acesso em: 07 set. 2018.

SILVA, André dos Santos Barros da. Desenvolvimento de ferramentas computacionais para análise de perfis de difração de raios x. 2018. Dissertação

(Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Autarquia Associada a Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

SILVA, Mauro Valério da e FUNGARO, Denise Alves. Caracterização de lodo de estação de tratamento de água e cinzas de carvão visando sua utilização na manufatura de tijolo. *In: 3 International Workshop Advance in Cleaner Production: Key elements for a sustainable world: cleaner production Initiative and challenges for a sustainable world.* São Paulo, 2011.

SOARES, Leonardo Vieira; ACHON, Cali Laguna; MEGDA, Cláudia Regina. Impactos ambientais provocados pelo lançamento in natura de lodos provenientes de Estações de Tratamento de Água. *In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, Florianópolis-SC: Anais [...].* ICTR, 2004. p. 248 – 257.

SOUZA, A. B.; MEIRELLES, R. Jr; MENDES, M.F. e PEREIRA, C.S.S. Viabilidade técnica da regeneração de coagulante por via ácida a partir do lodo da ETA de uma indústria de corantes. *In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Química.* Fortaleza, 2016. **Anais eletrônicos [...].** Disponível em: <https://proceedings.science/cobeq/cobeq-2016/papers/viabilidade-tecnica-da-regeneracao-de-coagulante-por-via-acida-a-partir-do-lodo-da-eta-de-uma-industria-de-corantes>. Acesso em: 2 abr. 2019.

SU, Zhaoyang; LI, Xing; YANG, Yanling. Regrowth ability and coagulation behavior by second dose: Breakage during the initial flocculation phase. **Colloids and Surfaces A.** v. 527, p. 109-11, 2017.

SUN, Feng; HUA, Wenrong; PEI, Haiyan; LI, Xiuqing; XU, Xiangchao; MA, Chunxia. Evaluation on the dewatering process of cyanobacteria-containing AlCl₃ and PACl drinking water sludge. **Separation and Purification Technology.** v.150, p. 52-62, 2015.

TELLES, Dirceu D'Alkmin; GÓIS, Josué Souza de. Water treatment – plant waste disposal: part 2. *In: WESTERHOFF, G.P., DALY, M.P. Ciclo ambiental da água: da chuva à gestão.* Editora Blucher: São Paulo, 2013. p. 379-385.

TRINH, Thuy Khanh; KANG, Lim Seok. Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Design.** v. 89, p. 1126-1135, 2011.

__ **Method 3052 microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices.** Estados Unidos, 1996.

__ **Method 9045d soil and waste pH.** Estados Unidos, 2004.

VAZ, Luiz Gustavo de Lima; KLEN, Márcia Regina Fagundes; VEIT, Márcia Teresinha; SILVA, Edson Antonio da; BARBIERO, Tatiany Aparecida; BERGAMASCO, Rosângela. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química,** São Paulo, v. 35, n. 4, p. 45 - 54, 2010.

WARD, Richard J.S.; MCCROHAN, Catherine R.; WHITE, Keith N. Influence of aqueous aluminium on the immune system of the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. **Aquatic Toxicology**. v. 77, p. 222–228, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-water Quality**, 2017. Disponível em:
<<http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf;jsessionid=71AECD2CD4B96D11FB1B1B0FA55F4D73?sequence=1>>.
Acesso em: 23 set. 2018.

YU, Wenzheng; HU, Chengzhi; LIU, Huijuan; QU, Jiuhui. Effect of dosage strategy on Al-humic flocs growth and re-growth. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects**. v. 404, p. 106-111, 2012.

ZOTESSO, Jaqueline Pirão. **Tratamento avançado de efluente de lavanderia hospitalar**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, 2017.

APÊNDICE A

Tabela 15 – Determinação da taxa de recuperação do coagulante

| CR (mL) | Recuperação do coagulante (%) |
|----------------------|--------------------------------------|
| 990 | 99,00 |
| 950 | 95,00 |
| 930 | 93,00 |
| 960 | 96,00 |
| 995 | 99,50 |
| 1020 | 102,00 |
| Média (%) | 97,42 |
| Desvio padrão | 3,03 |

Fonte: Elaborada pela autora.

APÊNDICE B

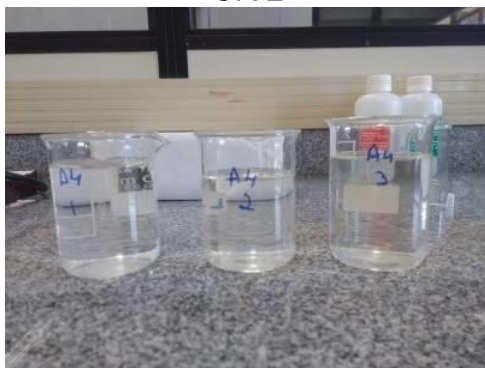
Fotografia 6 – Aspecto visual dos testes de jarros utilizando os CR's 2, 3, 4, 5 e 6



CR 2



CR 3



CR 4



CR 5



CR 6

Fonte: Registrada pela autora.