UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Keila Fernanda Hedlund Ferrari

INFLUÊNCIA DA OZONIZAÇÃO NA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Santa Maria, RS
2020

Keila Fernanda Hedlund Ferrari

INFLUÊNCIA DA OZONIZAÇÃO NA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil.**

Orientador: Prof. Dr. Elvis Carissimi

Santa Maria, RS
2020

Hedlund Ferrari, Keila Fernanda
INFLUÊNCIA DA OZONIZAÇÃO NA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA / Keila Fernanda Hedlund Ferrari.- 2020.
186 p.; 30 cm

Orientador: Elvis Carissimi
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2020

1. Estação de tratamento de água 2. Tratamento de lodo 3. Desidratação 4. Geotêxtil 5. Ozônio I. Carissimi, Elvis II. Título.

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

© 2020
Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001

Todos os direitos autorais reservados a Keila Fernanda Hedlund Ferrari. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho somente ponderá ser feita mediante a citação da fonte.
E-mail: keilahedlund@gmail.com

Keila Fernanda Hedlund Ferrari

INFLUÊNCIA DA OZONIZAÇÃO NA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil.**

Aprovado em 29 de janeiro de 2020:

Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)
(Presidente /Orientador)

Ramiro Gonçalves Etchepare, Dr. (UFPR)

Victor Alcaraz Gonzalez, Dr. (UDG)

Ana Beatris Souza de Deus Brusa, Drª. (UFSM)

Alexandre Swarowsky, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2020

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, por ter abençoado a minha caminhada e pela oportunidade de concluir mais esta etapa da minha vida. Toda a honra, glória e louvar são Teus!!!

A meus pais, Valmir e Ivone pela força e incentivo a lutar pelos meus ideais. Assim como o carinho e amor incondicional que me deram durante toda a minha vida e durante meus estudos, sempre me fortalecendo e apoiando para continuar nessa jornada.

Ao meu esposo Marlon, por ser um grande companheiro e cúmplice nos momentos de dificuldade e alegria, pelo carinho, amor e paciência. Por sempre estar ao meu lado me incentivando e nunca ter deixado eu desistir desse sonho!!!

Ao meu orientador Elvis Carissimi pelo apoio, confiança e conhecimento transmitido, pelo suporte e seus incentivos. Por ter acreditado em meu potencial.

Ao Manoel pela ajuda com os experimentos, por ter acompanhado a pesquisa e pelos inúmeros conselhos.

Aos meus companheiros e amigos da sala rosa, pela troca de conhecimentos e incentivo. A todos os meus amigos que conquistei durante esta etapa, pela amizade, pelos bons momentos que passamos juntos, pelos conselhos e apoio.

À São Gabriel Saneamento pela disponibilidade e ótimo atendimento durante as coletas de lodo, e fornecimentos de dados fundamentais para a realização desta pesquisa.

À Universidade Federal de Santa Maria, pela infraestrutura disponibilizada para a realização das atividades e pelo ensino gratuito e de qualidade.

À CAPES pelo auxílio financeiro, por meio de bolsa de estudo, concedida para a realização deste estudo.

Por fim, a todos que de alguma forma ajudaram, agradeço!!!!

Muito Obrigada!!!!!

Nem olhos viram, nem ouvidos ouviram, nem jamais penetrou o coração humano,
o que Deus tem preparado para aqueles que O amam (1 Coríntios 2.9).

RESUMO

INFLUÊNCIA DA OZONIZAÇÃO NA DESIDRATAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

AUTORA: Keila Fernanda Hedlund Ferrari
ORIENTADOR: Elvis Carissimi

Para tratar a água visando o consumo humano são realizadas várias operações unitárias nas Estações de Tratamento de Água (ETAs), contudo a potabilização da água acarreta a geração elevada de resíduos. O descarte do lodo nos corpos hídricos causa uma série de prejuízos ao ambiente, por isso os resíduos de ETAs devem ser tratados e dispostos adequadamente. O tratamento do lodo visa a redução da umidade e a destinação adequada do material sólido. A desidratação aumenta a concentração de sólidos, reduzindo o volume de lodo. No tratamento do lodo, a ozonização pode influenciar positivamente a desidratação. O ozônio (O_3) é um oxidante capaz de degradar diversos compostos, assim como liberar a água da partícula de lodo. Contudo, ainda não há estudos na literatura sobre a utilização do ozônio para o tratamento de lodos de ETAs. Deste modo, este estudo objetivou avaliar a influência da ozonização nas características do lodo adensado e na água clarificada, assim como investigar o efeito da ozonização para a desidratação do lodo da ETA de São Gabriel/RS (Brasil). A investigação experimental foi dividida em quatro etapas: ensaios preliminares, com a determinação dos efeitos da ozonização e adensamento do lodo; avaliação da desidratação, identificando a influência da pré-ozonização e floculação para o desague do lodo; avaliação da água clarificada e do lodo adensado, após a pré-ozonização e floculação; desidratação em geotêxtil, determinando a influência da ozonização e floculação na drenagem e desidratação do lodo. Os resultados da primeira etapa evidenciaram que o tempo de sedimentação alterou apenas o teor de sólidos totais (ST) e sólidos totais fixos (SFT), enquanto o O_3 teve efeito sob os todos os parâmetros avaliados. O tratamento com maior dosagem de ozônio (1,1 gO_3/g ST) resultou em maiores concentrações de ST (39,15 g/L), SFT (28,90 g/L), remoção de carbono total (13% C) e solubilização de alumínio (88,56 mg/L Al), e menores tamanho de partícula (42,6 µm TP) e pH (3,6). A combinação do tratamento por ozonização e floculação apresentou menor resistência específica a filtração (REF) para o lodo, com resultados entre 3,19 - 5,85E+12 m/kg. Os resultados das melhores condições de dosagens de ozônio e polímero foram de 0,24 gO_3/g ST e 4 mg pol/g ST. Posterior a pré-ozonização e floculação nas dosagens aplicadas a água clarificada apresentou menor turbidez, cor, pH, alumínio, ferro e chumbo, mas maior condutividade, concentração de ânions (fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato), manganês e bário. O lodo obteve maior concentração de ST (22,14±1,14 g/L) e TP (42,63±1,48 µm), e menor índice volumétrico do lodo (IVL) (22,6±0,65 mL/g), com potencial zeta (PZ) negativo. A utilização de geotêxtil para lodo ozonização e floculação resultou em uma melhor drenagem e desidratação, com maior volume acumulado drenado (4519,5 mL) e menor turbidez (12 NTU) ao final do tempo de drenagem (90 minutos). Maior teor de ST (10,94±0,93 %), menor umidade (9,02±0,67% U) e teor de C (6,90±0,18%), com eficiência de desidratação (ED) de 89,9%. A influência da ozonização para a desidratação do lodo demostrou ser eficiente com melhora significativa na desidratação do lodo da ETA em estudo.

Palavras-chave: Estação de tratamento de água. Resíduos. Tratamento de lodo. Adensamento. Desidratação. Geotêxtil. Ozônio.

ABSTRACT

INFLUENCE OF OZONATION ON THE WATER TREATMENT PLANTS SLUDGE DEHYDRATION

AUTHOR: Keila Fernanda Hedlund Ferrari
ADVISOR: Elvis Carissimi

To treat water aiming human consumption various unit operations are required at the Water Treatment Plants (WTPs), however, the potabilization of water leads to high waste generation. Disposal of sludge in water bodies causes a lot of damage to the environment, so waste WTPs must be treated and disposed of properly. Sludge treatment aims at reducing moisture and proper disposal of solid material. Dehydration increases solids concentration, reducing sludge volume. In sludge treatment ozonation can positively influence dehydration. Ozone (O_3) is an oxidizer capable of degrading several compounds, as well as releasing water from the sludge particle. However, there are no studies in the literature on the use of ozone for the treatment of WTP sludge. Thus, this study aimed to evaluate the influence of ozonation on the characteristics of thickened sludge and clarified water, as well as to investigate the effect of ozonation on the sludge dewatering WTP of São Gabriel/RS (Southern Brazil). The experimental investigation was divided into four stages: Preliminary tests, determining the effects of ozonation and thickening of sludge; Dehydration Evaluation, identifying the influence of pre-ozonation and flocculation for sludge dewatering; Evaluation of clarified water and thickened sludge after pre-ozonation and flocculation; Geotextile dehydration, determining the influence of ozonation and flocculation on sludge drainage and dehydration. The results of the first stage showed that the sedimentation time changed only the total solids (TS) and fixed total solids (TFS) content, while O_3 had an effect on all evaluated parameters. Treatment with higher ozone dosage (1.1 gO_3/gST) resulted in higher concentrations of TS (39.15 g/L), TFS (28.90 g/L), total carbon removal (13% C) and aluminum solubilization. (88.56 mg/L Al), and lower particle size (42.6 µm PS) and pH (3.6). The combination of ozonation and flocculation treatment presented lower specific resistance to filtration (SRF) for sludge, with results between 3.19 - 5.85E+12 m/kg. The optimized ozone and polymer dosing results were 0.24 gO_3/gST and 4 mg pol/gST. After pre-ozonation and flocculation in dosages applied to clarified water showed lower turbidity, color, pH, aluminum, iron and lead, but higher conductivity, anion concentration (fluoride, chloride, nitrate and sulfate), manganese and barium. The sludge obtained higher concentration of TS (22.14±1.14 g/L) and PS (42.63±1.48µm), and lower sludge volumetric index (IVS) (22.6±0.65 mL/g), with negative zeta potential (ZP). The use of geotextile for ozonation and flocculation sludge obtained the best drainage and dehydration, with higher accumulated drainage volume (4519.5 mL) and lower turbidity (12 NTU) at the end of the drainage time (90 minutes). Higher TS content (10.94±0.93%), lower moisture (9.02±0.67% M) and C content (6.90±0.18%), with dehydration efficiency (DE) of 89.9%. The influence of ozonation on sludge dehydration has been shown to be efficient with a significant improvement in WTP sludge dehydration under study.

Keywords: Water Treatment Plant. Waste. Sludge treatment. Thickening. Dehydration. Geotextile. Ozone.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Número de publicações por ano utilizando como palavras-chave lodo e estação de tratamento de água (do inglês *sludge, water treatment plant*) 21
Figura 2 - Córrego Carioca antes e após o lançamento de lodo de decantadores da ETA-Itabirito, Minas Gerais 38
Figura 3 - Fluxograma de uma estação convencional com tratamento de lodos.....42
Figura 4 - Esquema ilustrativo da clarificação e adensamento.....45
Figura 5 - Destinação do lodo dos Municípios Brasileiros em porcentagem.....53
Figura 6 - Comparação de locais de destinação do lodo no Reino Unido (1999), Estados Unidos (2006) e Japão (2011) 54
Figura 7 - Mecanismos de decomposição direta e indireta do ozônio em meio aquoso (MO = matéria orgânica; MOox = matéria orgânica oxidada) 59
Figura 8 - Localização do Munícipio e da Estação de Tratamento de Água de São Gabriel.....62
Figura 9 - Estação de Tratamento de Água de São Gabriel 63
Figura 10 - Vista geral de ETA de São Gabriel 64
Figura 11 - Higienização dos decantadores da ETA de São Gabriel. (a) lodo acumulado em um decantador; (b) processo de higienização de um dos decantadores 65
Figura 12 - Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) (a) tanque de equalização; (b) geotêxtil 65
Figura 13 - Fluxograma de funcionamento da ETA e UTR de São Gabriel 66
Figura 14 - Organograma que descreve o desenvolvimento das principais etapas e fases da pesquisa, e a quantidade de ensaios realizados.....68
Figura 15 – Ensaios de ozonização. (a) reator com 150 mL de lodo; (b) reator com 5000 mL de lodo ..71
Figura 16 - Representação esquemática da pré-ozonização do lodo da ETA 72
Figura 17 - Ensaios em Teste de Jarros com diferentes dosagens de Polímero Catiônico 73
Figura 18 - Representação esquemática da pré-ozonização, floculação e sedimentação do lodo 74
Figura 19 - Adensamento de lodo de ETA com diferentes dosagens de ozônio e períodos de sedimentação 75
Figura 20 - Gráfico típico dos valores de (t/v) em função de v, para obtenção de b no cálculo de resistência específica 76
Figura 21 - Equipamentos utilizados para determinação da resistência específica.....77
Figura 22 - Representação esquemática das amostras para os ensaios de desidratação do lodo 80
Figura 23 - Aparato experimental para os ensaios de desidratação em geotêxtil 81
Figura 24 - Drenagem do lodo e abertura dos geotêxtil. (a;c) amostra LB; (b; d) amostra LO 81

ARTIGO 1

Figure 1 - Location of the São Gabriel Water Treatment Plant 86
Figure 2 - Pareto graph expressing the effect of ozone injection and sedimentation time in WTP sludge regarding the TS (a), TFS (b), d50 PS (c), C removal (d), pH (e), and recovered Al (f) ……...91
Figure 3 - Contour graph expressing the influence of the injection of ozone and the sedimentation time in WTP sludge regarding the TS (a), TFS (b) and d50 PS (c) 94
Figure 4 - Contour graph expressing the influence of the injection of ozone and the sedimentation time in WTP sludge regarding the C removal (a), pH (b) and recovered Al (c) 96

ARTIGO 2

Figure 1 - Schematic representation of the sludge pre-ozonation, flocculation, and sedimentation …105
Figure 2 - areto chart expressing the effect of the ozone and polymer concentration on WTP sludge regarding the SRF 111
Figure 3 - Influence of the ozone and polymer dosages on the WTP sludge regarding the SRF for a chart expressing the response surface (a) and contour surface (b) 113

ARTIGO 3

Figura 1 - Representação esquemática da pré-ozonização do lodo da ETA 123

Figura 2 - Comparação entre a água clarificada do tratamento e controle em relação a distribuição do percentual de (a) ânions e (b) metais 128

Figura 3 - Correlação entre o TP e o IVL do lodo 131

Figura 4 - Difratograma de Raio X do Lodo da ETA para o Tratamento e o Controle 132

Figura 5 - Espectro de FTIR do Lodo da ETA para o tratamento e controle 133

Figura 6 - Imagem de MEV do lodo: (a) tratado a magnificação de 500X; (b) tratado a magnificação de 2000X; (c) controle a magnificação de 500X; (d) controle a magnificação de 2000X 134

ARTIGO 4

Figura 1 - Fluxograma de funcionamento da ETA e UTR de São Gabriel 146

Figura 2 - Imagem de MEV do geotêxtil: (a) magnificação de 50X; (b) magnificação de 100X.....147

Figura 3 - Representação esquemática do ensaio de desidratação em geotêxtil 148

Figura 4 - Resultado dos ensaios em geotêxtil referente ao volume acumula e a turbidez ao longo do tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C 151

Figura 5 - Teor de ST, U e C do lodo para os ensaios em geotêxtil referente para os tratamentos LB, LF e LO após o tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C 152

Figura 6 - Eficiência de desidratação do lodo para os ensaios em geotêxtil referente para os tratamentos LB, LF e LO após o tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C 154

Figura 7 - Difratograma de Raio X do lodo desidratado em geotêxtil para os tratamentos LB, LF e LO 155

Figura 8 - Espectro de FT-IR do lodo desidratado em geotêxtil para os tratamentos LB, LF e LO 156

Figura 9 - Imagem de MEV de fragmentos de lodo: (a) LB a magnificação de 1000X; (b) LF a magnificação de 1000X; (c) LO a magnificação de 1000X; (d) LB a magnificação de 5000X; (e) LF a magnificação de 5000X; (f) LO a magnificação de 5000X 157

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tratamento requerido em função da classificação das águas 26
Tabela 2 - Características dos lodos gerados em ETAs 31
Tabela 3 – Concentrações de metais para lodos de diferentes ETAs 32
Tabela 4 - Compostos orgânicos detectados em lodos de ETA 33
Tabela 5 - Indicativo da quantidade de lodo produzida anualmente em alguns países 35
Tabela 6 - Relação entre água potável produzida e lodo gerado em diferentes ETAs 35
Tabela 7 - Propriedades do ozônio 58
Tabela 8 - Parâmetros, métodos, equipamentos e laboratórios utilizados para a determinação das análises físico-químicas do lodo 78
Tabela 9 - Parâmetros e equipamento utilizado na caracterização microestrutural, morfológica e elementar do lodo.....79

ARTIGO 1

Table 1 - Characterization of physicochemical parameters and composition of oxides of the sludge from the WTP of São Gabriel through XRF 87
Table 2 - Matrix of the RCCD (actual and encoded values) with results expressed relative to the characteristics of the clarified water and the thickened sludge after ozonation and sedimentation 89
Table 3 - ANOVA for the characteristics of the densified sludge and the clarified water after ozonation and sedimentation 93

ARTIGO 2

Table 1 - Mean results of turbidity and remaining color of the clarified water deriving from the flocculation in jar tests for each polymer type and dosage. Initial conditions of the experiment: Color 42.090±771 uC, Turbidity 1250±10 NTU, TS 10.6±0.01g/L, pH 6.2±0.03 107
Table 2 - Mean results of the remaining turbidity of the clarified water and the SRF of the densified sludge resulting from the treatment with and without pre-ozonation and flocculation for different dosages of cationic polymer P-2900. Initial conditions of the experiment: Color 46,255.95±817.23 uC, Turbidity 1,222.5±8.23 NTU, TS 7.7±0.01 g/L, and pH 6.3±0.15 109
Table 3 - Matrix of the RCCD (real and encoded values) with results expressed relative to the characteristics of the densified sludge after pre-ozonation and flocculation with cationic polymer P-2900 110
Table 4 - ANOVA for the specific resistance to filtration of the densified sludge after pre-ozonation and flocculation 112

ARTIGO 3

Tabela 1 - Opções de reutilização do lodo de ETAs 121
Tabela 2 - Resultados médios da cor aparente, turbidez, condutividade, pH, ânions e metais da água clarificada para o tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e o controle. Condições iniciais do experimento: Cor Aparente 46035±441,8 uC; Turbidez 1245,6±15,3 NTU; ST 10,2±0,18 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,55±0,9 °C 127
Tabela 3 - Resultados médios do ST, IVL, DP e PZ do lodo adensado para o tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e o controle. Condições iniciais do experimento: Cor Aparente 46035±441,8 uC; Turbidez 1245,6±15,3 NTU; ST 10,2±0,18 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,55±0,9°C 128
Tabela 4 - Mapeamento da composição química do lodo da ETA por EDS 135

ARTIGO 4

Tabela 1 - Análise quantitativa de óxidos por FRX 158

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AWWA - American Water Work Association

CEDAE - Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CCO - Centro de controle operacional

COT - Carbono orgânico total

C - Carbono

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

DESA - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto da Prefeitura Municipal de Porto Alegre

DQO - Demanda química de oxigênio

DRX - Difração de Raio-X

ECOSAN - Saneamento Ecológico

EDS - Dispersão de Energia de Raios-X

ED - Eficiência de Desidratação

EPA - *Enviromental Protection Agency*

ETA - Estação de tratamento de água

ETAs - Estações de tratamento de água

ETE - Estação de tratamento de esgoto

ETEs - Estações de tratamento de esgoto

ETR - Estação de tratamento de resíduos

ETRs - Estações de tratamento de resíduos

FAD - Flotação por ar dissolvido

FTIR - Espectrofotometria de Infravermelho com Transformada de Fourier

FRX - Espectrofotometria de Fluorescência de Raios-X

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IVL - Índice Volumétrico do Lodo

LAQIA - Laboratório de Análises Químicas, Industriais e Ambientais

LAPAM - Laboratório de Processos Ambientais

LEMA - Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente

MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura

MO - Matéria orgânica

NBR - Norma Brasileira

O_2 - Oxigênio

O_3 - Ozônio

OD - Oxigênio dissolvido

PAC - Cloreto de polialumínio

PCJ - Consórcio das Bacias Hidrográficas Piracicaba, Capivari e Jundiaí

POAs - Processos oxidativos avançados

pH - Potencial hidrogeniônico

PZ - Potencial Zeta

REF - Resistência Específica a Filtração

RETA - Resíduo de estações de tratamento de água

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SDT - Sólidos dissolvidos totais

SSF - Sólidos em suspensão fixos

SST - Sólidos em suspensão totais

SSV - Sólidos em suspensão voláteis

ST - Sólidos totais

STF - Sólidos totais fixos

STV - Sólidos totais voláteis

TP - Tamanho da partícula

U - Umidade

UTR - Unidade de Tratamento de Resíduos

SUMÁRIO

RESUMO 7
ABSTRACT 9
LISTA DE ILUSTRAÇÕES 11
LISTA DE TABELAS 13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS 15
1. APRESENTAÇÃO 19
1.1 INTRODUÇÃO 19
1.1.1 Justificativa 21
1.1.2 Objetivos 23
1.2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 25
1.2.1 Tratamento de Água 25
1.2.2 Resíduos de ETAs 27
1.2.3 Características dos RETAs 29
1.2.4 Aspectos legais e classificação dos RETAs 35
1.2.5 Impactos ambientais e toxicidade dos lodos de ETAs 38
1.2.6 Tratamento de lodos de ETAs 39
1.2.6.1 Adensamento 43
1.2.6.2 Desidratação/Desaguamento 48
1.2.6.3 Disposição final e alternativas de tratamento do lodo de ETAs 52
1.2.7 Processo de Ozonização 58
1.2.7.1 Ozonização no Tratamento de Lodos 60
1.3 MATERIAL E MÉTODOS 61
1.3.1 Descrição da ETA de São Gabriel 61
1.3.1.1 Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) 64
1.3.2 Organização Experimental 66
1.3.2.1 Infraestrutura e Etapas da Pesquisa 66
1.3.2.2 Coleta do Lodo 69
1.3.3 Ensaios de Ozonização 69
1.3.4 Processo de Floculação 72
1.3.5 Adensamento por Gravidade/Sedimentação 74
1.3.6 Resistência Específica a Filtração (REF) 75
1.3.7 Caracterização Físico-Química 78
1.3.8 Caracterização Micro-estrutural e Elementar 79
1.3.9 Desidratação do Lodo por Geotêxtil 79
2. ARTIGO 1 - The Influence of Ozonation on Water Treatment Plant Sludge: Evaluation of clarified water and thickened sludge 83
2.1 INTRODUCTION 83
2.2 METHODOLOGY 85
2.2.1 WTP under study and sludge characterizationde São Gabriel 85
2.2.2 Sludge ozonation 87
2.2.3 Experimental Design 88
2.2.4 Evaluated responses 88
2.3 RESULTS AND DISCUSSION 89
2.3.1 Responses evaluated in the Rotational Central Composite Design (RCCD) 89
2.3.2 The effects of ozone injection and sedimentation on WTP sludge 90
2.4 CONCLUSIONS 96
REFERENCES 97
3. ARTIGO 2 - Water Treatment Plant Sludge Dehydration by Pre-Ozonation and Flocculation 101

3.1 INTRODUCTION 101
3.2 METHODOLOGY 103
3.2.1 Sludge collection and storage 103
3.2.2 Polymer selection 103
3.2.3 Evaluation of pre-ozonation in sludge flocculation and dehydration 104
3.2.4 Optimization of the ozone and polymer dosage for sludge flocculation and dehydration 105
3.3 RESULTS AND DISCUSSION 106
3.3.1 Polymer selection 106
3.3.2 Evaluation of pre-ozonation in sludge flocculation and dehydration 108
3.3.3 Optimization of the ozone and polymer dosage for sludge flocculation and dehydration 110
3.4 CONCLUSIONS 114
REFERENCES 114
4. ARTIGO 3 - Caracterização da água clarificada e do lodo adensado resultante de tratamento por pré-ozonização e floculação em lodo de ETA 119
4.1 INTRODUÇÃO 119
4.2 METODOLOGIA 122
4.2.1 Origem e coleta do lodo 122
4.2.2 Design Experimental 122
4.2.3 Parâmetros avaliados na água clarificada 124
4.2.4 Parâmetros avaliados no lodo adensado 124
4.2.5 Caracterização Microestrutural e Elementar do lodo 125
4.2.6 Análise Estatística 125
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 126
4.3.1 Parâmetros avaliados na água clarificada 126
4.3.2 Parâmetros avaliados no lodo adensado 129
4.3.3 Caracterização Microestrutural e Elementar do lodo 131
4.4 CONCLUSÃO 135
REFERÊNCIAS 136
5. ARTIGO 4 - Desidratação de lodo de Estação de Tratamento de Água por geotêxtil: influência da ozonização e floculação 143
5.1 INTRODUÇÃO 143
5.2 METODOLOGIA 145
5.2.1 ETA em estudo e caracterização do geotêxtil 145
5.2.2 Ozonização do lodo 147
5.2.3 Design Experimental 147
5.2.4 Avaliação da drenagem em geotêxtil 148
5.2.5 Caracterização microestrutural e elementar 149
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 150
5.3.1 Avaliação da drenagem e desidratação em geotêxtil 150
5.3.2 Caracterização Microestrutural e Elementar 154
5.4 CONCLUSÃO 158
REFERÊNCIAS 159
6. DISCUSSÃO 163
7. CONCLUSÃO 167
8. RECOMENDAÇÕES 169
REFERÊNCIAS 171
APÊNDICE A - CALIBRAÇÃO DO GERADOR DE OZÔNIO 185
ANEXO A - FICHA TÉCNICA DO GEOTÊXTIL 186

1. APRESENTAÇÃO

1.1 INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Água (ETAs) são indústrias produtoras de água potável, representadas principalmente pelas ETAs de ciclo completo. Compostas pelos processos e operações de: captação da água em manancial (água bruta); coagulação; floculação; decantação (ou flotação); filtração; desinfecção e fluoretação. Durante o tratamento nas unidades de coagulação e floculação são adicionados produtos químicos, que visam a remoção de impurezas.

Para fornecer um produto com qualidade requerida para o consumo, a água tratada deve atender os padrões de potabilidade, estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5, Anexo XX (BRASIL, 2017). Mas a transformação da água bruta em água potável acarreta a geração de resíduos, como subprodutos do processo. O lodo de ETAs compreende todos os resíduos produzidos durante o tratamento de água. Em quase sua totalidade, os resíduos ficam retidos nos decantadores (ou flotadores) e filtros das ETAs. A limpeza dessas unidades ocasiona o acúmulo de lodo.

A principal característica dos lodos de ETAs é serem compostos basicamente de água e sólidos em suspensão, com umidade geralmente maior que 90%. Também são compostos por substâncias orgânicas e inorgânicas, como: silte, argila, areia, metais, bactérias, partículas húmicas, soluções dissolvidas, e produtos químicos. Contudo, as características físico-químicas dos lodos variam muito, principalmente por fatores relacionados à qualidade da água bruta, dosagem de produtos químicos utilizados e forma de limpeza dos decantadores e filtros.

Em países em desenvolvimento, o lodo geralmente é lançado em corpos hídricos, dispostos a jusante do manancial de captação, tornando estes resíduos um problema de poluição ambiental. Uma estimativa realizada prevê que apenas o Brasil produza, teoricamente, $3{,}933 \times 10^5$ toneladas de sólidos secos por ano, o que representa 1077 toneladas de sólidos por dia (estimativa realizada com base em dados do SNIS, 2020 e Reali, 1990). O descarte desse resíduo em cursos d'água acarreta grandes prejuízos para o ecossistema, como assoreamento, deterioração da qualidade da água e mortandade de peixes, além de ser potencialmente tóxico, aos seres humanos, organismos aquáticos e plantas.

Exigências legais e pressões ambientais são fomento para a mudança desse quadro, visando a ampliação do tratamento, a disposição e destinação adequada desses resíduos. Dentre os instrumentos legais que visam controlar o descarte inadequado do lodo pode-se citar: a Lei

n° 6.938, da Política Nacional do Meio Ambiente; a Lei nº 9.433, sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos; a Lei nº 9.605, sobre Crimes Ambientais; a Lei n° 11.445, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. No Rio Grande do Sul ainda pode-se complementar com: a Lei sobre a Gestão dos Resíduos (nº 9.921/1993); o Código Estadual do Meio Ambiente (nº 15.434/2020); e a Lei que instituiu a Política Estadual de Resíduos Sólidos (nº 14.528/2014).

O tratamento do lodo visa a redução de umidade e a destinação adequada do material sólido, diminuindo impactos ambientais. Como o lodo apresenta alto teor de água, a redução do volume do lodo é um fator decisivo para a gestão bem-sucedida. No tratamento dos lodos de ETAs, o processo de floculação é indispensável para se ter bons resultados, pois promove a aglomeração das partículas. A eficiência e utilização de polímeros já é consolida, auxiliando efetivamente a desidratação do lodo. Mas um dos principais fatores limitantes do tratamento dos lodos de ETAs é a remoção de água do resíduo, com índices adequados de desidratação. Nas estações de tratamento de resíduos, a desidratação visa aumentar a concentração de sólidos, reduzindo seu volume e removendo ao máximo a água do lodo. A desidratação pode ser realizada naturalmente ou por equipamentos mecânicos.

Na desidratação dos lodos, uma técnica promissora está sendo cada vez mais empregada, a utilização de geotêxtil. A desidratação por geotêxtil é a técnica de separação de sólidos e líquido que usa o geotêxtil como meio filtrante, ocorrendo simultaneamente a retenção de sólidos e expulsão de água. Esse método de desidratação natural requer maiores áreas para a disposição do geotêxtil, em comparação com a desidratação mecânica, mas apresenta como principal vantagem o baixo custo, o elevado teor de sólidos e viabilidade técnica.

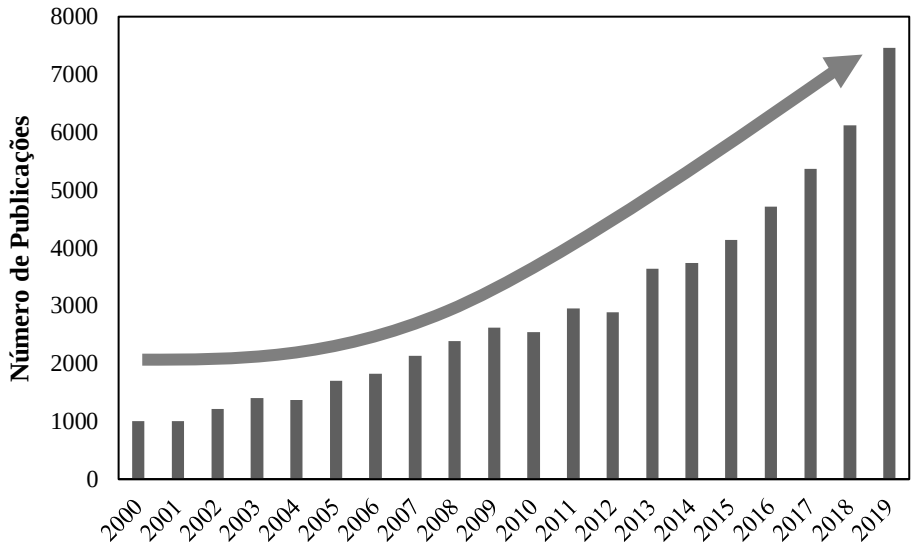
Em busca de novas alternativas que possam auxiliar no tratamento de lodos de ETAs, o ozônio apresenta-se como uma alternativa atraente. A adição de ozônio vem sendo realizada para o tratamento de diversos tipos de lodo, principalmente lodos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Diversos autores destacam que a ozonização de lodos acarretou: melhoria da sedimentação e desidratação do lodo (PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016; FALL et al., 2018); redução gradual do pH e solubilização de metais (PARK et al., 2008; CHU et al., 2009); diminuição da proporção de sólidos totais voláteis por sólidos totais (STV/ST) (CHU et al., 2009); e mineralização da matéria orgânica (PARK et al., 2003; MAHMOUD e FREIRE, 2007; PARK et al., 2008; FALL et al., 2018). A associação da pré-ozonização seguida da floculação também propiciou melhor desidratação aos lodos em diversos estudos (CHENG et al., 2011; JEKEL, 1998; GENZ et al., 2011).

Mas poucos trabalhos dão enfoque a oxidação do lodo para melhorar a sua desidratação, enfatizando a ozonização como um método de pré-tratamento (PARK et al., 2003). Para lodos de ETAs não foram encontrados relatos na literatura da aplicação do ozônio e as possíveis alterações que a inclusão desse processo possa ocasionar, tanto na água clarificada como no lodo adensado e/ou desidratado.

1.1.1 Justificativa

O presente trabalho aborda a necessidade do tratamento de resíduos gerados em ETAs para evitar a disposição inadequada em corpos hídricos, focado na influência da ozonização para o tratamento do resíduo por desidratação. A relevância do tema pode ser verificada na Figura 1, a qual apresenta a evolução de publicações que relatam sobre a temática lodos de ETAs. Como apresentado, há um crescente interesse científico por esse tema, principalmente devido as exigências legais e pressões ambientais para evitar a degradação dos mananciais e promover a disposição e destinação final ambientalmente adequada desse tipo de resíduo.

Figura 1 - Número de publicações por ano utilizando como palavras-chave lodo e estação de tratamento de água (do inglês *sludge, water treatment plant*).



Fonte: Base de dados *Science Direct* (2020).

Apesar do grande número de publicações, é baixo o percentual das produções que se referem ao tratamento de lodos de ETAs por adensamento e desidratação. Ao pesquisar, na base

de dados da *Science Direct* os termos chaves: lodo; estação de tratamento de água; adensamento; e desidratação (do inglês *sludge; water treatment plant; thickening; dehydration*), encontram-se 634 trabalhos entre os anos 2000 a 2019. Ao inserir o tópico "ozônio" (*ozone*) o resultado encontrado pela busca cai para 158 trabalhos. Destas publicações, a maior parte são focadas no tratamento de lodo de esgoto, reforçando que o tratamento de lodo de ETAs é uma área de pesquisa com várias lacunas.

Outro fator determinante para o desenvolvimento da pesquisa e sua relevância científica, é o potencial de contaminação gerado pelos resíduos de ETAs. No Brasil, 2.098 municípios têm geração de lodo no processo de potabilização da água. Destes, 67,4% destinam o lodo para mananciais, e apenas 2,4% dos municípios reaproveitam o lodo de alguma maneira (IBGE, 2010). No Brasil, a maior ETA é a Guandu, localizado no Rio de Janeiro, e está no Guinness Book como a maior ETA do mundo, fornecendo água para mais de 9 milhões de pessoas (CEDAE, 2019). Como consequência, várias toneladas de lodo são produzidas pela ETA e lançadas todos os dias na Baía de Guanabara, um importante ponto turístico do Brasil.

Além disso, diante do exposto, a influência da ozonização sobre o tratamento de lodos de ETAs, é de fundamental importância e relevância, pois contribuirá com as pesquisas já desenvolvidas. A ozonização no tratamento de lodos de ETAs ainda não foi investigada, desta maneira, se faz necessário responder aos seguintes questionamentos: Os constituintes orgânicos do lodo serão afetados pela ozonização do lodo? Quais propriedades do lodo bruto são alteradas pela injeção de ozônio? Qual a influência da ozonização e floculação sobre a qualidade da água clarificada (sobrenadante resultante do adensamento) e do lodo adensado? O ozônio pode beneficiar a desidratação do lodo de ETAs? A drenagem e desidratação do lodo de ETA por geotêxtil pode ser influenciada pela pré-ozonização?

Perante os estudos realizados, verificou-se que é incipiente o uso e a compreensão da ozonização no tratamento do lodo de ETAs, assim como a avaliação do impacto sobre a qualidade da água clarificada, do lodo e da desidratação. A elucidação desses questionamentos concorre para a melhoria e desenvolvimento tecnológico do tratamento de lodos de ETAs e consiste na motivação desta tese, corroborando com a crescente preocupação da qualidade ambiental.

1.1.2 Objetivos

- Objetivo Geral

Avaliar a influência da ozonização nas características do lodo adensado e na água clarificada (sobrenadante resultante do adensamento), assim como investigar o efeito da ozonização para a desidratação do lodo da Estação de Tratamento de Água de São Gabriel, RS.

- Objetivos Específicos

- Avaliar o efeito da dose de ozônio aplicada e o período de sedimentação no lodo bruto da ETA, observando as alterações na água clarificada e no lodo adensado;
- Investigar entre os polímeros catiônicos estudados qual resulta em melhor floculação para as alíquotas de lodo adquirida da ETA de São Gabriel;
- Determinar a influência da pré-ozonização para a floculação e desidratação do lodo, e otimizar as dosagens de ozônio e polímero para a desidratação do lodo de ETA;
- Avaliar as alterações que a pré-ozonização seguida da floculação pode propiciar na água clarificada e no lodo adensado;
- Investigar a influência da ozonização seguida da floculação para a desidratação de lodos de ETAs por geotêxtil, em comparação com o emprego de lodo bruto e apenas floculado;
- Identificar as características microestruturais e elementares do lodo antes e após a ozonização, floculação e desidratação.

1.2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste item estão descritos os aspectos teóricos que fundamentaram a presente tese de doutorado. Foi realizada uma abordagem sobre o tratamento de água e a geração dos resíduos nas ETAs. Ressalta-se a origem e características dos lodos, assim como os impactos ambientais e toxicidade acarretados pelo descarte inadequado destes resíduos em mananciais superficiais. Quanto ao tratamento dos lodos destacou-se as técnicas de adensamento e desidratação, assim como a disposição final e formas alternativas de tratamento. Referente a ozonização de lodos, é sabido sobre sua utilização em estações de tratamento de esgotos (ETEs), mas ainda se faz necessário conhecer os impactos da pré-ozonização na desidratação de lodos de ETAs.

1.2.1 Tratamento de Água

No abastecimento público de água por meio de mananciais superficiais, as Estações de Tratamento de Água (ETAs) desempenham papel primordial para atingir os padrões de potabilidade, desenvolvendo a função de indústrias produtoras de água. Segundo a Portaria de Consolidação nº 5, Anexo XX (BRASIL, 2017) toda a água destinada para o consumo humano deve obedecer aos parâmetros de potabilidade, ou seja, os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. O tratamento da água bruta visa a remoção de patógenos, de matéria orgânica e substâncias tóxicas, mantendo a qualidade estética e protegendo a rede de distribuição contra corrosão e contaminação (LIBÂNIO, 2010; BONTON et al., 2012).

A qualidade da água bruta e qualidade final da água tratada são fundamentais na escolha da tecnologia de tratamento (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011). Com o intuito de padronizar a definição das técnicas de tratamento o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define por meio da Resolução 357 de 2005, o tratamento requerido conforme a classificação da água bruta. A Tabela 1 mostra as classes e o nível de tratamento requerido. Ressalta-se que as águas de Classe 4 não são recomendadas ao abastecimento público, e sim para usos menos nobres.

Nas estações de tratamento de água do Brasil ocorre a predominância do tratamento convencional (DI BERNARDO e DANTAS, 2005; ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013), composto pelos processos de: coagulação; floculação; decantação; filtração; e desinfecção, podendo existir algumas variações entre as estações, como a substituição da etapa de sedimentação pela flotação, ou o tipo de filtração utilizada.

Tabela 1 - Tratamento requerido em função da classificação das águas.

Classificação	Tratamento Requerido
Classe Especial	Desinfecção
Classe 1	Tratamento Simplificado
Classe 2	Tratamento Convencional
Classe 3	Tratamento Convencional ou Avançado
Classe 4	Águas destinadas a usos menos exigentes

Fonte: Adaptado CONAMA 357 (2005).

No tratamento, a coagulação e floculação desempenham um papel de grade importância para a remoção da maior parte de impurezas da água bruta (KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014). As quais podem ser tanto material mineral como orgânico, apresentando partículas de diferentes tamanhos (suspensão, estado coloidal e em solução) (RICHTER, 2009; CHERIFI et al., 2011). Para remover as impurezas são utilizados coagulantes, que propiciam a desestabilização das cargas elétricas das partículas (AWWA, 1987; CENTURIONE FILHO e DI BERNARDO, 2000; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016), permitindo a formação de agregados com densidade superior ao da água, estes serão removidos nas etapas subsequentes, representas pelas unidades de decantação (ou flotação) e filtração.

A coagulação ocorre pela adição de produtos químicos, como sais de alumínio e ferro, ou polímeros orgânicos (RICHTER, 2009; HOWE et al., 2012). Entre os coagulantes há predomínio na utilização de sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), cloreto férrico ($FeCl_3$) e sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$ (SALES e SOUZA, 2009; CHERIFI et al., 2011; HEGAZY, FOUAD, HASSANAIN, 2012; HOWE et al., 2012), por apresentarem principalmente baixo custo, fácil transporte e grande disponibilidade.

Como qualquer indústria, as ETAs também produzem resíduos, resultantes do processo de potabilização. O que acarreta a geração de uma quantidade elevada de lodo, como subproduto do processo. A partir do tratamento da água vários milhões de toneladas de lodo são produzidas anualmente (PETRUZELLI et al., 2000).

Devido a urbanização e o incremento populacional ocasionado nos últimos anos, a demanda por água potável elevou-se proporcionalmente. O que requer ampliação do sistema de tratamento e distribuição (AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016). Concomitante, a degradação dos recursos hídricos ocorre em ritmo acelerado. Estes fatores que contribuem

significativamente para o aumento da geração de lodo, evidenciado pelo aumento de sólidos em suspensão na água bruta, maior uso de produtos químicos no processo de clarificação e aumento da produção de água potável.

1.2.2 Resíduos de ETAs

A transformação da água bruta em água potável acarreta na geração de resíduos nos diferentes processos unitários realizados na ETA. O termo "lodo de ETAs" abrange todos os resíduos produzidos durante o tratamento de água (AWWA, 1987; KYNCL, 2008; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016), em todas as operações realizadas ocorre a geração de lodo (BOURGEOIS, WALSH e GAGNON, 2004). Entretanto, a maior parte dos materiais residuais é originado no processo de coagulação/floculação, os quais são retidos nas unidades de decantação (flotação) e filtração.

Assim, as etapas mais representativas na produção de resíduos são a sedimentação (ou flotação) e a filtração (REALI, 1999; RICHTER, 2001). Apesar de sua pequena contribuição, também ocorre geração de resíduos na limpeza de câmeras de floculação, pré-oxidação, de adsorção e pós-desinfecção (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

Em termos de geração de sólidos, os decantadores são responsáveis pela produção da maior parcela dos resíduos de estações de tratamento de água (RETAs). Do lodo gerado nas ETAs 60 a 95% de sólidos são acumulados nas unidades de decantação (flotação), apenas o restante fica retido nos filtros (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). Entretanto em termos volumétricos a maior parcela de lodo se deve a lavagem dos filtros, devido sua limpeza diária, resultando em maiores volumes, mas com baixo teor de sólidos.

Os lodos de ETAs são bastante diluídos, formados basicamente de água e sólidos em suspensão. Devido ao elevado conteúdo de água, os lodos geralmente apresentam umidade superior a 90% (NELLENSCHULTE e KAYSER,1997; WANG e LI, 2015; CORDEIRO, 1999; RAYNAUD et al., 2012). A água presente no lodo está na forma de: água livre; água intersticial; água vicinal e água de hidratação ligada a superfície das partículas. Dentre estas, apenas a água livre é mais facilmente removida do lodo (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

Os RETAs são compostos por substâncias orgânicas e inorgânicas (em estado sólido, líquido e gasoso), apresentando constituintes como: silte; argila; areia; metais; bactérias; partículas húmicas; soluções dissolvidas e produtos químicos aplicados no tratamento da água (AWWA, 1987; RICHTER 2001; FONTANA, 2004; BABATUNDE e ZHAO, 2007;

MIROSLAV, 2008; MUISA, HOKO e CHIFAMBA, 2011). Sua composição mineralógica é similar à de argilas (LIA e LIU, 2004; ZHAO, DOHERTY e DOYLE, 2011) e possui altos índices de material não biodegradável. Em trabalho realizado por Hedlund (2016) e Nair e Ahammed (2015), o lodo em estudo apresentou teor de sólidos suspensos fixos (SSF) de 76%, evidenciando o predomínio da fração inorgânica. Independente da qualidade da água ocorre altos índices de material inerte no lodo (CORDEIRO, 1993).

Contudo, as propriedades dos lodos podem apresentar grandes diferenças com elevado grau de variabilidade, ao logo do tempo em uma ETA ou entre diferentes ETAs, principalmente em função da água bruta captada. As diferenças podem ser em termos de composição biológica, física e química, acarretando mudanças em termos qualitativos e quantitativos (BOURGEOIS, WALSH e GAGNON, 2004; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016). O que ressalta a necessidade em analisar as características dos resíduos de forma individualizada.

As propriedades dos lodos dependem tipicamente da qualidade da água bruta, método de tratamento aplicado, dosagem e produtos químicos utilizados (KYNCL, 2008; VERRELLI, DIXON e SCALES, 2010; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014; TANTAWY, 2015; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016). Ou seja, dependem primordialmente das características dos corpos d'água e dos insumos utilizados no tratamento da água. Elevada concentração de cor e turbidez podem requerer grande adição de coagulantes durante o tratamento, aumentando a geração de lodos (BABATUNDE e ZHAO, 2007).

O tipo do coagulante é um fator decisivo nas propriedades dos RETAs. A utilização de sais de alumínio ou de ferro gera lodo com altas concentrações destes metais (RICHTER, 2001; SALES e SOUZA, 2009). Os lodos contendo sulfato de alumínio apresentam menor compactabilidade, consequentemente com maiores dificuldades de desidratação (ZHAO, 2004a). Em trabalho realizado por Verrelli, Dixon e Scales (2010) foi evidenciado que o tipo e dosagem de coagulante, e o pH de coagulação influenciam diretamente na produção e desidratação de lodos.

Existem outros fatores que podem interferir na qualidade e quantidade dos resíduos produzidos em uma ETA, entre os quais destacam-se (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011): característica da coagulação (como tipo de dosagem de coagulante/alcalinizante/ acidificante); uso, características e dosagem do auxiliar de coagulação; uso de oxidante; uso de carvão ativado pulverizado; método de limpeza dos decantadores (ou flotadores); método de lavagem dos filtros; habilidade dos operadores; automação dos processos de operação da ETA; e reuso da água recuperada no sistema de tratamento. As características do lodo produzido

também são afetadas pela sazonalidade da qualidade da água que os mananciais podem apresentar, como por exemplo, o aumento da turbidez em períodos de maiores precipitações, o eleva a quantidade de lodo produzido.

Os métodos de limpeza dos decantatores e a lavagem dos filtros são fatores que influenciam, principalmente, na concentração de sólidos dos RETAs. De acordo com o indicado pela literatura, a concentração de sólidos nos lodos de ETAs pode variar consideravelmente. Devido a menor ou maior "água" utilizada na respectiva operação. A concentração de sólidos em suspensão (SST) em decantadores na remoção mecanizada fica entre 5.000 a 20.000 mg/L, enquanto nas descargas hidráulicas este valor varia entre 2.000 a 10.000 mg/L (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011). Já, segundo os autores, a concentração de SST na água resultante da lavagem dos filtros varia entre 100 e 500 mg/L. Porém, segundo Richter (2001) os sólidos totais presentes nos tanques de decantação podem variar entre 1.000 a 40.000 mg/L (0,1 a 4%) e na água de lavagem dos filtros este valor é de 40 a 1.000 mg/L (0,004 a 0,1%). Já Cordeiro (1993), afirma que a concentração de sólidos totais dos decantadores pode ser ainda mais alta, podendo em alguns casos variar de 3.000 a 81.575 mg/L.

Dependendo do tipo de unidade e forma de limpeza utilizada nos decantadores os resíduos podem ficar retidos algumas horas, dias ou meses, antes de serem descartados, o que altera a concentração de sólidos presente nos lodos. Decantadores retangulares convencionais acumulam maiores quantidades de lodo até sua limpeza, acarretando impactos nas características do lodo como a dissolução de metais (REALI, 1999). Quanto a lavagem dos filtros, se esta operação é realizada de modo ineficiente, pode-se observar a redução das carreiras de filtração, transpasse de impurezas, diminuição da vida útil do meio filtrante e formação de bolas de lodo (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN 2011).

1.2.3 Características dos RETAs

O conhecimento dos parâmetros qualitativos e quantitativos dos RETAs é fundamental para definir os métodos de tratamento e disposição final do lodo. Dentre as características qualitativas vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos podem ser analisados, dentre estes destaca-se: a série de sólidos (totais e em suspensão), turbidez, pH, alcalinidade, indicativos de matéria orgânica (DBO, DQO e carbono orgânico total – COT, sólidos voláteis), micro-organismos (coliformes totais, termotolerantes, *E. coli*, cistos de Giárdia, oocistos de *Cryptosporidium*, contagem de ovos de helmintos), concentração de íons metálicos (bromo,

manganês, chumbo, entre outros), residuais de coagulantes (alumínio e ferro), e concentração de nitrogênio e fósforo (GUIMARÃES, 2007).

A determinação da série de sólidos é o principal parâmetro a ser analisado quando se refere a caracterização dos resíduos tratados, uma vez que os tratamentos realizados nos lodos visam a concentração máxima de sólidos. A matéria seca do lodo provém da precipitação de impurezas da água bruta (cor aparente, turbidez e dureza) e os sólidos dos coagulantes (BABATUNDE e ZHAO, 2007). Desta, a maior parte está em suspensão, por isso os valores de sólidos em suspensão totais (SST) tendem a ser próximos dos sólidos totais (ST).

A Tabela 2 apresenta um resumo de alguns parâmetros analisados nos lodos de ETAs, por diferentes autores. Os resultados apresentados em cada parâmetro mostram grandes variações, evidenciando-se a diversidade das ETAs e a necessidade em solucionar o problema de forma individualizada. Complementado, a Tabela 3 mostra as concentrações de metais de lodos de diferentes ETAs.

Tabela 2 - Características dos lodos gerados em ETAs.

Pesquisador	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SV %ST	SS %ST	Coliformes	*E. Coli* (NMP/100mL)
Neubauer (1968)	30 a 150	500 a 15.000	6,0 a 7,6	1.100 a 16.000	-	20% a 30%	-	-	-
Albrecht (1972)	30 a 100	500 a 10.000	5,0 a 7,0	3.000 a 15.000	-	20%	75%	-	-
Culp (1974)	40 a 150	340 a 5.000	7,0	-	-	-	-	-	-
Singer (1974)	30 a 300	500 a 5.000	-	-	-	-	-	-	-
Cordeiro (1981)	320	5.150	6,5	81.575	-	20,7%	-	-	-
Vidal (1990)	449	3.487	6,0 a 7,4	21.972	-	15%	-		
Cordeiro (1993)	-	5.600	6,4	30.275	-	26,3%	-		
Patrizze (1998)	-	-	5,55	6.112	-	19%	-		
Barroso e Cordeiro (2001)*	-	4.800	7,2	-	26.520	-	-		
Barroso e Cordeiro (2001)*	-	5.450	7,4	-	15.330	-	-		
Barroso e Cordeiro (2001)*	-	140	8,93	-	775	-	-		
Silveira (2012)*Média Lodo A	60,75	1.201,1	-	12.404	-			1,6E+09	12.388
Silveira (2012)*Média Lodo B	36,6	2.660,8	-	14.855	-			9,75E+05	18.255
Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011)*	-	640	7,9	-	22.000	-	-	1,1E+05	16.600

*resíduos somente de decantadores.
Os outros autores não informam se houve mistura com água de filtros.

Fonte: Adaptado de Cordeiro (1999); Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011); Silveira (2012).

Tabela 3 – Concentrações de metais para lodos de diferentes ETAs.

Metais (mg/L)	**ETAs 1***	**ETAs 2****
Alumínio	1.560±2.082	3.906±6.236
Bário	0,20±0,03	
Cádmio	0,06±0,07	0,15±0,18
Cálcio	71,04±100,35	
Chumbo	0,94±1,20	1,07±0,53
Cloreto	35,65±0,92	
Cobre	0,60±0,76	1,07±0,92
Cromo total	1,32±2,16	1,22±0,51
Ferro total	1.225±1866	
Ferro solúvel	3,13±4,26	3.173±2503
Magnésio	10,42±14,38	
Manganês	4,37±3,08	
Manganês Solúvel	2,79±2,52	
Mercúrio	-	
Níquel	0,99±1,48	1,48±0,45
Potássio	21,63±24,54	
Sódio	134,43±153,84	
Zinco	1,27±0,76	18,07±26,39

*Situação para o Estado de São Paulo, média de três ETAs.
**Resíduos de decantadores com limpeza manual, média de três ETAs.

Fonte: Adaptado de Cordeiro (1999); Di Bernardo, Dantas e Voltan (2012)

Para caracterizar qualitativamente o lodo das ETAs alguns outros parâmetros menos convencionais podem ser empregados. Por exemplo, em estudo realizado por Stackelberg et al. (2007) determinou-se os teores de fármacos, pesticidas, hidrocarbonetos e outros compostos orgânicos (Tabela 4).

Tabela 4 - Compostos orgânicos detectados em lodos de ETA.

	Concentração, µg/kg	
Nome do composto	**Decantador**	**Lavagem dos filtros**
Carbamazepina[1]	54	359
Fluxetina[1]	49,5	58,6
Octilfenol dietoxilado[2]	65	--
Nonilfenol dietoxilado[2]	1.940	785
4-Nonilfenol[2]	185	160
TPP[3]	27,5	27
TBEP[3]	525	545
TDIL[3]	109	84,5
Bisfenol A[3]	19	--
TBP[3]	14,5	7,5
Antraceno[4]	30,5	31,5
Fluoranteno[4]	215	205
Fenantreno[4]	135	145
Pireno[4]	136	99,5
Benzo[a]pireno[4]	48,5	15
Naftalenp[4]	27,5	39,5
2-Metilnaftaleno[4]	20	22
1-Metilnaftaleno[4]	18,6	17,5
2,6-Dimetilnaftaleno[4]	19,3	14
HHCB[5]	41,5	39
AHTN[5]	92	83
Skatol[5]	129,5	53,5
b-Sitosterol[6]	4.000	2.900
b-Stigmastanol[6]	1.270	650
Colesterol[6]	7.100	6.050
Carbazol[7]	34,5	36,5
DEET[7]	11	17
Indol[7]	186,5	59
Antraquinona[8]	170	200
Benzofenona[8]	170	215
4-Cresol[8]	305	195
Tetracloroetileno[8]	3,9	3,45
Isofona[8]	12	6,5
Triclosan[8]	27	15,5

1-Fármacos; 2-Surfactantes e metabólitos; 3-Retardantes de chama; 4-HAPs; 5-Fragrâncias; 6-Hormônios; 7-Pesticidas; 8-Outros.

Fonte: Stackelberg et al. (2007).

Entre as propriedades quantitativas dos RETAs, o volume de lodo e a quantidade de sólidos secos produzidos são requisitos fundamentais, principalmente em relação ao projeto e funcionamento de estações de tratamento de resíduos. O volume médio de lodo gerado em uma

ETA pode variar entre 0,1 a 10% do volume de água tratada na unidade (CORNWELL e LEE, 1994; RICHTER, 2001; VAEZI e BATEBI, 2001; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012), contudo há casos excepcionais, onde a porcentagem pode atingir 30 a 40% (RICHTER, 2001). Decantadores convencionais com pequena produção de lodo, menor que 0,5%, apresentam lodo com maior concentração de sólidos. Pois o lodo fica acumulado maiores períodos nos decantadores até ocorrer sua limpeza.

De acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2020) o volume de água produzido por ETAs no Brasil em 2018 foi de, aproximadamente, $1{,}311 \times 10^{10}$ m³/ano. Considerando um valor médio para a produção de resíduos, de 5% do volume de água tratada por ETAs convencionais, pode-se estimar que em 2018 o volume médio da produção de lodo no Brasil foi de, aproximadamente, $1{,}796 \times 10^{6}$ m³/dia.

A determinação da massa de sólidos em sistemas de tratamento de água também é fundamental. A estimativa de sólidos produzidos é um parâmetro de extrema importância tanto para o dimensionamento como para a operação dos sistemas de tratamento, que envolvem o adensamento, a desidratação e as formas de uso e disposição. A produção de resíduos das ETAs pode ser determinada por meio de três métodos: fórmulas empíricas; balanço de massa; e determinação direta a campo. A escolha de um dos três métodos para a quantificação do lodo deve ser avaliada caso a caso, e preferencialmente, mais de um método deve ser empregado, de modo a permitir verificações entre eles (CORNWELL, 2006).

Na década de 90 estimava-se em escala global que a produção de lodos de ETA girava em torno de 10.000 toneladas por dia (DHARMAPPA, HASIA e HAGARE 1997). No Brasil, na mesma década, estimava-se que cerca de 2.000 toneladas de sólidos eram dispostos em mananciais superficiais sem nenhum tratamento (CORDEIRO, 1999). Atualmente, esta estimativa aumentou consideravelmente, devido ao acréscimo da demanda por água potável associado a deterioração dos mananciais. O que acarreta a elevada presença de sólidos em suspensão na água bruta e maior uso de produtos químicos no processo de clarificação.

Uma estimativa da quantidade de lodo gerada anualmente em algumas cidades do mundo é mostrada nas Tabelas 5 e 6. Segundo dados da CEDAE (2019) a ETA Guandu, localizada no estado do Rio de Janeiro, Brasil, é a maior estação de tratamento de água do mundo, com capacidade para tratar 43 m³/s, ou seja, 3,7 bilhões de L/dia de água tratada. Considerando produção de 0,03 kg de sólidos secos por m³ de água tratada (REALI, 1999), apenas a ETA Guandu produziria, cerca de, 100 toneladas (t) de sólidos secos por dia (aproximadamente 40×10^{3} t SS/ano), ultrapassado a quantidade de sólidos gerados em alguns países como Irlanda e Portugal (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5 – Comparativo da quantidade de lodo produzida anualmente em alguns países.

Países selecionados	Quantidade (10^3 t SS/ano)
Irlanda	18
Portugal	20
Reino Unido	182
Países Baixos	34
Alemanha	125
Taiwan provincial da China	120
Japão	290
Estados Unidos	6.600

t SS = toneladas de sólidos secos

Fonte: Adaptado de Pan, Huang e Lin (2004); Babatunde e Zhao (2007); Keeley, Jarvis e Judd (2014).

Tabela 6 - Relação entre água potável produzida e lodo gerado em diferentes ETAs.

País/Cidade	ETA	Vazão (L/s)	Lodo (ton SS/mês)*
Brasil/Santa Maria	ETA Santa Maria	900	70
Brasil/Porto Alegre	ETA Menino Deus	3.000	233
Brasil/São Paulo	ETA Guaraú	33.000	2.566
Brasil/Rio de Janeiro	ETA Guandu	43.000	3.344
Zimbábue/Harare	ETA Morton Jaffray	7.100	552
Nova Escócia/Halifax	ETA Lake Major	580	45
Índia/ Haridwar	ETA Ghaziabad	1.390	108

*considerando produção média de 0,03 kg de sólidos secos por m³ de água tratada (REALI, 1999).
ton SS = toneladas de sólidos secos

Fonte: Adaptado de Ahmad, Ahmad e Alam (2016); Bourgeois, Walsh e Gagnon (2004); CEDAE (2019); DMAE Porto Alegre (2017); Muisa, Hoko e Chifamba (2011); Plano Municipal de Saneamento Ambiental de Santa Maria (2015); Sabesp (2017).

1.2.4 Aspectos legais e classificação dos RETAs

Os lodos de ETA, mesmo apresentando elevado conteúdo de água (NELLENSCHULTE e KAYSER, 1997; CORDEIRO, 1999; RAYNAUD et al., 2012; WANG e LI, 2015), são

classificados como resíduos sólidos, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Deste modo, devem estar consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), devendo ser tratado e disposto sem ocasionar danos ao meio ambiente, não sendo permitindo seu lançamento *in natura* em corpos d'água.

Desta forma, para evitar riscos à saúde pública e ao meio ambiente, os resíduos precisam ser caracterizados segundo parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Para isto as normas NBR 10.004 (ABNT, 2004a), NBR 10.005 (ABNT, 2004b), NBR 10.006 (ABNT, 2004c) e NBR 10.007 (ABNT, 2004d) são utilizadas na amostragem, caracterização e classificação dos resíduos.

A Norma NBR 10.004 de 2004 (ABNT, 2004a) tem como objetivo classificar os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. A presente norma classifica os resíduos em:

- Resíduos classe I – Perigosos: que apresentam periculosidade, com características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e/ou patogenicidade.
- Resíduos classe II A – Não perigosos e Não Inerte: que não se enquadram nas classificações de resíduos perigosos ou inertes. Podendo apresentar as propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
- Resíduos classe II B – Não perigoso e Inertes: que submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006/04 (ABNT, 2004c), se nenhum de seus constituintes for solubilizado a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, exceto os aspectos de cor, turbidez, dureza e sabor, terá está classificação.

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a) a classificação dos resíduos deve envolver a identificação do processo ou atividade que deu origem aos resíduos, e de seus constituintes e características e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

Estudos realizados por diversos autores para classificar os lodos gerados em ETAs segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004a) (FONTANA, 2004; GUERRA e ANGELIS 2005; RIBEIRO 2007; HEDLUND, 2016) mostram que estes resíduos pertencem à Classe II A. Principalmente por apresentar elevadas concentrações de Ferro, Alumínio e Manganês, evidenciando que o lodo de ETA pode causar danos ao meio ambiente quando não tratados e dispostos indevidamente.

Para controlar o descarte inadequado de lodo de ETAs no Brasil, diversas leis são utilizadas como instrumentos, trazendo conteúdos que devem exigir postura adequada dos responsáveis pelas ETAs, diante dos resíduos gerados e sua disposição no meio ambiente. Dentre estas pode-se citar: a Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981 da Política Nacional do Meio Ambiente, que visa controlar o lançamento de poluentes, dentro das condições e limites estipulados; a Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos, que considera a água um bem de domínio público, recurso natural limitado e dotado de valor econômico, devendo ser assegurado à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados. A mesma Lei, ainda afirma que o lançamento de resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, tratados ou não, em corpos d'água, está sujeita à outorga do Poder Público; a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, sobre Crimes Ambientais, que afirma que o lançamento de resíduos em corpos hídricos, quando não aprovado por órgão ambiental, pode ser considerado crime ambiental, pois acarreta efeitos adversos a fauna aquática do corpo hídrico receptor; a e Lei n° 11.445, de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, prevendo em seu artigo 44 o licenciamento ambiental de unidades de tratamento de lodo, com detalhamento da forma de disposição final dos resíduos.

No estado do Rio Grande do Sul, para exigir que a empresa atenda a legislação ambiental, que trata o gerador do resíduo como o responsável por seu tratamento e destino final destacam-se as seguintes normas vigentes: a Lei sobre a Gestão dos Resíduos (lei nº 9.921/1993); o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul (lei nº 15.434/2020); e a Lei instituiu a Política Estadual de Resíduos Sólidos (lei nº 14.528/2014). No ano de 2010 a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Herique Luís Roessler (FEPAM) e a Companhia Riograndese de Saneamento (CORSAN) assinaram um termo de compromisso ambiental que estabelece prazos para regularizar a destinação adequada de resíduos gerados nas ETAs operadas pela CORSAN, definido que a mesma deve elaborar projetos para o tratamento de lodos para suas ETAs. O cronograma de operação do tratamento de lodos, o qual foi alterado pelo Segundo Termo Aditivo de 2010, tem como data inicial o ano de 2010 e data limite o ano de 2030.

Apesar das exigências legais, ainda há carência de leis que tragam um conteúdo específico sobre o descarte e reutilização dos lodos de ETAs. Mas, admite-se que nos próximos anos a disposição dos lodos receberá um controle mais rigoroso (HEGAZY, FOUAD, HASSANAIN, 2012). Motivado pela crescente preocupação com a qualidade ambiental, que é fomento para a mudança deste quadro.

1.2.5 Impactos ambientais e toxicidade dos lodos de ETAs

Em países desenvolvidos a maioria dos RETAs é disposta em aterros sanitários (BABATUNDE e ZHAO, 2007; KYNCL, 2008; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014). Por outro lado, em países em desenvolvimento o lodo, geralmente, é lançado em corpos hídricos (BABATUNDE e ZHAO, 2007; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016). Os RETAs comumente são dispostos a jusante do manancial de captação, esta prática continua a ser realizada apesar das pressões governamentais e ambientais. Deste modo, estes resíduos são reconhecidos como um problema de poluição (VAEZI e BATEBI, 2001).

No ano de 2008 o Brasil contava com 6.040 ETAs em operação, destas a maioria descartava seus resíduos diretamente nos corpos d'água (IBGE, 2010). As ETAs que dispõem seus resíduos em intervalos de tempo superior a 20 dias geram lodos com elevada concentração de sólidos (CORDEIRO, 1999), consequentemente com maior concentração de metais (SALES e SOUZA, 2009). O que agrava o impacto ambiental causado pelo descarte irregular destes (CORDEIRO, 1999; SALES e SOUZA, 2009). Na Figura 2 é mostrado o impacto visual em um corpo d'água após o lançamento de lodo de ETA.

Figura 2 - Córrego Carioca antes e após o lançamento de lodo de decantadores da ETA-Itabirito, Minas Gerais.

Fonte: Ribeiro (2007).

O descarte de lodo nos mananciais causa uma série de prejuízos aos corpos receptores, entre eles: o assoreamento, com redução do volume útil do rio; a degradação da qualidade da água; a depleção na concentração de oxigênio dissolvido (OD); a redução da luminosidade do

meio; a toxicidade e alteração na comunidade aquática (ACHON, SOARES, MEGDA 2005; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

Os descartes irregulares de RETAs causam maiores preocupações por apresentarem constituintes potencialmente tóxicos. Entre eles metais, que podem bioacumular e biomagnificarem no organismo (MELO e AZEVEDO, 2008; GIRARD, 2013). Os metais são os principais poluentes ambientais que causam efeitos citotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos (MORE, RAJPUT e BANDELA, 2003). Entretanto, a literatura sobre a toxicidade potencial de lodo de ETAs ainda é muito limitada (BABATUNDE e ZHAO, 2007), com carência de estudos mais aprofundados (MUISA, HOKO e CHIFAMBA, 2011).

Dentre os coagulantes, os sais à base de alumínio são os mais empregados (KYNCL, 2008). Quando ele é utilizado, o lodo gerado na ETA aumenta seu potencial tóxico (TANTAWY, 2015), elevando os níveis da concentração de alumínio na água, organismos aquáticos e, consequentemente, nos corpos humanos (HEGAZY, FOUAD e HASSANAIN, 2012; TANTAWY, 2015; AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016).

Alguns pesquisadores ligaram a toxicidade do alumínio em seres humanos à ocorrência de distúrbios neurológicos, com retardo mental infantil e doença de Alzheimer (PRAKHAR e ARUP, 1998; PROLO et al., 2007), além disso, a ingestão elevada de alumínio pode provocar problemas renais (GHORI e YAQUB, 1999).

É evidente que o descarte indevido do lodo provoca a degradação dos mananciais, acarretando graves prejuízos ao ecossistema. Além de promover a perda da qualidade da água bruta que porventura seja captada por outra estação de tratamento de água. Assim, faz-se necessário que as operadoras responsáveis pelas ETAs, acima de outros danos, sejam cientes e conscientes que a postura negligente com relação aos resíduos compromete a própria qualidade da matéria-prima (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013). O tratamento adequado concomitante a disposição e destinação ambientalmente adequado dos RETAs é o caminho almejado na busca da regularização das ETAs quanto a questão ambiental.

1.2.6 Tratamento de lodos de ETAs

Tradicionalmente as ETAs sempre deram pouca atenção ao tratamento dos resíduos gerados (ZHAO, 2004a), mesmo com o incremento das exigências legais. Todavia, a execução de técnicas de tratamento e destinação do lodo pode mudar o quadro do descarte indevido. Estudos referentes a implementação de técnicas de tratamento de RETAs datam desde a década de 90 (CORDEIRO, 1999), contudo discussões sobre o descarte adequado de lodos vem

ganhando maior destaque atualmente (FERREIRA e VIANNA, 2013). No Brasil, ainda há carência de estudos sobre o tratamento de lodos, deste modo soluções adequadas para a sua gestão dificilmente são realizadas (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013).

Todas as ETAs apresentam resíduos com características próprias, que não devem ser generalizadas. Por isso, estudos em escala de bancada podem trazer informações relevantes para decisões em escala real (FERREIRA FILHO, 1997; SABOGAL-PAZ e DI BERNARDO e DANTAS, 2005; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011; MATTOS e GIRARD, 2013; METCALF e EDDY, 2016). Como os RETAs são de difícil manejo e disposição, conhecer as suas características qualitativas e quantitativas é essencial. Uma vez que as propriedades diferenciadas e usualmente desconhecidas dos resíduos dificultam a tratabilidade e destinação final do lodo (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013), por isso esses parâmetros devem ser analisados de forma descentralizada.

A concepção do tratamento de lodos envolve a obtenção de parâmetros de funcionamento e diagnóstico da ETA, assim como obtenção de dados das unidades geradoras de resíduos (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). Deste modo, pode-se considerar o tratamento de RETA uma tarefa árdua, sendo sua gestão considerada um dos desafios da área do saneamento para o século XXI (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2013).

O tratamento dos RETAs visa a redução de umidade e a destinação adequada do material sólido, diminuindo impactos ambientais. O custo deve ser o menor possível (VERRELLI, DIXON e SCALES, 2010) para não repercutir na tarifa paga pelo consumidor. Muitas vezes, os elevados gastos acarretam na negligência do tratamento (RICHTER, 2001).

A redução do volume do lodo é um fator decisivo para a gestão bem-sucedida das Estações de Tratamento de Resíduos (ETR) (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2008; TANG e ZHANG, 2014). O sistema convencional gera lodo bastante diluído, sendo necessária a remoção da água antes de sua destinação final (REALI, 1999; RAYNAUD et al., 2012). A eficiência no processo de remoção da água depende diretamente da natureza dos lodos (JIN, WILÉN e LANT, 2004). A remoção da maior parcela de água do lodo ocorre na etapa de adensamento. Posteriormente, segue a desidratação que objetiva concentrar os sólidos do lodo e, por fim, a destinação final.

A floculação é um processo chave no tratamento dos lodos (BOURGEOIS, WALSH e GAGNON, 2004), pois promove a aglomeração das partículas (LO, LAI e CHEN, 2001). A utilização de polímeros floculantes nos processos de tratamento é fundamental, pois além de proporcionar a agregação dos sólidos e clarificar a água, facilita a posterior desidratação do

lodo. Para diversos autores sua utilização remete a resultados satisfatórios (CIZINSKÁ et al., 1992; REALI, 1999; LEE e LIU, 2000; KYNCL, 2008; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014).

Investigar a concentração ideal (dosagem ótima) de polímero é necessária para se obter resultados otimizados do processo (LEE e LIU, 2000; BOURGEOIS, WALSH e GAGNON, 2004). Em baixas concentrações, o tamanho do floco é muito pequeno devido a uma adsorção insuficiente do polímero sobre as partículas, o que resulta numa baixa taxa de sedimentação (KUMAR, BHATTACHARYA e MANDRE, 2014). Se for adicionado floculante em excesso, a quantidade de polímero adsorvido aumenta, evitando a formação de pontes entre as partículas (ERSOY, 2003; KUMAR, BHATTACHARYA e MANDRE, 2014). A sobre dosagem também reduz a capacidade de desaguamento e aumenta o custo do tratamento (LEE e LIU, 2000), o gasto com polímero representa quase metade dos custos totais necessários até a disposição final do lodo (CHITIKELA e DENTEL, 1998).

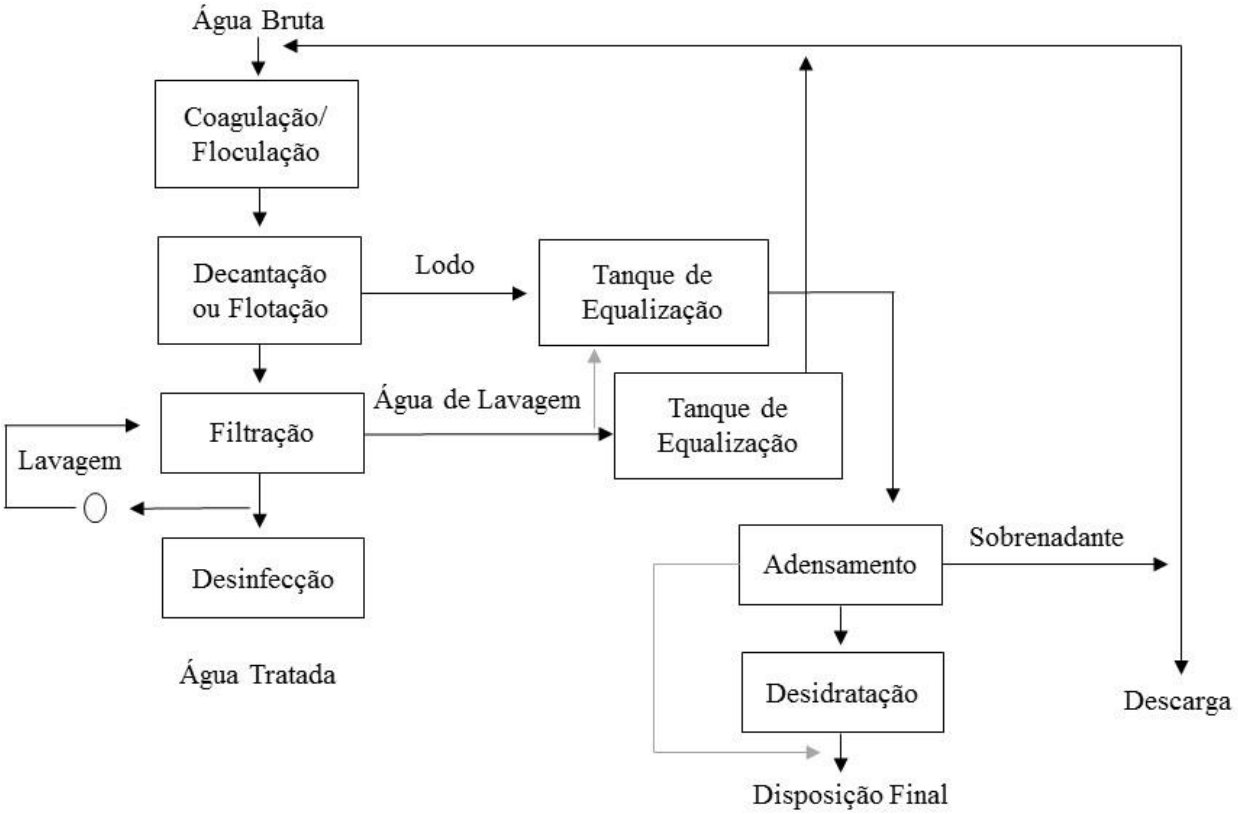
O tipo de polímero também apresenta influência no tratamento do lodo (WANG et al., 2012). Os polímeros podem ser classificados como naturais ou sintéticos, com variações na densidade da carga e peso molecular, podendo ser classificados como catiônico, aniônico ou não-iônico (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTRURIONE FILHO, 2002). Entre os polímeros, a poliacrilamida tem sido amplamente empregada em ETR, devido suas características, que incluem baixa dosagem e alta eficiência (YUAN, ZHU e SONG, 2011; WANG et al., 2012). Quando se faz uso de poliacrilamida o peso molecular, o grau catiônico e o tempo de dissolução afetam consideravelmente a qualidade do lodo floculado.

As tecnologias de tratamento empregadas nas ETR dependem de uma série de fatores: das características qualitativas da água bruta e do resíduo da ETA; as propriedades dos lodos; condições climáticas da região; a área necessária para implantação do tratamento; custo dos equipamentos, da operação e manutenção; custo da área; recursos humanos para operação e manutenção; necessidade de condicionamento; distância da ETA até o destino final; teor de água desejado após seu tratamento; e condições sociais, econômicas, culturais, legislativas e institucionais da região (CIZINSKÁ et al., 1992; SABOGAL-PAZ e DI BERNARDO e DANTAS, 2005; ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2008).

A concepção dos processos de tratamento de lodos também depende do tipo de sistema de tratamento da ETA. Na Figura 3, apresenta-se um fluxograma geral que mostra a cadeia de processos de uma estação de tratamento convencional, com o tratamento de lodos correspondente. Evidencia-se a possibilidade de recirculação da água dos RETAs, promovendo uma estação de tratamento sem perdas nos processos. A alternativa de reaproveitamento da água de lavagem dos filtros já é realidade em várias ETAs do Brasil. O reaproveitamento de

100% da água de lavagem já ocorre com sucesso em ETAs do Guaraú e Alto da Boa Vista, ambas responsáveis pelo abastecimento de água de parte da Região Metropolitana São Paulo (FERREIRA FILHO, 1997). Em estudo realizado por Oliveira e Barcelo (2012) na ETA de Anápolis/GO, também observa-se que a recirculação da água de lavagem de filtro da ETA é viável.

Figura 3 - Fluxograma de uma estação convencional com tratamento de lodos.



Fonte: Richter (2001).

Na Figura 3 também é evidente que o lodo adensado pode ser encaminhado tanto para a desidratação, como para a disposição final. O que depende do teor de umidade resultantes do adensamento e o tipo da disposição final que terá o lodo. Todavia, para o descarte destes resíduos, quanto maior o teor de sólidos melhor será o processamento, manejo e custos com transporte. Além disso, o alto teor de umidade aumenta o risco de impacto ambiental (PAIVA e PARREIRA, 2012; WANG, ZHANG e LI, 2014). Deste modo, é imprescindível desenvolver técnicas mais eficientes para o tratamento de lodos (WANG e LI, 2015).

1.2.6.1 Adensamento

O adensamento ou espessamento é a primeira etapa do tratamento da fase sólida. É uma das operações unitárias mais importantes, pois aumenta a concentração de sólidos e diminui o volume de lodo. Esta etapa influencia o desempenho de toda a ETR (WATANABE e TANAKA, 1999). Sem a realização do adensamento torna-se difícil e antieconômico manusear e tratar os lodos (AYOL, DENTEL e FILIBELI, 2005; KYNCL, 2008).

A diminuição do conteúdo de água e volume do lodo, realizado no adensamento, auxilia na diminuição de custos de funcionamento das operações de desidratação e eliminação dos resíduos (WATANABE e TANAKA, 1999; AYOL, DENTEL e FILIBELI, 2005). Além de propiciar resultados mais satisfatórios para as unidades de desidratação, essencial para o sucesso do tratamento (RIJK, GRAAF e BLANKEN, 1994; REALI, 1999; LEE e LIU, 2001; METCALF e EDDY, 2016).

O adensamento deve resultar em um lodo com teor de sólidos na ordem de 2 a 6% (KYNCL, 2008; MATTOS e GIRARD, 2013; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014), no máximo o teor de sólidos chega a 8% (KYNCL, 2008). Este processo pode ser efetuado por meio de sedimentação (gravidade) ou por flotação a ar dissolvido (principais métodos), ou ainda por adensadores mecânicos (FERREIRA FILHO, 1997; RICHTER, 2001; METCALF e EDDY, 2016; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN 2011). Deve-se ressaltar que cada técnica de adensamento apresenta vantagens e desvantagens e seus estudos envolvem não apenas aspectos econômicos, mas aspectos técnicos relacionados com a determinação de parâmetros de projeto (FERREIRA FILHO, 1997). Um panorama apresentado por Sabogal-Paz (2007), no Quadro 1, relata as principais vantagens e desvantagens do adensamento realizado por flotação, sedimentação e por métodos mecânicos.

Quadro 1 − Panorama das vantagens e desvantagens dos métodos de adensamento.

(continua)

Vantagens	**Desvantagens**
Sedimentação por batelada	
Não requer pessoal qualificado, comparada aos outros métodos de adensamento; Recomentada para lodos de abrandamento de água, os quais sedimentam com facilidade.	Necessita de maiores áreas de implementação, comparada com outras técnicas de adensamento.

Quadro 1 − Panorama das vantagens e desvantagens dos métodos de adensamento.
(conclusão)

Adensamento por Flotação	
Eficiente na remoção de *Cryptosporidium*e *Giardia*; Pode operar com maiores taxas de aplicação de sólidos, permitindo unidades mais compactas.	O sistema apresenta altas taxas de recirculação, o que aumenta os custos de operação; Altos custos de implementação, operação e manutenção.
Adensamento Mecânico	
Necessita menores áreas de implementação, comparada com outras técnicas de adensamento; Apresenta baixo custo de operação e adensa rapidamente os resíduos.	A unidade necessita de energia e de manutenção especializada; Custos de implementação podem ser altos, comparada aos outros métodos de adensamento; Limpeza do meio filtrante pode ser complicada; O controle da dosagem de polímeros pode ser complexa.

Fonte: Adaptado de Sabogal-Paz (2007).

Diversos fatores podem interferir no processo de adensamento do lodo, entre os quais destaca-se: o tamanho e forma de partícula; porcentagem de sólido do lodo; característica da superfície; e viscosidade do líquido. Estes fatores podem estar relacionados com a utilização de polímeros. A incorporação de polímeros ocorre durante a floculação, antes da etapa de adensamento. A concentração pode variar consideravelmente, entre 0 até 10 mg pol/g de SST. Para adensadores mecânicos, a dosagem de polímero, depende, principalmente das especificações do fabricante. Por isso, é fundamental realizar a investigação do tipo e concentração de polímero necessária para se obter resultados otimizados do processo.

A seguir estão descritas as técnicas de adensamento utilizadas nas ETR, apresentando as principais características de cada método exibindo um panorama das alternativas de tratamento de lodos por adensamento.

1.2.6.1.1 Adensamento por Gravidade/Sedimentação

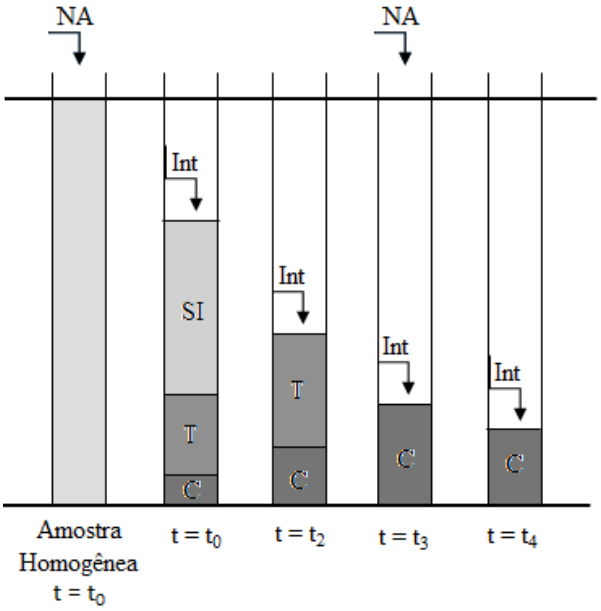
O adensamento por gravidade é o mais antigo e empregado, podendo operar em fluxo contínuo ou por batelada, o que depende particularmente da operação dos decantadores, como

por exemplo, se estes operam por limpeza manual ou mecanizada. Na sedimentação por batelada após o adensamento de algumas horas o sobrenadante clarificado e o lodo depositado no fundo são removidos, já na sedimentação por fluxo contínuo a operação é semelhante à de decantadores de manto de lodo, sendo normalmente a mais utilizada. Contudo, em instalações de pequeno porte o adensamento por batelada apresentar-se mais vantajoso economicamente (RICHTER, 2001).

Diferente do que ocorre nas unidades de decantação, com sedimentação livre e floculenta (tipo I e II), a sedimentação no adensamento por gravidade é por zona (sedimentação impedida) e por compactação (compressão) (tipo III e IV) (NUNES e SOBRINHO, 2002). Esses fenômenos ocorrem quando a concentração de sólidos é mais elevada. A sedimentação impedida é caracterizada por uma interface ou frente de clarificação que se desloca para baixo com velocidade constante, após a interface de clarificação a concentração de sólidos aumenta, onde ocorre a interface entre as partículas durante a sedimentação, formando a região de transição e, a partir do fundo vai se formando a zona de compressão, onde ocorre a compactação (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

Em um ensaio de adensamento por gravidade pode-se perceber que, com o passar do tempo, a zona de transição desaparece dando lugar apenas a zona de compressão, onde a concentração de sólidos permanece, aproximadamente, constante durante o tempo, como se pode perceber na Figura 4, que ilustra o esquema de clarificação e adensamento.

Figura 4 - Esquema ilustrativo da clarificação e adensamento.



Int.: Interface. SI: Sedimentação impedida. T: Região de transição. C: Zona de compressão.

Fonte: Adaptado de Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011).

O adensamento por gravidade é a alternativa mais utilizada para o adensamento de lodos no Brasil, podendo ser utilizada com eficácia no tratamento de resíduos de estações de tratamento de água (RETAs). Contudo o adensamento por gravidade nem sempre resulta em concentrações apropriadas de sólidos em suspensão, podendo utilizar como alternativa unidades de flotação a ar dissolvido (RIJK, GRAAF e BLANKEN, 1994).

Deste modo salienta-se a realização de ensaios em colunas de sedimentação para se obter valores apropriados de ST, visando o tratamento posterior de acordo com as características da ETA. Com os resultados dos ensaios de sedimentação são obtidos valores utilizados no dimensionar das unidades de adensamento.

Normalmente, no adensamento por gravidade é utilizado um tanque circular. Existem diferentes dimensões que podem variar de 4 a 20 metros de diâmetro do tanque, e de 3,5 a 4,5 metros de altura cilíndrica (ECOSAN, 2015). A alimentação de lodo é realizada por um poço central, sendo removido por um cone localizado no fundo. O lodo sedimentado é conduzido ao cone de descarga por raspadores rotativos, ou raspadores verticais agitam o lodo lentamente, eliminando a água e aprisionando o lodo (METCALF e EDDY, 2016). O sobrenadante é removido pela parte superior do adensador e pode ser reciclada juntamente com a água bruta. Posteriormente o lodo é bombeado para a desidratação.

Vários fatores podem influenciar no comportamento da sedimentação, como o tamanho do floco, densidade, velocidade, viscosidade, floculação, efeito parede durante a decantação, assim como a formação de agregados, que podem diminuir o efeito de compressão dos sólidos (ZHAO, 2004b). Para uma boa compactação na sedimentação, geralmente, são necessários flocos grandes, densos e fortes (JIN, WILÉN e LANT, 2003).

1.2.6.1.2 Adensamento por Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

No sistema de flotação a ar dissolvido (FAD), microbolhas e nanobolhas são introduzidas na massa líquida, propiciando à retirada de flocos, devido à redução de sua densidade (ETCHEPARE et al., 2017; RICHTER, 2009; MORUZZI e REALI, 2007). Os flocos acumulam-se na superfície do tanque, formando uma camada de lodo, a qual é removida periodicamente por raspadores.

A concentração de sólidos no lodo adensado por FAD é influenciada, principalmente, pela relação ar-sólidos, índice volumétrico do lodo, taxa de aplicação de sólidos e pela utilização de polímero (METCALF e EDDY, 2016). Outros fatores também afetam a eficiência

da FAD, entre ele: tempo de mistura (rápida e lenta); gradiente de velocidade, mecanismos de coagulação e floculação; taxa de arraste de sólidos; e tamanho das bolhas (RIJK, GRAAF e BLANKEN, 1994; CENTURIONE FILHO e DI BERNARDO, 2000).

No adensamento por FAD podem ser empregadas maiores taxas de aplicação de sólidos em comparação com as permitidas no adensamento gravitacional, devido a rápida separação dos sólidos com a fase líquida (METCALF e EDDY, 2016). Porém, as unidades de adensamento por flotação são projetadas do mesmo modo que as de sedimentação, com a realização de ensaios laboratoriais a partir de lodo proveniente de unidades já existentes. Deste modo, para o dimensionamento de adensadores de estações de tratamento de lodo por FAD são realizados ensaios em coluna de flotação com alimentação em batelada, visando a obtenção de curvas de adensamento, ou seja, curvas de variação da interface lodo/água clarificada (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

O adensamento de lodo por flotação mostra-se eficaz para o aumento da concentração de sólidos (CIZINSKÁ et al., 1992). Em estudos realizados por Patrizzi, Reali e Cordeiro (1999) foi comparado os processos de adensamento por sedimentação e por flotação para o tratamento do lodo proveniente de decantadores. Os resultados indicam maior eficiência para FAD em termos qualitativos, com uma concentração de sólidos de 36% superior (7% para a FAD e 4,5% para a sedimentação). Porém na FAD foram utilizadas altas taxas de reciclo, de 120%. Arora et al. (1995) ao realizar comparação entre o adensamento de lodos de ETAs por sedimentação e por FAD obteve concentração de sólidos similares em ambos os processos, contudo, as taxas de recirculação foram altíssimas, de até 300%. Já em trabalho realizado por Bourgeois, Walsh e Gagnon (2004) foi evidenciado que a sedimentação é mais adaptável no adensamento de resíduos com maior densidade de sólidos, como os lodos de ETAs.

1.2.6.1.3 Adensadores mecânicos

Existem diversos fabricantes e empresas que disponibilizam equipamentos mecânicos para realizar o adensamento de lodos de estações de tratamento de água. Os principais tipos de adensadores mecânicos são o adensador mecânico de esteira ou mesa gravimétrica, o adensador dinâmico helicoidal e o tambor rotativo, o adensador de disco ou circular, e o adensador parafuso.

Os adensadores de esteira também são conhecidos como mesa gravimétrica, o equipamento é constituído por uma esteira com diversos raspadores, neste percurso a água intersticial é retirada parcialmente. O adensamento por meio deste equipamento resulta em um

consumo de polímero na ordem de 1,0 a 3,5 g pol/kg de SST, no lodo o teor resultante de SST é entre 2,0 a 4,5% (massa/massa) (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

O adensador dinâmico helicoidal e tambor rotativo são compostos basicamente por um tambor perfurado que gira lentamente, a água livre passa através da tela do filtro, sendo eliminada devido as rotações do tambor. Os sólidos são retidos na superfície do tambor e conduzidos para a extremidade de descarga, devido rotação contínua. De acordo com informações do fabricante esse adensador tem capacidade de operação de 6 até 130 $m^3.h^{-1}$, para sua operação o lodo deve ter teor de sólidos entre 0,3 a 4%, obtendo lodo adensado com concentração de sólidos de 6 a 8% (ASHBROOK, 2015).

Adensandores mecânicos de disco ou circular constituem em uma combinação de sistema mecânico e estático para o adensamento (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). O lodo destinado para o adensamento, posterior adição de polímero, é encaminhado para um tanque de reação, e em seguida deposita-se na superfície do disco de filtração.

Os equipamentos adensadores de lodos tipo parafuso são constituídos de reator de floculação, por uma cesta, responsável pela captura dos sólidos, e por parafuso que gira lentamente conduzindo o lodo para a parte superior, e coletado por calha.

Para o funcionamento do adensador tipo parafuso o teor inicial de sólidos deve ser de 0,6 a 0,9% e a dosagem de polímero entre 2 a 4 g pol/kg SST (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

1.2.6.2 Desidratação/Desaguamento

A desidratação do lodo também é uma etapa decisiva do tratamento do resíduo (LIU et al., 2016), pois visa aumentar ainda mais a concentração de sólidos, reduzindo seu volume. O que facilita seu transporte e manuseio, assim como diminui o espaço ou energia necessária em caso de secagem ou incineração (JIN, WILÉN e LANT, 2004; LO, LAI e CHEN, 2001). Além de reduzir muito o custo de transporte (ZHANGA et al., 2016).

O tamanho e a densidade dos flocos são os principais fatores que afetam a desidratação (LO, LAI e CHEN, 2001), ressaltando a importância em realizar previamente o adensamento. Torna-se muito mais fácil desidratar lodos com maior densidade e maior tamanho de flocos (WEN, LIU e LEE, 1997). Em qualquer técnica de desaguamento é desejável obter torta de lodo com concentração de SST superior a 200 g/L, ou teor de ST superior a 20% (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

A desidratação pode ser realizada naturalmente ou por equipamentos mecânicos, cada técnica possui suas vantagens e desvantagens. Por isto se faz necessário a realização de ensaios para a determinação da técnica que se enquadra com as propriedades do lodo e a realidade da ETA. Outro fator decisivo baseia-se no custo e espaço disponível (JIN, WILÉN e LANT, 2004).

Atualmente faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias com eficiência energética para a desidratação (SAVEYNA et al., 2005; WANG, ZHANG e LI, 2014). Que visem altos teores de sólidos e baixos custos. A seguir são apresentadas as principais características da desidratação mecânica e natural empregadas nas ETR.

1.2.6.2.1 Desidratação/Desaguamento Mecânico

A eficiência da desidratação mecânica depende principalmente da capacidade de desaguamento dos lodos (LO, LAI e CHEN, 2001). Os equipamentos utilizados para o desaguamento mecânico incluem: a prensa desaguadora (“BeltFilter”); a centrífuga; o filtro prensa de esteira; o filtro prensa de placas; o filtro rotativo a vácuo (VESILIND e HSU, 1997; RICTHER, 2001; DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002; KYNCL, 2008; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

Os equipamentos mecânicos de desidratação são caracterizados por possuir funcionamento automático. Todavia, muitos equipamentos apresentam como desvantagem a complexidade no processo, altos custos operacionais, restaurações e necessidade de subsidiá-los (ZHANGA et al., 2016).

As tecnologias mecânicas mais empregadas para o desaguamento do lodo não atingem altos padrões de desidratação, e as que possibilitam altos teores de sólidos apresentam altos gastos energéticos (WANG, ZHANG e LI, 2014). Anterior a desidratação mecânica do lodo, é usual o adensamento e a utilização de polímero para propiciar uma mais fácil retirada da água presente no lodo (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002). No Quadro 2 é apresentado as características dos principais processos de desaguamento de lodos, segundo Richter (2001).

Quadro 2 - Características das principais tecnologias de desaguamento.

Tecnologia	Aplicações	Limitações	Custo relativo
Prensa desaguadora	Capaz de obter um lodo relativamente seco, com 40 a 50% de sólidos secos. Lodo de sulfato 15 a 20%.	Sua eficiência é muito sensível às características da suspensão. As correias podem se deteriorar rapidamente na presença de material abrasivo.	Baixo
Centrífuga	Capaz de obter um lodo desidratado com 15 a 35% de sólidos. Lodos de sulfato 16 a 18%. Lodos de cal desidratam mais facilmente. Taxa de captura de sólidos entre 90 a 98%. Adequada para áreas com limitação de espaço.	Não tão efetiva na desidratação como a filtração. O tambor está sujeito à abrasão.	Médio
Filtro prensa	Usado para desidratar sedimentos finos. Capaz de obter torta com 40 a 50% de sólidos em lodos de cal, com uma taxa de captura de até 98%.	Necessita a aplicação de cinza e cal. Elevação do pH a 11,5. Troca do meio filtrante demorada. Elevado custo operacional e energia.	Alto
Filtro rotativo a vácuo	Mais indicado para desidratar sedimentos finos granulares, podendo obter torta de até 35 a 40% de sólidos e uma taxa de captura entre 88 a 95%.	É o método menos eficaz de filtração e elevado consumo de energia.	Muito alto

Fonte: Adaptado de Richter (2001).

1.2.6.2.2 Desidratação/Desaguamento Natural

No processo de desidratação natural ocorre a diminuição da umidade do lodo apenas por gravidade e evaporação natural. A desidratação natural pode ser realizada por leitos de secagem, lagoas de lodo e filtração por geotêxtil (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002; RICTHER, 2001; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). As técnicas de desidratação natural são menos complexas, fáceis de operar e requerem menos energia operacional. Contudo apresentam como desvantagem há necessidade de maior área, dependem das condições climáticas e trabalho mecânico para a remoção do lodo (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002).

Nos leitos de secagem a desidratação ocorre pela evaporação e a drenagem em meio poroso. Nas lagoas a remoção da água do lodo pode ocorrer por três fases, através da retirada da água sobrenadante, de evaporação e da transpiração. Ambos apresentam baixo custo, mas se faz necessário uma grande área para implementá-los (ACHON, BARROSO e CORDEIRO, 2008; LO, LAI e CHEN, 2001). A desidratação por geotêxtil parte do princípio de drenagem do excesso de água do lodo, sua prática já é consolidada na desidratação de resíduos.

- Geotêxtil

O geotêxtil foi utilizado com sucesso a partir do início dos anos 50, originalmente em obras de engenharia (LUDIN, ESCOBAR e STEPHENS, 2011). A filtração por geotêxtil para materiais dragados de rios e represas é utilizada desde 1980, mas nos últimos anos ocorreu a melhoria e diversificação do seu uso (MORGAN, 2014). A Geotech Associates e TC Nicolon Corporation, em 1995, demostrou a eficácia da desidratação por geotêxtil em escala real, para lodos de Estação de Tratamento de Esgoto (MUTHUKUMARAN e ILAMPARUTHI, 2006). Nesta década, o geotêxtil já compreende uma tecnologia emergente, com inúmeras aplicações (MOO-YOUNG, 2002).

Dentre suas utilizações os sistemas fechados de geotêxtil são empregados para desidratar lodos com alto teor de água (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014; MOO-YOUNG, 2002; SHARRER, RISHEL e SUMMERFELT, 2009). A desidratação por geotêxtil é a técnica de separação de sólidos e líquido que usa o geotêxtil como meio filtrante, ocorrendo simultaneamente a retenção de sólidos e expulsão de água (MUTHUKUMARAN E ILAMPARUTHI, 2006).

A desidratação por geotêxtil consiste em bombear o lodo com adição de polímero na tubulação. A adição de floculante é necessária para evitar a formação de lodo com baixa permeabilidade na superfície do geotêxtil e para manter o enchimento adequado (STOLTZ, DELMAS, BARRAL, 2019). O geotêxtil drena o excesso de água do lodo, que escoa pela por meio da abertura do geotêxtil e retém os sólidos. Assim, ocorre o aumento da concentração de sólidos e consequentemente diminuindo o volume do material retido. Para lodos produzidos em ETAs a viabilidade técnica do sistema com geotêxtil já foi demonstrada em termos de desidratação (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014).

As suas principais vantagens incluem a viabilidade técnica para redução de volume, fácil construção, manuseio e transporte, baixo custo e impacto ambiental, descarte rápido de grandes volumes, alta eficiência, economia com mão-de-obra, disposição e/ou reutilização final

da massa seca (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014; MUTHUKUMARAN E ILAMPARUTHI, 2006; LUDIN, ESCOBAR e STEPHENS, 2011; MOO-YOUNG, 2002; YEE et al., 2012).

Diversos trabalhos que utilizaram geotêxtil para desidratar resíduos obtiveram resultados satisfatório. Um projeto realizado em escala real com geotêxtil para desidratar sedimentos contaminados na China provou ser um projeto de grande sucesso com viabilidade técnica (YEE et al., 2012). Em seu estudo Ludin, Escobar e Stephens (2011) concluiu que o geotêxtil é capaz de agregar contaminantes sólidos resultando em filtrado com níveis seguros para ser disposto no meio ambiente. Corroborando Moo-Young (2002) afirma que obteve resultados satisfatório para a retenção e permeabilidade do lodo em diferentes geotêxtil para material com alto teor de água. A desidratação de lodo de ETA em geotêxtil foi estudada por Guimarães, Urashima e Vidal (2014), os quais concluíram que estes sistemas são uma alternativa promissora para o tratamento de lodos gerados em ETAs. E em seu trabalho Sharrer, Rishel e Summerfelt (2009) avaliaram a capacidade do geotêxtil em captura, desidratar e armazenas biossólidos, os resultados forneceram boa desidratação (19-22%) para o tratamento do resíduo aplicado.

1.2.6.3 Disposição final e alternativas de tratamento do lodo de ETAs

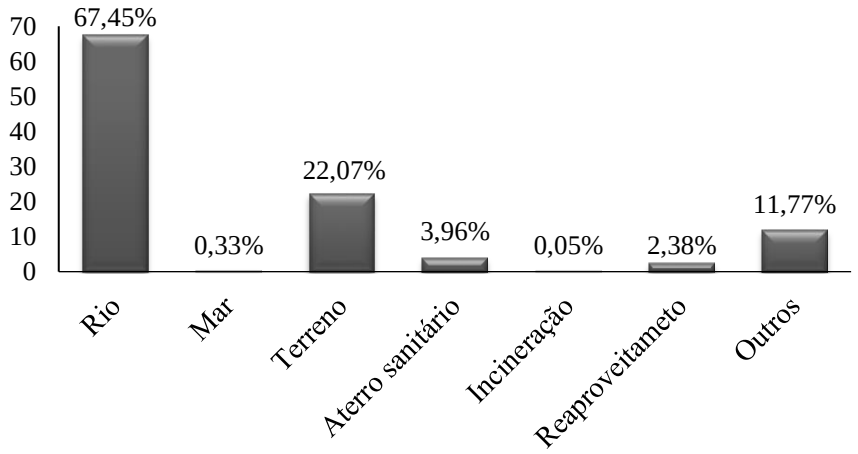
Existem diversas alternativas para disposição e destinação ambientalmente adequada dos RETAs, porém ainda há lacunas de como gerir este resíduo causando menor impacto ambiental possível. Mas é consenso que antes da designação o lodo deve ser desidratado (MATTOS e GIRARD, 2013; ZHOU et al., 2015).

No Brasil e em outros países em desenvolvimento o lodo muitas vezes é descartado em mananciais. No ano de 2008 o Brasil possuía 2.098 municípios com geração de lodo no processo de potabilização da água. Destes, como mostra a Figura 5, 67,45% dos municípios destinavam o lodo para rios, e apenas 2,38% dos municípios reaproveitava o lodo (IBGE, 2010). De acordo com um estudo realizado no Estado de São Paulo, em um levantamento na Bacia do Piracicaba, Capivari e Jundiaí, indicam que em termos populacionais 56% das ETAs lançam o lodo em mananciais hídricos, 21% em aterros, 15% não disponibilizam dados, 6% em ETEs e 1% em outros locais (PCJ, 2011).

Em trabalho realizado por Achon e Cordeirro (2015) foi diagnosticada a situação relacionada à destinação do lodo gerado em ETAs de 15 municípios de uma mesma Sub-Bacia Hidrográfica localizada no Estado de São Paulo. Foram identificadas 22 ETAs, das quais todas

possuem tecnologia de tratamento de ciclo completo. Em relação à destinação 86% das ETAs lançam o lodo sem tratamento nos corpos d'água, 9% destinam o lodo para Unidade de Tratamento de resíduos (UTR) e uma ETA, que representa 5%, encaminha o lodo para uma das ETEs do município, que possui sistema mecânico de desidratação.

Figura 5 - Destinação do lodo de ETAs dos Municípios Brasileiros em porcentagem.



*Um mesmo município pode dar mais de um destino ao lodo.

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Nos países desenvolvidos a destinação do lodo apresenta outra configuração. A maior parte dos RETAs são dispostos em aterros (BABATUNDE e ZHAO, 2007; KYNCL, 2008; KEELEY, JARVIS e JUDD, 2014). Mas, pouco lodo é reutilizado, por exemplo, na Holanda apenas 25% do lodo é reaproveitado (KYNCL, 2008). Nos EUA a maior parte do lodo de ETAs é disposta em aterros juntamente com resíduos sólidos municipais (PETRUZZELLI et al., 2000). Os custos de transporte e disposição do lodo em aterros são elevados, relacionado com a escassez de áreas adequadas, faz com que a reutilização venha ganhando cada vez mais espaço. No Japão a reciclagem do lodo já representa mais da metade (55%) do destino final do resíduo. A Figura 6 exibe as principais formas de manejo de lodos no Reino Unido, Estados Unidos e Japão.

Figura 6 - Comparação de locais de destinação do lodo no Reino Unido (1999), Estados Unidos (2006) e Japão (2011).

Fonte: Adaptado de Keeley, Jarvise Judd (2014).

A reutilização dos lodos de ETA deve ser multidimensional, oferecendo sustentabilidade econômica e ambiental. A recuperação, reciclagem e reutilização, fornecem uma solução sustentável para os problemas de gestão do lodo de ETAs (AHMAD, AHMAD e ALAM, 2016). Aos poucos, essa nova maneira de destinação do lodo, vem ganhando espaço em vários países. A utilização de lodos de ETAs em processos de fabricação industriais e comerciais foi identificado no Reino Unido, EUA, Taiwan, Egito e em outras partes do mundo (HEGAZY, FOUAD e HASSANAIN, 2011; HEGAZY, FOUAD, HASSANAIN, 2012). O estímulo para o adequado gerenciamento está crescendo em empresas de saneamento devido a regulamentação sobre a preservação e qualidade ambiental, consolidando a co-responsabilidade e o comprometimento dos recursos naturais (TARTARI et al., 2011).

A reutilização de lodo de ETA para a fabricação de materiais cerâmicos e da construção civil, como tijolos e argamassas está ganhando cada vez mais força. Todavia, a presença da matéria orgânica no lodo influência negativamente sua utilização, limitando-a (BABATUNDE e ZHAO, 2007; HEGAZY, FOUAD e HASSANAIN, 2011; MACÊDO et. al., 2011; RODRIGUES e HOLANDA, 2013). As alternativas de disposição e destinação ambientalmente adequadas devem ser compatíveis com a realidade local, fator indispensável para o bom gerenciamento destes resíduos (MATTOS e GIRARD, 2013).

Entre as opções de reutilização pode-se citar: recuperação e reutilização do coagulante (VAEZI e BATEBI, 2001; OKUDA et al., 2014); como coagulante no tratamento de águas residuais (HONG, HAO e CHII, 2005); como adsorvente de contaminantes (fósforo, manganês e fluoretos) (BABATUNDE e ZHAO, 2010); como substrato para wetlands (ZHAO; ZHAO e

BABATUNDE, 2009); disposição em estações de tratamento de esgotos (SCALIZE e DI BERNARDO, 2011; SCALIZE et al., 2014); fabricação de tijolos (HEGAZY, FOUAD e HASSANAIN, 2011; TEIXEIRA et al., 2011); fabricação de cerâmica (MONTEIRO et al., 2008); fabricação de cimento e argamassas (SALES e SOUZA, 2009; SALES, SOUZA e ALMEIDA, 2011); utilização da melhoria estrutural do solo (DAYTON e BASTA, 2001; AYININUOLA e AYODEJI, 2016); e na recuperação de áreas degradadas (BITTENCOURT et al., 2012). O Quadro 3 resume a maioria das opções de reutilização relacionando suas vantagens e desvantagens.

Quadro 3 - Resumo das opções de reutilização de RETAs, associando suas vantagens e desvantagens associadas.

(continua)

Opções de reutilização do lodo de ETAs	**Vantagens da reutilização**	**Desvantagens da reutilização**	**Observações**
Regeneração e reutilização de coagulantes	Barato; Reduz o volume e os custos de disposição do lodo.	Processo de recuperação pode ser complicado e trabalhoso; Pureza limitada e possibilidade de contaminação.	O uso contínuo pode ser duvidoso quanto a pureza, fatores técnicos e econômicos
Como coagulante no tratamento de efluentes	Excelente eficiência de remoção; Melhora na remoção da turbidez, DQO e SST.	Uso restrito; Custo de transporte.	
Como adsorvente para os contaminantes e metais pesados de águas residuais	Absorve metais como Cd, Cr, As, entre outros; Eficaz para a remoção de P.	O grau de adsorção está sob investigação; Risco de obstrução e possível liberação de substâncias.	Mecanismo e extensão da adsorção ainda precisam ser pesquisados.
Como substrato em wetlands	Substitui meio suporte em wetlands; Aumenta a remoção de P e N em wetlands.	Distâncias de transporte; Ainda sob investigação.	Os experimentos ainda estão em escala laboratorial.
Adição em estações de tratamento de esgoto	Melhora a sedimentação do esgoto; Aumenta a produção de gás no digestor de lodos; Melhor a desidratação dos lodos; Remoção de P.	Logística operacional (ETAs geralmente são distantes de ETEs); Aumento da capacidade e custos na ETE; Custo com transporte para a eliminação combinada de lodos.	Pode ser uma alternativa sustentável, dependendo da distância de transporte e custos.
Na produção de cimento e argamassa	Não perigoso, concentração elevada de sólidos, componentes químicos semelhantes a argamassa; Possui propriedades de cimento; Substituto para areia e cimento. Ajudam a prevenir a corrosão e apresentam bom poder calorífico	Retardo no tempo de fixação; Inclusão de componentes prejudiciais, mau cheiro, cor indesejável no produto final; Pode afetar as propriedades mecânicas do produto final; Maior absorção de água	Deve-se garantir qualidade necessária e conhecer os componentes para determinar a aplicabilidade.

Quadro 3 - Resumo das opções de reutilização de RETAs, associando suas vantagens e desvantagens associadas.

(conclusão)

Na produção de cerâmica e tijolos	Matéria prima para tijolos de argila; Reduz disposição de lodos em aterros; Cores adequadas para o produto final; Conteúdo orgânico pode representar economia de energia térmica; Pode gerar tijolo com baixa porosidade, estruturalmente aceitável.	Redução da resistência mecânica e da tração com o aumento da proporção de lodo; A concentração de enxofre pode limitar a porcentagem de adição.	O processo é viável apesar das desvantagens; É essencial o monitoramento constante do desempenho e da estabilidade, devido à variabilidade do conteúdo orgânico.
Materiais para pavimentos, obras geotécnicas, e aterros sanitários	Redução significativa no custo dos materiais	Muitas vezes ocorre a incompatibilidade do lodo com o material padrão.	É um potencial de reutilização, mas necessita de mais pesquisas
Na prática agrícola e outros usos terrestres	Melhora na agregação do solo; O aumento da capacidade de retenção de umidade e permeabilidade à água; Redução eficaz de P a baixo custo.	Risco de acumulação de metal no solo; Baixo valor como fertilizante; Potencial fixação de P disponível.	Seu uso deve ser controlado para maximizar os benefícios e diminuir os impactos.

Fonte: Adaptado de Babatunde e Zhao (2007); Ahmad, Ahmad e Alam (2016).

1.2.7 Processo de Ozonização

Dentre os processos oxidativos avançados (POA), a ozonização, é utilizada frequentemente em tratamento de água/esgoto, especificamente para desinfecção ou polimento de efluentes. O ozônio (O_3) é um gás incolor de odor característico. É a forma triatômica do oxigênio (O_2) e, na fase aquosa, se decompõe rapidamente a oxigênio e espécies radiculares (KUNZ e ZAMORA, 2002). As propriedades do ozônio estão resumidas na Tabela 7.

Tabela 7 - Propriedades do ozônio.

Propriedade	**Unidade**	**Valor**
Massa molar	g	48
Ponto de ebulição	ºC	- 111,9 ± 0,3
Ponto de fusão	ºC	- 192,5 ± 0,4
Massa específica (0ºC e 1 atm)	g/mL	2,154
Solubilidade em água (20ºC)	g/mL	12,07
Pressão de vapor (-183ºC)	kPa	11
Volume específico (0ºC e 1 atm)	m³/kg	0,464

Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

O ozônio pode ser produzido por geradores. Devido a sua instabilidade, torna-se necessária sua produção *in situ* (USEPA, 1999; METCALF e EDDY, 2016). O método mais eficiente para a produção de ozônio é por descarga elétrica, o efeito corona. O ozônio é gerado utilizando ar ou oxigênio puro, que passa entre dois eletrodos, submetidos a diferença de potencial elétrico, o qual possibilita a dissociação de uma molécula de oxigênio, que reage com outra molécula de O_2 e consequente forma O_3 (USEPA, 1999; GONÇALVES e KECHINSKI, 2011; METCALF e EDDY, 2016).

O ozônio possui capacidade de desinfecção e esterilização. É considerado um dos oxidantes mais poderosos, com capacidade de oxidar uma série de compostos inorgânicos e orgânicos, promovendo um tratamento eficaz para uma gama de poluentes (MAHMOUD e FREIRE, 2007; BROSÉUS et al., 2009; GONÇALVES e KECHINSKI, 2011). Durante a ozonização, a oxidação pode ocorrer através de reação direta (ozônio molecular - O_3) e indireta (radical hidroxila – OH^-), ou as duas reações podem ocorrem simultaneamente (RECKHOW et

al., 1986; CARBALLA et al., 2007; ALFONSO-MUNIOZGUREN et al., 2018). As reações de decomposição do ozônio (Equação 1,2,3 e 4) descrevem suas propriedades químicas.

$$O_3 + H_2O \rightarrow HO_3^+ + OH^- \quad (1)$$

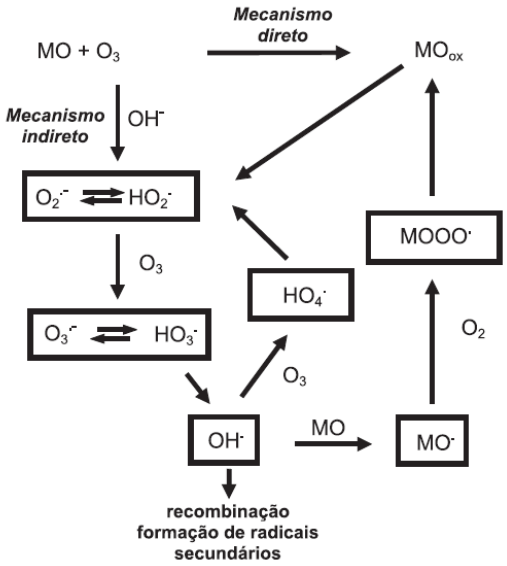
$$HO_3^+ + OH^- \rightarrow 2HO_2 \quad (2)$$

$$O_3 + H_2O \rightarrow HO + 2O_2 \quad (3)$$

$$HO + HO_2 \rightarrow H_2O + O_2 \quad (4)$$

A decomposição do ozônio em meio aquoso é realizada, principalmente, pelo ânion hidroxila (OH^-). Tal rota de reação é bastante complexa e pode ser influenciada por uma série de fatores experimentais e pela natureza/concentração de espécies químicas presentes. De maneira simplificada as reações do ozônio com compostos orgânicos na água podem apresentar a sequência da Figura 7.

Figura 7 - Mecanismos de decomposição direta e indireta do ozônio em meio aquoso (MO = matéria orgânica; MOox = matéria orgânica oxidada).



Fonte: Adaptado de Mahmoud e Freire (2007).

Dentre suas utilizações o ozônio é amplamente empregado no tratamento de água potável para desinfecção, remoção de cor, controle de sabor e odor, redução da formação de subprodutos de desinfecção, aumento da biodegradabilidade e também para a degradação de muitos compostos orgânicos (BROSÉUS et al., 2009), bem como, o uso no tratamento de efluentes e lodos de ETEs.

1.2.7.1 Ozonização no Tratamento de Lodos

Para lodos de ETA não foram encontrados estudos na literatura que visem o pré-tratamento com a injeção de ozônio, por isso é de extrema importância compreender as alterações deste oxidante nos lodos de ETA. Mas, a ozonização de lodos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) é uma técnica promissora e cada vez mais vem ganhando espaço (WEI et al., 2003; SEMBLANTE et al., 2017). A ozonização é utilizada, principalmente, para reduzir o excesso de lodos, com solubilização e recirculação (PARK et al., 2003; BOHLER e SIEGRIST, 2004; CUI e JAHNG, 2004; MANTEROLA et al., 2008; PARK et al., 2008) ou como pré-tratamento anterior à digestão anaeróbia (SCHEMINSKI et al., 2000; WEEMAES et al., 2000). Estudos relatam que a ozonização do lodo de ETE também resultou: em melhoria da sedimentação e na desidratação do lodo (PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016; FALL et al., 2018); diminuição gradual do pH e solubilização de metais (PARK et al., 2008; CHU et al., 2009); diminuição da proporção de sólidos totais voláteis por sólidos totais (STV/ST) (CHU et al., 2009); e mineralização da matéria orgânica (PARK et al., 2003; MAHMOUD e FREIRE, 2007; PARK et al., 2008; FALL et al., 2018).

A redução efetiva da massa de lodo pela ozonização ocorre com a decomposição da matéria orgânica em dióxido de carbono (CO_2) e água, promovendo à mineralização (PARK et al., 2008; FALL et al., 2018). A redução da massa de lodo é considerada uma estratégia promissora de desenvolvimento (ZHANG et al., 2016). Em trabalho realizado por Fall et al. (2018) o índice de mineralização alcançado no lodo em estudo foi de um valor médio de 13 ± 3%, do total inicial da Demanda Química de Oxigênio (DQO), representando a metade das reduções totais de lodo. Lee et al. (2005) relataram que com uma dosagem de 0,05 gO_3/g de sólidos suspensos totais (SST) acarretou em 8% de mineralização do lodo bruto. No trabalho realizado por Park (2003) e colaboradores, a redução da massa de lodo por mineralização passou de 5% para 20% quando a dose de ozônio aplicada aumentou de 0 gO_3/g ST para 0,5 gO_3/g ST, no processo de tratamento do lodo em estudo. Ainda segundo os autores, a injeção de ozônio no lodo acarretou tanto a redução da massa como de volume do lodo.

Outro efeito fundamental da ozonização em lodos é promover a liberação de água das partículas, melhorando a desidratação. Diversos autores relatam que a utilização de polímeros no condicionamento de lodos reduz parte do conteúdo de água ligada melhorando a desidratação e aumentando a concentração de sólidos no lodo (LEE e LIU, 2001; KYNCL,

2008; TO et al., 2016; WEI et al., 2018). Mas a desidratação convencional do lodo remove apenas a água livre e uma parte da água ligada (ERDINCLER e VESILIND, 2003).

A oxidação, que pode ser realizada por O_3, libera a água de ligação (intersticial). A oxidação destrói a estrutura do lodo, melhorando sua desidratação (ZHOU et al., 2015, CAI et al., 2018). A ruptura da partícula de lodos altera a distribuição da água na biomassa, liberando a água presa em sua estrutura (CHU et al., 2009; ZHAO et al., 2007; WEI et al., 2018), resultando na diminuição do teor de água de ligação do lodo com o aumento do teor da dose de ozônio (ZHAO et al., 2007). A ozonização em lodos de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) melhorou a sedimentação e desidratação do lodo (PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016; FALL et al., 2018).

Muitas vezes apenas a oxidação não consegue atingir um desempenho ideal de desidratação. Assim, o uso combinado de pré-tratamentos com a floculação mostra um potencial para a desidratação eficiente de lodos (WEI et al., 2018). A combinação entre os processos de ozonização e floculação podem diminuir as desvantagens de um único processo (OLOIBIRI et al., 2015).

Em estudo realizado por Cheng et al. (2011) o pré-tratamento com O_3 aumentou o efeito de coagulação do efluente secundário. Semelhante, Jekel (1998) relatou que a combinação da ozonização e coagulação levou a formação de flocos maiores e mais estáveis. Corroborando, Genz et al. (2011) demonstram que a pré-ozonização de lodo de ETE melhorou o processo subsequente de floculação e filtração. É evidente que a ozonização pode ser usada com pré-tratamento antes da floculação, propiciando melhor desidratação aos lodos. Mas, poucos estudos dão enfoque na oxidação do lodo para melhorar a sua desidratação, enfatizando a ozonização como um método de pré-tratamento (PARK et al., 2003). Para lodos de ETA, até a realização do presente estudo, não foram encontrados relatos na literatura que visem o pré-tratamento com a injeção de ozônio seguida da floculação.

1.3 MATERIAL E MÉTODOS

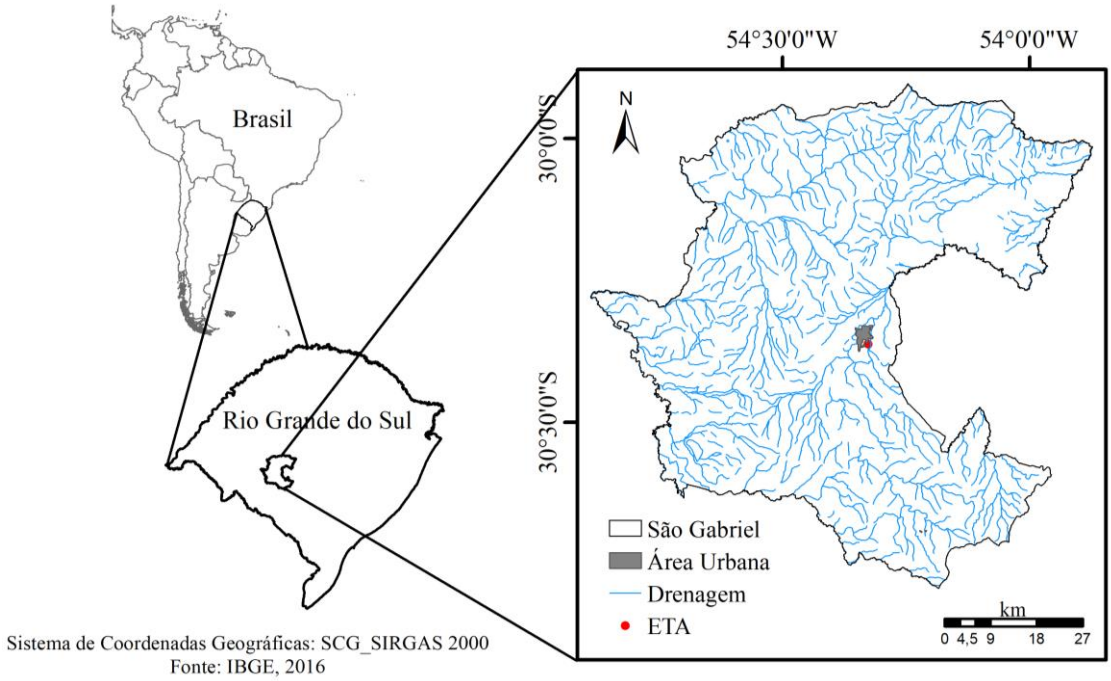
1.3.1 Descrição da ETA de São Gabriel

O Município de São Gabriel está localizado na Fronteira Oeste do Estado do Rio Grande do Sul – Brasil, sua área total é de 5.023,821 km^2, e conta com uma população de 60.425 habitantes (IBGE, 2010). Dentro do contexto hidrológico o território municipal está localizado

nas Bacias Hidrográficas Vacacaí-Vacacaí Mirim e Santa Maria (região Hidrográfica do Guaíba e do Uruguai, respectivamente).

O abastecimento público de água da cidade é realizado pela empresa São Gabriel Saneamento (SGS), a qual opera a Estação de Tratamento de Água (ETA) decorrente do contrato de concessão desde 2012. O sistema de abastecimento de água é composto por uma única ETA. A qual atende em torno de 60 mil habitantes, representando, aproximadamente, 97% da população urbana da cidade. A partir da chegada da água bruta na ETA, esta é tratada, encaminhada para os reservatórios e distribuída para a população. A localização da área da ETA de São Gabriel pode ser visualizada na Figura 8.

Figura 8 - Localização do Munícipio e da Estação de Tratamento de Água de São Gabriel.



Fonte: Autor (2020), baseado em dados IBGE.

A captação superficial ocorre no Rio Vacacaí, com barragem de captação distante, cerca de, 20 km da ETA. O rio pertencente à classe 2 (CONAMA 357/2005), sendo de quarta ordem, considerando a nascente até o ponto de coleta em escala de 1:50.000. A turbidez da água bruta sofre influência principalmente dos períodos de precipitação pluviométrica, entre julho de 2014 a junho de 2015, a turbidez média dos meses variou de 22,7 a 70,1 NTU, com turbidez mínima de 16 NTU (fevereiro, 2015) e máxima de 531,9 NTU (junho, 2015) (HEDLUND, 2016).

O sistema de captação das águas superficiais ocorre por meio de adutora, com captação em remanso à margem do Rio Vacacaí. A captação é feita por meio de elevatória com dois conjuntos moto-bombas com capacidades nominais de 130 L/s, que operam individualmente ou em conjunto. A estação de tratamento de água de São Gabriel (Figura 9) opera por meio de estação convencional, composta pelos processos de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. A capacidade de operação nominal é de 137 L/s, podendo chegar a operar com vazão de 220 L/s, em períodos de temperaturas elevadas.

Figura 9 - Estação de Tratamento de Água de São Gabriel.

Fonte: São Gabriel Saneamento.

A água bruta captada chega a ETA por meio de adutora. Na entrada da estação a água passa por uma calha Parshall para a medição de vazão e mistura rápida. Por meio do centro de controle operacional (CCO) ocorre a dosagem de produtos químicos, de forma automatizada. Caso necessário, realiza-se a pré-cloração, dependendo da qualidade da água bruta, em seguida, é realizada a coagulação com Cloreto de Polialumínio (PAC). Quando se faz necessário também ocorre adição de carvão ativado, mas esta é restrita a períodos de proliferações de algas no leito do rio, o que ocorre de forma esporádica.

A estação de tratamento de água de São Gabriel é composta por seis floculadores mecânicos com 14,52 m² de área por unidade e volume de 36,3 m³, totalizando um volume de 217,7 m³. A distribuição da água floculada é realizada nas entradas dos decantadores através de cortinas de distribuição. A ETA conta com dois decantadores do tipo convencional de fluxo horizontal, com área superficial total de 700 m² e volume total de 1.855,00 m³. A água decantada é filtrada em seis filtros de fluxo descendente, com leito simples de areia, cada sistema de filtração possui área de 16,65 m², com área superficial total de filtração de 100 m². A Figura 10 apresenta uma vista geral da ETA, com ênfase para os decantadores de fluxo horizontal e para os filtros da estação.

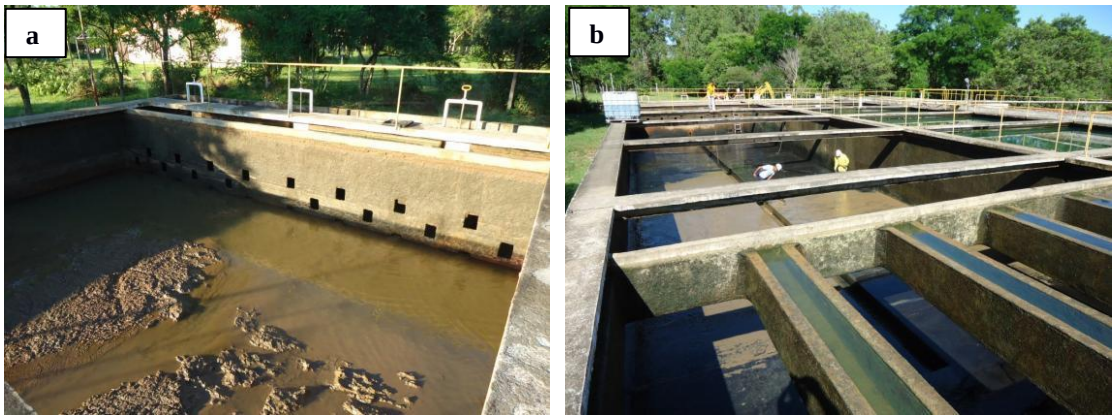
Figura 10 - Vista geral de ETA de São Gabriel.

Fonte: São Gabriel Saneamento.

1.3.1.1 Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR)

A água de lavagem dos filtros (lodo de limpeza do processo de filtração), segue direto para a caixa de recirculação e retorna junto com a água bruta para ser retratada na ETA. O lodo resultante do processo de limpeza dos decantadores é encaminhado para a Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) para ser realizada a desidratação do resíduo. Um processo de higienização dos decantadores pode ser observado na Figura 11 (a,b).

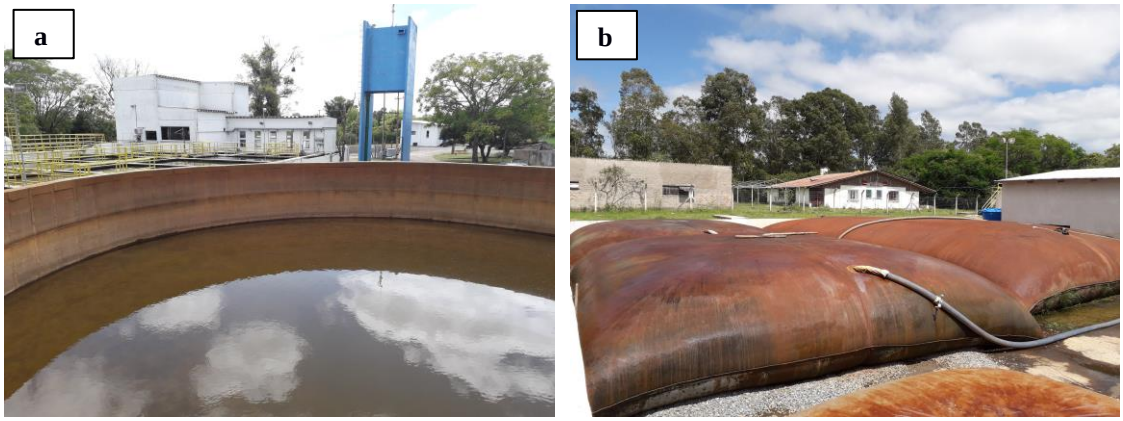
Figura 11 - Higienização dos decantadores da ETA de São Gabriel. (a) lodo acumulado no decantador; (b) processo de higienização do decantador.



Fonte: São Gabriel Saneamento.

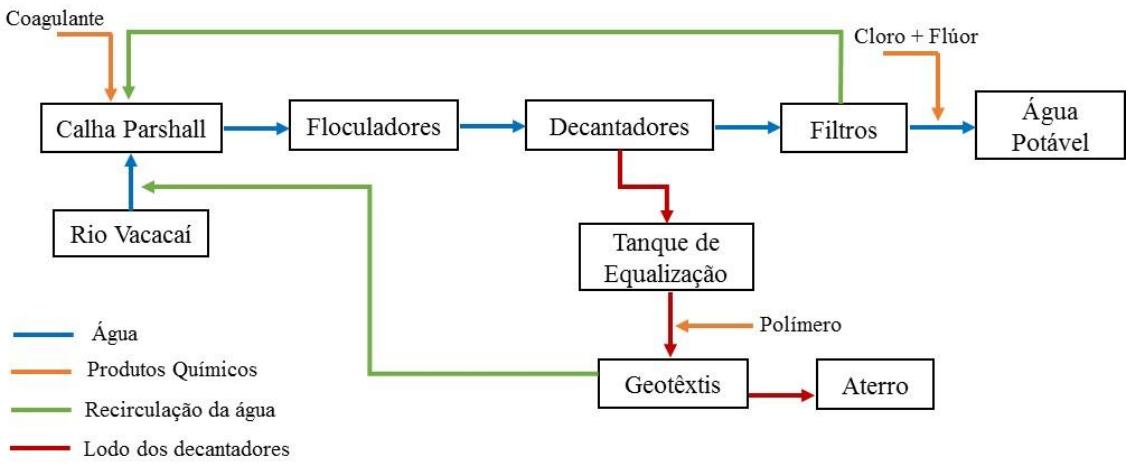
A UTR foi instalada em 2016, sendo composta por um tanque de equalização (Figura 12a) que recebe o lodo dos decantadores. Em sequência o lodo é bombeado e aplicado o polímero RapFloc 30 em linha, para desidratação em geotêxtil (Figura 12b). Após a desidratação, o lodo é descartado em aterro sanitário. A Figura 13 mostra o fluxograma de funcionamento da ETA e da UTR.

Figura 12 - Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) (a) tanque de equalização; (b) geotêxtil.



Fonte: Autor (2020).

Figura 13 - Fluxograma de funcionamento da ETA e UTR de São Gabriel.



Fonte: Autor (2020).

O geotêxtil é um tecido de polipropileno com alta resistência a tração (105 kN/m), com o objetivo de reter as partículas sólidas, e permitir a drenagem do líquido. O geotêxtil utilizados para a desidratação do lodo da ETA foram fornecidos pela empresa Huesker®. A ficha técnica do geotêxtil é apresentada no Anexo A. De acordo com informações do gestor da ETA de São Gabriel o custo para o tratamento do lodo é de, aproximadamente, R$ 375 mil por tonelada de resíduo, incluindo apenas destinação (aterro) e transporte. O custo com polímero gira em torno de R$ 35 mil por mês.

1.3.2 Organização Experimental

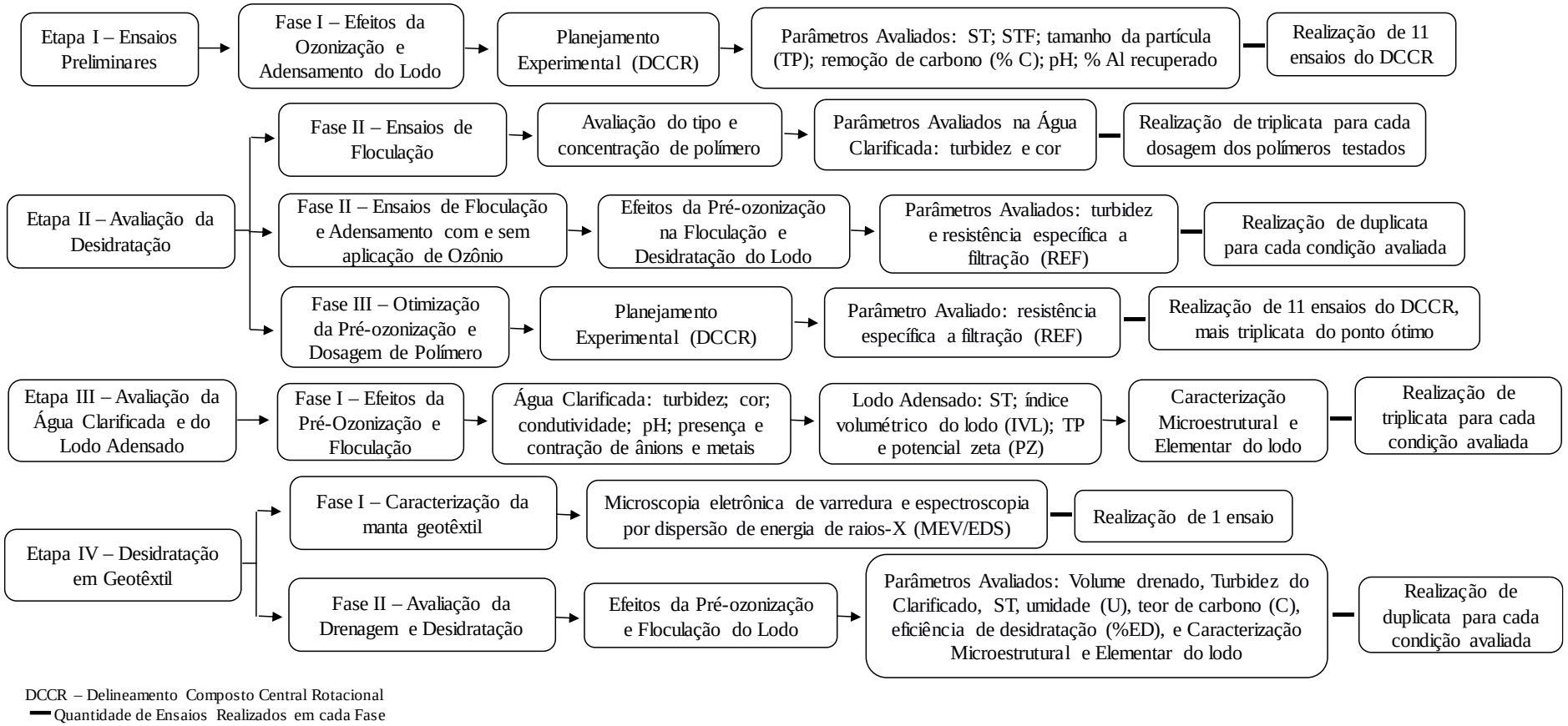
1.3.2.1 Infraestrutura e Etapas da Pesquisa

Neste item está apresentada a organização experimental para o desenvolvimento da tese de doutorado. A infraestrutura utilizada para a realização do presente estudo foram o: Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) do Centro de Tecnologia (CT); Laboratório de Processos Ambientais (LAPAM) do Departamento de Engenharia Química; Laboratório de Análises Químicas, Industriais e Ambientais (LAQIA) do Departamento de Química; Laboratório de Desenvolvimento Farmacotécnico do Departamento de Farmácia; Laboratório de Pesquisa em Biotransformações de Carbono e Nitrogênio (LABCEN) do

Departamento de Solos; todos laboratórios da UFSM; e o Laboratório de Nanotecnologia da Universidade Franciscana (UFN).

Foram realizados estudos para a compreensão das características do lodo e do comportamento deste perante adição do agente oxidante (O_3). Assim, a partir dos estudos iniciais a investigação experimental da presente tese de doutorado foi dividida em etapas: 1) Ensaios Preliminares, com a determinação dos efeitos da ozonização e adensamento do lodo; 2) Avaliação da Desidratação, identificando a influência da pré-ozonização e floculação para o desague do lodo; 3) Avaliação da Água Clarificada (sobrenadante resultante do adensamento) e do Lodo Adensado, após a pré-ozonização e floculação; 4) Desidratação em Geotêxtil, determinando a influência da ozonização e floculação na drenagem e desidratação do lodo. Cada etapa da pesquisa resultou em um artigo, que são mostrados nos capítulos 2, 3, 4 e 5. A Figura 14 apresenta o organograma que descreve as principais etapas e fases da pesquisa, os procedimentos e parâmetros analisados, assim como, a quantidade de ensaios realizados para o desenvolvimento de cada fase.

Figura 14 - Organograma que descreve o desenvolvimento das principais etapas e fases da pesquisa, e a quantidade de ensaios realizados.



Fonte: Autor (2020).

1.3.2.2 Coleta do Lodo

A fim de se obter uma amostra mais representativa da realidade do lodo gerado na ETA de São Gabriel, as coletas do lodo foram realizadas após a higienização dos decantadores. O procedimento de coleta seguiu o estabelecido na NBR 10.007 (ABNT, 2004d). A coleta do lodo ocorreu no tanque de recebimentos de resíduos o qual foi armazenado em recipientes de 20 L. Posterior a cada coleta, as amostras de lodo foram encaminhadas para o laboratório e mantidas sob refrigeração em 4±1ºC.

1.3.3 Ensaios de Ozonização

O gerador de ozônio utilizado nos ensaios foi da marca Tholz - TH 50 (com dimensões de 30,2 cm x 25,8 cm x 14,0 cm), acoplado a um compressor de ar, com vazão e pressão de ar mantidas em um valor fixo, de aproximadamente, 10 L/min. Para a produção de ozônio, o compressor insere ar atmosférico no gerador Tholz, o ar passa por um filtro de sílica e, posteriormente, o ar é conduzido para um sistema de geração do ozônio. O filtro de sílica tem o intuito de secar o ar, aumentando a produção de ozônio, e reduzir a geração de gases secundários e a umidade, que pode conduzir a falhas elétricas. A outra extremidade do equipamento apresenta a saída de O_3, a qual é conectada a uma mangueira que é introduzida no reator que receberá a injeção de ozônio.

De acordo com especificações do fabricante a capacidade máxima de produção do gerador Tholz - TH 50 é de 3 gO3/hora. Mas, é necessário quantificar a produção de ozônio nos geradores, para que seja possível trabalhar em condições conhecidas. A produção máxima de ozônio pode estar muito aquém das especificações fornecidas pelos fabricantes. Através do método iodométrico, é possível quantificar a produção de ozônio (APHA, 2012). Assim, anterior aos ensaios de ozonização do lodo se fez necessário realizar a calibração do gerador. Todos os ensaios de ozonização seguiram a metodologia indicada no *Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), método 4500-O_3, a qual seguiu os procedimentos descritos por Rakness et al. (1996). A calibração do gerador de ozônio foi realizada de acordo com o procedimento mencionado abaixo:

- Adiciona-se na coluna de ozonização solução de iodeto de potássio 2% (KI);
- Inicia-se o borbulhamento do gás ozônio dentro da coluna de ozonização por tempo de contato controlado;

- Atingido o tempo de contato pré-estabelecido, coleta-se um volume da solução KI ozonizada da coluna e adiciona-se solução de ácido sulfúrico;
- Posteriormente, titula-se a amostra da coluna de ozonização com tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$), até que mude a coloração para amarelo-palha;
- Atingida a coloração amarelo-palha, adiciona-se solução de amido na amostra da coluna de ozonização, tornando a amostra azulada;
- Continuando a titulação, adiciona-se tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$) até que a cor azulada desapareça totalmente, tornando transparente;
- Marca-se o volume total de tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$) gasto;
- Depois de anotado o volume total de tiossulfato de sódio, calcula-se a produção de ozônio (gO_3/h) na coluna de ozonização por meio da Equação 5.

$$P_{Coluna} = \frac{N_t.\Delta_{Vt}.V_{KI}.24000.60}{V_{amostra}.t.1000} \quad (5)$$

Onde:

P_{Coluna} = produção de ozônio dentro da coluna de ozonização (gO_3/h);

N_t = normalidade do tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$);

Δ_{Vt} = vf – vb

vf = volume de tiossulfato consumido na titulação da amostra (mL);

vb = volume de tiossulfato consumido na titulação do branco (mL);

V_{KI} = volume da solução de iodeto de potássio 2% (KI) ozonizada (Litro);

$V_{amostra}$ = volume da amostra coletada para a titulação (mL);

t = tempo de aplicação do ozônio na coluna de ozonização (minutos);

24000, 60, 1000 = fatores de conversão para obtenção da produção em g/h.

O cálculo da produção de ozônio do gerador não se limita apenas na determinação da produção dentro da coluna de ozonização. Adicional à produção de ozônio dentro da coluna existe uma parcela que não se transfere no meio líquido, sendo eliminado no frasco lavador de gás. Para quantificar o excesso de ozônio (off gás) utilizou-se a Equação 6.

$$Off\ gás = \frac{N_t.\Delta_{Vt}.V_{KI}.24000.60}{V_{amostra}.t.1000} \quad (6)$$

Onde:

$Off_{gás}$ = excesso de ozônio gasoso (gO_3/h);

N_t = normalidade do tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$);

Δ_{Vt} = vf – vb

vf = volume de tiossulfato consumido na titulação da amostra, (mL);

vb = volume de tiossulfato consumido na titulação do branco (mL);

V_{KI} = volume da solução de KI 2% usado no frasco lavador de gás (Litro);

$V_{amostra}$ = volume da amostra coletada para a titulação (mL);

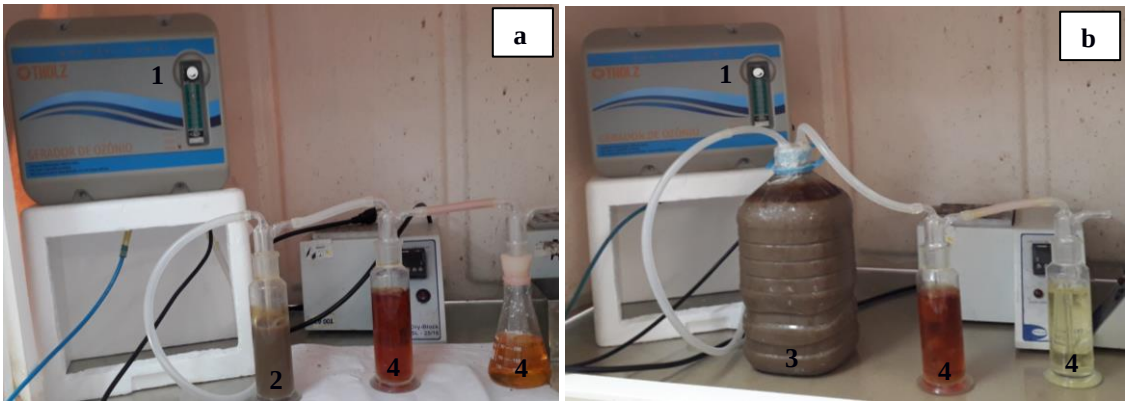
t = tempo de aplicação do ozônio na coluna de ozonização (minutos);

24000, 60, 1000 = fatores de conversão para obtenção da produção em g/h.

O valor total da produção de ozônio pelo gerador é calculado com a soma da produção dentro da coluna de ozonização e no frasco lavador de gás. De acordo com o fabricante a capacidade máxima de produção do gerador Tholz - TH 50 é de 3 gO_3/hora. Porém, com a vazão de ar utilizada a calibração realizada em laboratório aferiu que a produção total geral média de ozônio foi 0,53 gO_3/h. Para as etapas 1, 2 e 3 da pesquisa a dosagem média utilizada foi de 0,54±0,035 gO_3/h (primeira calibração) e de 0,52±0,039 gO_3/h (segunda calibração), os valores referentes a calibração do gerador de ozônio são apresentados no Apêndice A.

Todos os ensaios de ozonização com o lodo da ETA foram realizados em batelada, em reatores de 150 ou 5000 mL com injeção contínua de ozônio em temperatura ambiente. A Figura 15 (a,b) mostra os ensaios de ozonização.

Figura 15 – Ensaios de ozonização. (a) reator com 150 mL de lodo; (b) reator com 5000 mL de lodo.

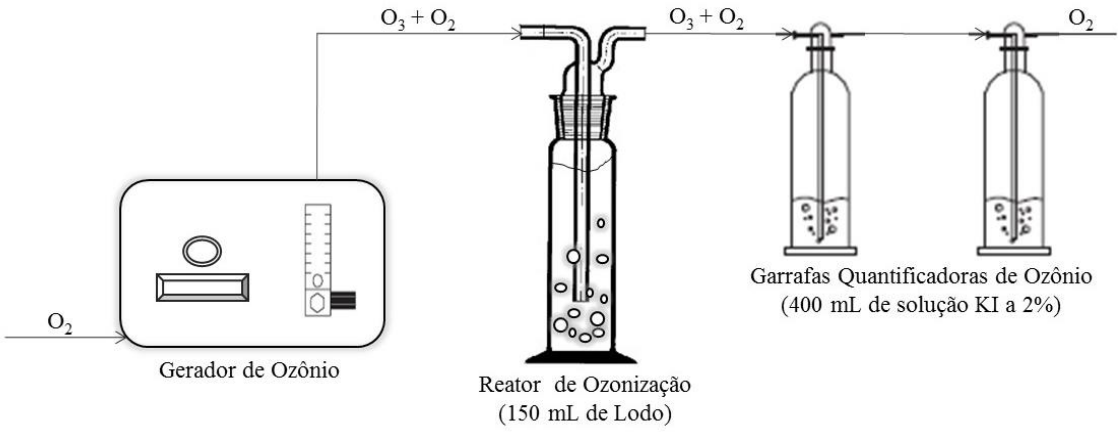


1-gerador de ozônio; 2-reator de 150 mL de lodo; 3-reator de 5000 mL de lodo; 4-garrafa quantificadora de ozônio.

Fonte: Autor (2020).

A dose de ozônio consumida na reação (gO_3/gST) foi calculada a partir da massa de entrada e saída de ozônio, por meio do método iodométrico. Ao final do tempo de controle o gerador era desligado, fornecendo diferentes doses de ozônio no lodo da ETA. O gás de ozônio que não reagiu com o lodo foi coletado em duas armadilhas de KI conectadas em série, e o gás escape foi descartado para a atmosfera. A representação esquemática da ozonização pode ser observada na Figura 16.

Figura 16 - Representação esquemática da pré-ozonização do lodo da ETA.



Fonte: Autor (2020).

1.3.4 Processo de Floculação

Todos os ensaios de floculação do lodo foram realizados em Teste de Jarros. Dentre os ensaios foi avaliada a floculação de seis polímeros catiônicos, dentre os quais um foi escolhido para dar continuidade ao experimento. Os polímeros catiônicos apresentam bons resultados para a floculação e desidratação de lodos, principalmente devido às baixas dosagens utilizadas que resultam em alta eficiência, sendo comumente utilizados no tratamento de lodos de ETAs (AYOL, DENTEL e FILIBELI, 2005; WANG et al., 2012; WEI et al., 2018).

Os polímeros catiônicos avaliados foram: P-2700 (NovaFlok); P-3300 (NovaFlok); P-2900 (NovaFlok); AQUA – 4115SH (AQUA); AQUA – 1540 (AQUA); RAPFLOC 30 (RapFloc). Os polímeros foram preparados em concentração de 3 g/L, seguindo os procedimentos da Norma Técnica da SABESP – NTS 233 e o descrito por Dentel, Abu-orf e Griskowitz (1993). As dosagens de polímero adicionada no lodo foram dadas em mg pol/gST.

A floculação do lodo foi realizada em equipamento de Teste de Jarros, da marca Milan®, o qual é composto por seis jarros. Os agitadores são de aço inox com paleta de eixo vertical. O sistema dosador de produtos químicos é composto por suporte com 12 cubetas de

vidro, que permitem a dosagem simultânea. O equipamento é acionado por meio de sistema mecânico de polias, tracionado por correia interligada a motor elétrico dotado de caixa redutora. A Figura 17 mostra a realização de um ensaio no equipamento de teste de jarro.

Figura 17 - Ensaios em Teste de Jarros com diferentes dosagens de Polímero Catiônico.

Fonte: Autor (2020).

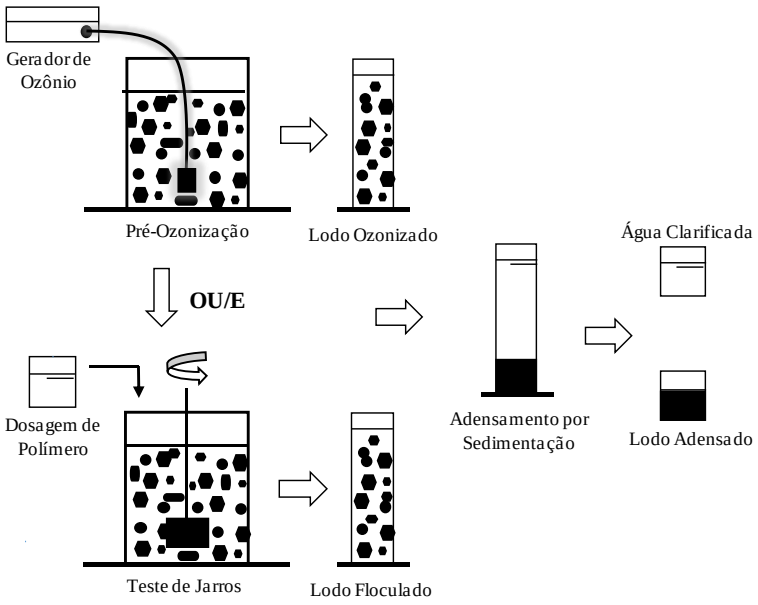
A rotação do equipamento, para a mistura rápida e lenta, foi ajustada por programação automática, as quais foram realizar a partir de testes preliminares e adaptações dos tempos e gradientes de velocidade utilizados nos estudos de Zhao (2004a), Lee e Liu (2000, 2001) e Scalize e Di Bernardo (1999). A programação utilizada no Teste de Jarros foi para as seguintes velocidades angulares: velocidade rápida de 120 rpm por 20 segundos e velocidade lenta de 30 rpm por 1 minuto. Os ensaios seguiram os procedimentos descritos abaixo:

- Adicionar o volume de polímero corresponde a dosagem requerida, nas cubetas de dosagem simultânea;
- Encher os jarros com o lodo da ETA, a temperatura ambiente;
- Ligar o equipamento já ajustado à rotação com controle automático, para a agitação rápida e lenta;
- Homogeneizar a amostra e adicionar nos jarros os volumes correspondentes as dosagens dos polímeros, com auxílio do suporte de dosagem simultânea;
- Contagem automática do teste de jarros, para a mistura rápida e lenta;
- Término do processo de floculação.

1.3.5 Adensamento por Gravidade/Sedimentação

Os testes de adensamento foram realizados por gravidade, com e sem a injeção de ozônio e a utilização de polímero, em diferentes etapas da pesquisa. O adensamento foi realizado em proveta graduada de 250 mL, posterior a pré-ozonização ou/e floculação foi dado início ao adensamento. Na etapa I foram avaliados diferentes períodos de sedimentação do lodo sem a adição do polímero. Na etapa II o período de sedimentação foi fixado em 30 minutos, sendo avaliado o efeito do ozônio e do polímero no processo de desidratação. O organograma da Figura 18 apresenta esquematicamente as combinações entre os tratamentos para a etapa II.

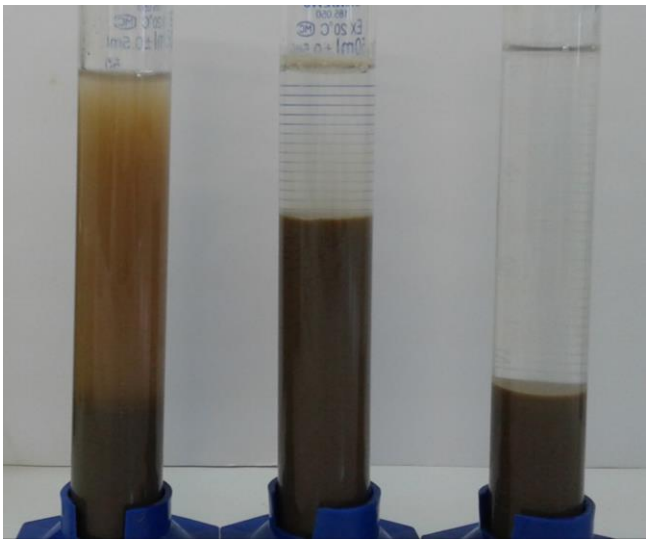
Figura 18 - Representação esquemática da pré-ozonização, floculação e sedimentação do lodo.



Fonte: Autor (2020).

Para a avaliação da água clarificada, sobrenadante resultante do adensamento, foram coletadas alíquotas, de no mínimo 30 mL, entre 5 a 10 cm da borda superior. Posterior a remoção da água clarificado o lodo foi coletado para análise dos parâmetros previamente determinados. A realização de um ensaio de adensamento em escala de bancada é mostrada na Figura 19.

Figura 19 – Adensamento de lodo de ETA com diferentes dosagens de ozônio e períodos de sedimentação.



Fonte: Autor (2020).

1.3.6 Resistência Específica a Filtração (REF)

A resistência específica a filtração (REF) ou resistência específica é um parâmetro utilizado para avaliar a menor ou maior facilidade de remoção de água de lodos (REALI, 1999; RICHTER, 2001; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). Para valores mais baixos de resistência específica, mais fácil será a retirada da água do lodo, ou seja, mais fácil o desague, com o aumento da resistência específica os poros entre os flocos tornaram-se menores ocasionando alto impedimento do transporte de água sob pressão (DE SOUZA e SCALIZE, 2013).

Lodos com distintas procedências podem apresentar resistência específica na ordem de 0,1 a 12 $x10^{12}$ m/kg (SCALIZE e DI BERNARDO, 1999), mas de acordo com Reali (1999) os resíduos de ETAs podem apresentar valores de resistência específica entre $5x10^{12}$ a $70x10^{12}$ m/kg. Em trabalho realizado por Zhao (2004a) a resistência específica do lodo da ETA em estudo apresentou valores na ordem de 58,6 – $82,7x10^{12}$ m/kg. Assim, torna-se imprescindível a execução de ensaios experimentais para determinar a resistência a filtração. A equação 7 determina a REF, a qual consiste em avaliar a passagem do líquido por meio de uma massa sólida.

$$r = \frac{2.b.P.A^2}{\mu.C} \quad (7)$$

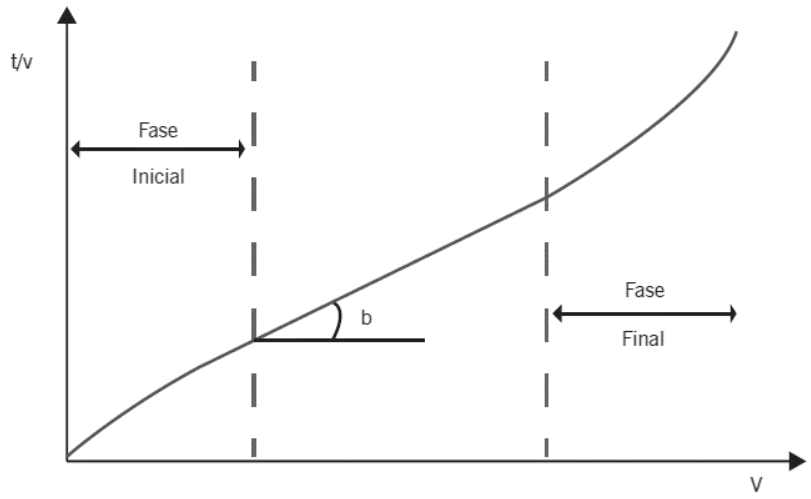
Onde: r = resistência específica (cm/g); P = pressão de filtração (g/cm.s²); A = área filtrante (cm²); μ = viscosidade do filtrado (g/cm.s); C = massa de sólido suspenso por unidade de volume filtrado (g/cm³); b = coeficiente (s/cm⁶), dado pela equação 8.

$$b = tg\alpha = \frac{\left(\frac{t2}{v2}\right)-\left(\frac{t1}{v1}\right)}{v2-v1} \quad (8)$$

Onde: t = tempo de filtração (s); e v = volume do filtrado (cm³).

O valor do coeficiente b é obtido construindo um gráfico no qual se tem os valores de v e t/v, conforme observado na Figura 20.

Figura 20 - Gráfico típico dos valores de (t/v) em função de v, para obtenção de b no cálculo de resistência específica.

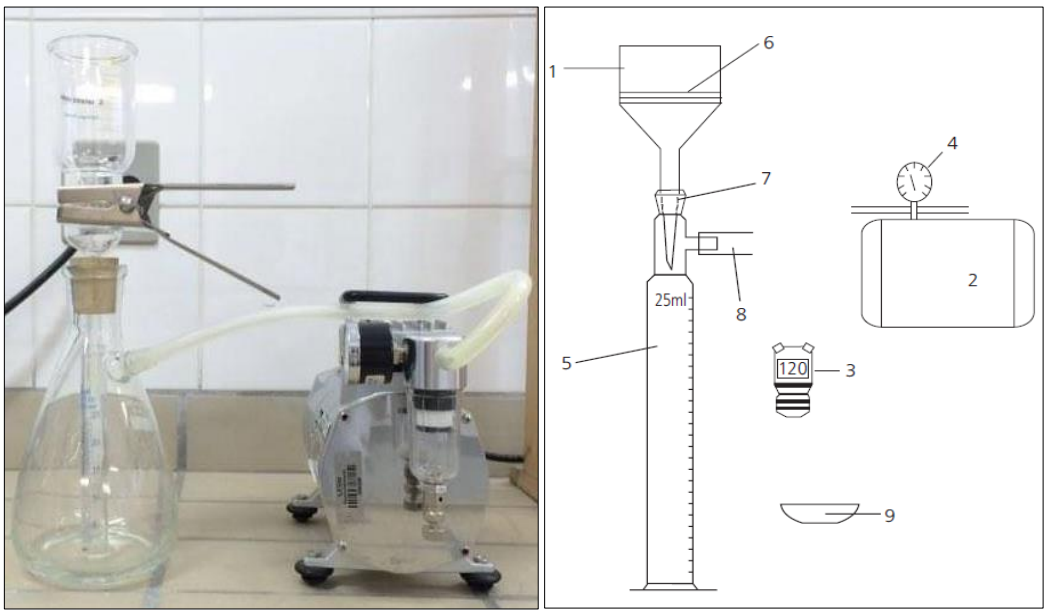


Fonte: Adaptado de Almeida, Gonçalves e Guimarães (1991).

Na Figura 21 está ilustrado o equipamento utilizado para a determinação da resistência específica. Os ensaios foram realizados de acordo com metodologia descrito por Di Bernardo, Dantas e Voltan (2012), com base no teste do tempo de filtração descrito por APHA et al. (2012). Em cada ensaio de resistência específica será utilizado 25 mL de lodo adensado. Os procedimentos adotados consistem em:

- Colocar o papel filtro no interior do funil de Buchner e molhá-lo com 20 mL água destilada, acomodá-lo em um cadinho de porcelana, e levar para uma estufa laboratorial a 100 ºC por 2 horas;
- Retirar o material da estufa, colocar em um dessecador, esperar esfriar e realizar a pesagem inicial;
- Após pesagem, o filtro de papel será acoplado no funil de Burchner e umedecido com água destilada, em seguida aplica-se vácuo (380 mmHg);
- Adiciona-se 25 mL de lodo no funil e aplica-se vácuo no sistema, registra-se em função do tempo o volume do filtrado. A partir dos valores de tempo pelo volume (t/v) em função do volume (v) será construído um gráfico para a obtenção do coeficiente b (Equação 8) utilizado no cálculo da resistência específica (Equação 7);
- O filtro de papel com os sólidos retidos será inserido novamente no cadinho de porcelana, e levados para a estufa a 100 ºC durante 2 horas;
- Após estar seco e frio o conjunto cadinho e papel filtro deve ser pesado, a diferença entre o peso inicial e o peso final forneceu a massa seca de sólidos totais utilizada no cálculo de resistência específica, empregados na Equação 7.

Figura 21 - Equipamentos utilizados para determinação da resistência específica.



1-funil de Buchner nº2; 2-bomba a vácuo; 3-cronômetro; 4-medidor de vácuo (manômetro); 5-proveta graduada com dispositivo para a tomada de vácuo; 6-filtro de papel *Whatman 42*; 7-anel de borracha vedante para funil Bucner; 8-mangueira para ligar a proveta a bomba; e 9-cadinho de porcelana.

Fonte: Adaptado de Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011) e Hedlund (2016).

1.3.7 Caracterização Físico-Química

Em diferentes etapas da pesquisa foram analisados parâmetros físico-químicos na água clarificada e no lodo adensado. Os parâmetros físico-químicos analisados foram o: potencial hidrogeniônico (pH); condutividade; turbidez; cor aparente; metais; ânions; série de sólidos (sólidos totais (ST); sólidos totais fixos (STF)); tamanho da partícula (TP); teor de carbono total (C); tamanho da partícula (TP); índice volumétrico do lodo (IVL); potencial zeta (PZ); umidade (U). A Tabela 8 mostra os parâmetros, métodos, equipamentos e laboratórios utilizados para a determinação das análises físico-químicas do lodo.

Tabela 8 - Parâmetros, métodos, equipamentos e laboratórios utilizados para a determinação das análises físico-químicas do lodo.

Parâmetro	**Método**	**Método de Referência (APHA,2012)**	**Equipamentos**	**Laboratório**
pH	Eletrométrico	4500-H^+ B	Peagâmetro digital (inoLab)	LEMA
Condutividade (µS/cm)	Potenciométrico	2510 B	Condutivímetro	LEMA
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	2130 B	Turbidimetro	LEMA
Cor Aparente (uC)	-	2120	Colorimetro	LEMA
Metais (mg/L)	-	-	Espectrômetro de Absorção Atômica	LAQIA
Ânions (mg/L)	-	-	Cromatografo Iônico	LEMA
Série de Sólidos (g/L)	Gravimétrico	2540 B, 2540 D, 2540 E	Bomba de Vácuo, Balança, Estufa e Mufla	LEMA
Teor de Carbono (%)	-	-	Autoanalisador CHNS	LABCEN
Tamanho da Partícula (µm)	-	-	Mastersizer e Malvern-Zetasizer	Farmacotécnico e de Nanotecnologia
Índice Volumétrico do Lodo (mL/g)	Gravimétrico	-	Balança e Estufa	LEMA
Potencial Zeta (mV)	-	-	Malvern-Zetasizer modelo nanoZS	Nanotecnologia
Umidade (%)	Gravimétrico	-	Balança e Estufa	LEMA

Fonte: Autor (2020).

1.3.8 Caracterização Micro-estrutural e Elementar

A caracterização microestrutural e elementar do lodo foi realizada com material seco em estufa a 60 ˚C. Foram realizadas análises de difração de raio-X (DRX), espectrofotometria de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR), microscopia eletrônica de varredura acoplada com espectroscopia de dispersão em energia (MEV-EDS) e espectrofotometria de fluorescência de raios X (FRX). As análises foram realizadas no Laboratório de Processos Ambientais (LAPAM) do Departamento de Engenharia Química e no Laboratório de Análises Químicas, Industriais e Ambientais (LAQIA) do Departamento de Química, ambos da UFSM. A Tabela 9 mostra os parâmetros e equipamento utilizado para a determinação das análises.

Tabela 9 - Parâmetros e equipamentos utilizados na caracterização microestrutural, morfológica e elementar do lodo.

Parâmetro	Equipamento
Identificação da estrutura cristalina	Difratômetro de raios-X (Rigaku, Miniflex 300), com ângulo de varredura entre 5 e 100°, corrente de 10 mA e tensão de 30 kV.
Identificação de grupamentos funcionais	Espectrofotômetro de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) (Shimadzu, IR Prestige 21), no intervalo de 4500 a 500 cm^{-1}.
Caracterização morfológica da superfície e a composição química	Microscópio eletrônico de varredura (Tescan, VEGA-3G, Repúplica Tcheca), acoplado com um detector de elétrons secundários (SE) para a obtenção de imagens.
Composição de óxidos	Espetrômetro Sequencial de Fluorescência de Raio-X (FRX) (Bruker, S2 Ranger).

Fonte: Autor (2020).

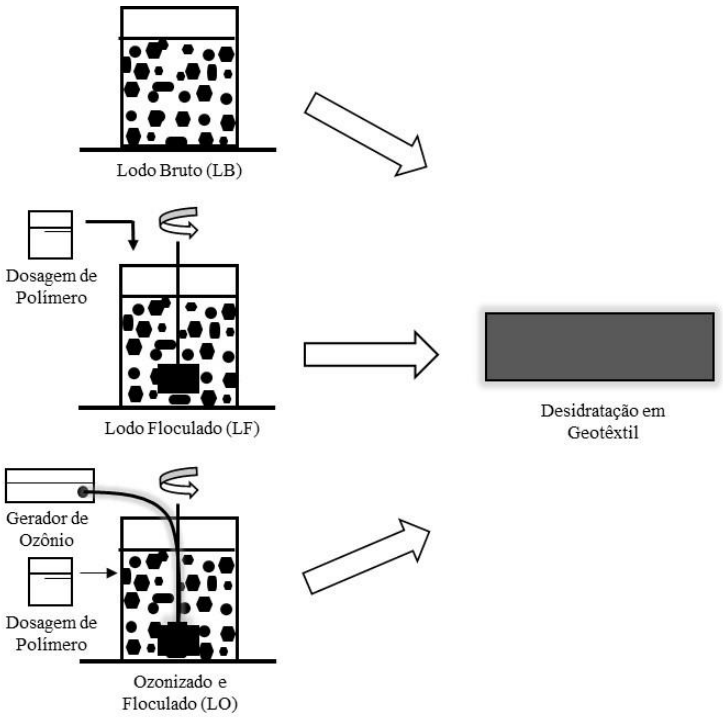
1.3.9 Desidratação do Lodo por Geotêxtil

A desidratação foi realizada em geotêxtil, em escala de bancada. O geotêxtil utilizado para a desidratação do lodo foi o mesmo empregado na ETA, o qual apresentou abertura aparente de 240 μm (± 40 μm), flange de 1 polegada e dimensões de 0,27 m x 0,20 m que pode ser preenchida até uma altura de 0,15 m. A composição elementar do geotêxtil foi realizada por MEV/EDS.

Nesta etapa a principal finalidade foi avaliar o efeito da ozonização no processo de drenagem e desidratação, em comparação com os tratamentos com e sem a utilização de

polímero para desidratação em geotêxtil. Segundo Semblante et al. (2017), se faz necessário conhecer o efeito da ozonização sob o processo de desidratação dos lodos. Foram avaliados lodos em três condições, o bruto (LB), o floculado (LF), o ozonizado e floculado (LO). O organograma da Figura 22 apresenta esquematicamente as combinações entre os tratamentos.

Figura 22 - Representação esquemática das amostras para os ensaios de desidratação do lodo.



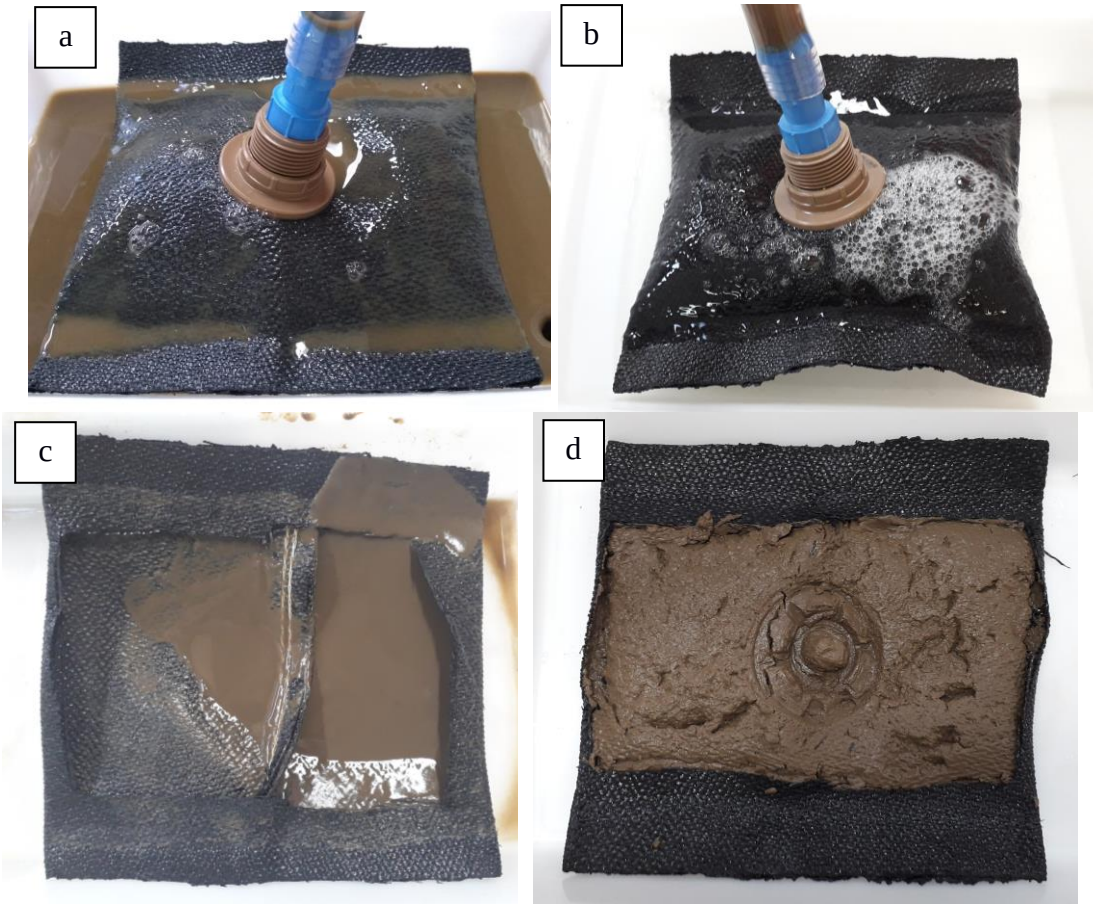
Fonte: Autor (2020).

Para a desidratação do lodo em geotêxtil foram empregados 5000 mL de lodo em cada ensaio, com vazão média de enchimento de 1000 mL/s. Os ensaios foram realizados em uma estrutura composta por um recipiente suspenso, conectado a um tubo, e este ao geotêxtil. O qual foi mantido em um recipiente disposto de tubulação para a coleta do drenado. A Figura 23 mostra como foi montado o aparato experimental. Posterior a aplicação do lodo no geotêxtil foi coletada amostras da água drenada, nos tempos de 1 min., 2 min., 3 min., 4 min., 5 min., 6 min., 7 min., 8 min., 9 min., 10 min., 15 min., 30 min., 45 min., 60 min. e 90 minutos. Após o encerramento da fase de drenagem o geotêxtil foi aberto e as amostras de lodo coletadas. A Figura 24 (a;b) mostra a drenagem do lodo LB e LO, respectivamente. Já a Figura 24c mostra o geotêxtil aberto com a amostra LB após o fim da fase de drenagem, e a Figura 24d a amostra LO.

Figura 23 - Aparato experimental para os ensaios de desidratação em geotêxtil.

Fonte: Autor (2020).

Figura 24 - Drenagem do lodo e abertura dos geotêxtil. (a;c) amostra LB; (b; d) amostra LO.



Fonte: Autor (2020).

2. ARTIGO 1 - The Influence of Ozonation on Water Treatment Plant Sludge: Evaluation of clarified water and thickened sludge

ABSTRACT

Sludge from Water Treatment Plants (WTPs) represent an environmental contamination risk. Besides requiring the proper disposal of this waste, it is fundamental to develop techniques that promote the improvement of the treatment and reduction of the sludge mass. In this scenario, ozone presents advantageous properties for sludge treatment. Hence, the main goal of this work was to investigate the effect of ozone (O_3) on WTP sludge. Ozonation essays were carried out in batch, with the continuous ozone injection. At the end of the control time, the WTP sludge was transferred to the sedimentation column. The effects of ozone and sedimentation were assessed on the characteristics of thickened sludge and clarified water employing a Rotational Central Composite Design (RCCD). The treatment with the highest ozone dosage (1.1 $gO_3/(gTS)$) yielded the most considerable alterations both in the thickened sludge and the clarified water, resulting in superior indices of total solids (39.1 g/L), total fixed solids (28.9 g/L), total carbon removal (13%), and aluminum solubilization (88.6 mg/L), as well as lower particle sizes (42.6 µm) and pH (3.6). Results showed that the sludge settling periods only alter the solids content of the thickened sludge, while the ozonation influenced all parameters evaluated. Therefore, it is shown in this work that ozonation improves the treatment and reduces the sludge mass.

Keywords: sludge; ozone; treatment; sedimentation; mineralization; aluminum solubilization.

2.1 INTRODUCTION

Due to urbanization and population growth in the last centuries, the demand for potable water escalated proportionately. This required the expansion of the treatment and distribution system (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a). Concurrently, the degradation of water resources occurs at a brisk pace. Such factors significantly contribute to the rise in sludge generation by water treatment plants (WTPs), made evident by the increase in suspended solids in raw water, more considerable use of chemical products in the clarification process, and the expansion of potable water production.

WTP sludge encompasses the waste produced during water treatment (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016b; DE OLIVEIRA ANDRADE et al., 2018; AWWA, 1990; KYNCL, 2008), originated in the coagulation/flocculation process and retained in the decantation (flotation) and filtration units. The properties of the sludges typically depend on the quality of the raw water, treatment method applied, and chemical products used, along with their dosages (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016b; KEELEY; JARVIS; JUDD, 2014; KYNCL, 2008; TANTAWY, 2015; VERRELLI; DIXON; SCALES, 2010).

In developed countries, most of the WTP sludge is discarded in landfills or incinerated (BABATUNDE; ZHAO, 2007; KEELEY; JARVIS; JUDD, 2014; KYNCL, 2008), while in developing countries, it is generally released in water bodies, downstream of the water catchment source (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016b; BABATUNDE; ZHAO, 2007; UWIMANA et al., 2010). The inadequate disposal of sludges may be a risk for both human health and the environment (AHMADI et al., 2014; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011; UWIMANA et al., 2010), notably due to their potentially toxic constituents, among which are metals that may bioaccumulate and biomagnify in the organism (GIRARD, 2013; MELO; AZEVEDO, 2008). Hence, such residues are recognized as a pollution problem (VAEZI; BATEBI, 2001).

The stimulation for the change in this frame is the growing concern with environmental quality. WTP sludge disposal needs to receive ever-more-stringent control (HASSANAIN et al., 2012). Restrictive legislation regarding the treatment and elimination of sludge and their related costs encourage the development of strategies to reduce the excessive production of waste (FALL et al., 2018). In this sense, sludge ozonation presents as an alternative, enabling the decrease of the volume of sludge with aluminum solubilization and organic matter mineralization.

Ozone is a strong oxidant (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006), with the capacity to oxidize a series of inorganic and organic compounds, promoting an effective treatment for an array of pollutants such as humic acids (BROSÉUS et al., 2009; CARBALLA et al., 2007; CHU et al., 2009; CORTEZ et al., 2010; GONÇALVES; KECHINSKI, 2011; MAHMOUD; FREIRE, 2007). During ozonation, oxidation may occur through a direct reaction (molecular ozone - O_3), indirect reaction (hydroxyl radical – OH^-), or both simultaneously (ALFONSO-MUNIOZGUREN et al., 2018; CARBALLA et al., 2007; RECKHOW; LEGUBE; SINGER, 1986).

There is lack of literature studies considering water treatment sludge that aim pretreatment with ozone injection, so it is of utmost importance to understand the alterations caused by this oxidant on WTP sludges. The sludge ozonation from Sewage Treatment Plants (STPs) is a promising technique that has been gaining more and more interest (SEMBLANTE et al., 2017; WEI et al., 2003), and is used primarily to reduce the excess of sludge with solubilization and recirculation (BÖHLER; SIEGRIST, 2004; CUI; JAHNG, 2004; MANTEROLA; URIARTE; SANCHO, 2008; PARK et al., 2003, 2008) or as pretreatment before anaerobic digestion (SCHEMINSKI; KRULL; HEMPEL, 2000; WEEMAES et al., 2000). Studies report that ozonation of STP sludge also resulted in the improvement of sludge

sedimentation and dehydration (FALL et al., 2018; PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016), gradual lowering of the pH and solubilization of metals (CHU et al., 2009; PARK et al., 2008), reduction of the proportion of the total solids that are volatile (VTS/TS) (CHU et al., 2009), and the mineralization of organic matter (FALL et al., 2018; MAHMOUD; FREIRE, 2007; PARK et al., 2003, 2008).

The effective reduction of the sludge mass through ozonation occurs with the decomposition of the organic matter into carbon dioxide (CO_2) and water, promoting mineralization (FALL et al., 2018; PARK et al., 2008). The curtailment of the sludge mass is considered a promising development strategy (ZHANG et al., 2016). It is clear that ozone causes alterations in the characteristics and properties of sludges. Hence, in search for new alternatives that improve the treatment of WTP sludges, ozone presents features that may promote benefits for this treatment. However, reports of the use and influence of ozone for this waste have not yet been found. Thus, the main goal of this work was to assess the effect of injecting ozone, after sedimentation, in WTP sludges, evaluating the alterations in the clarified water and thickened sludge.

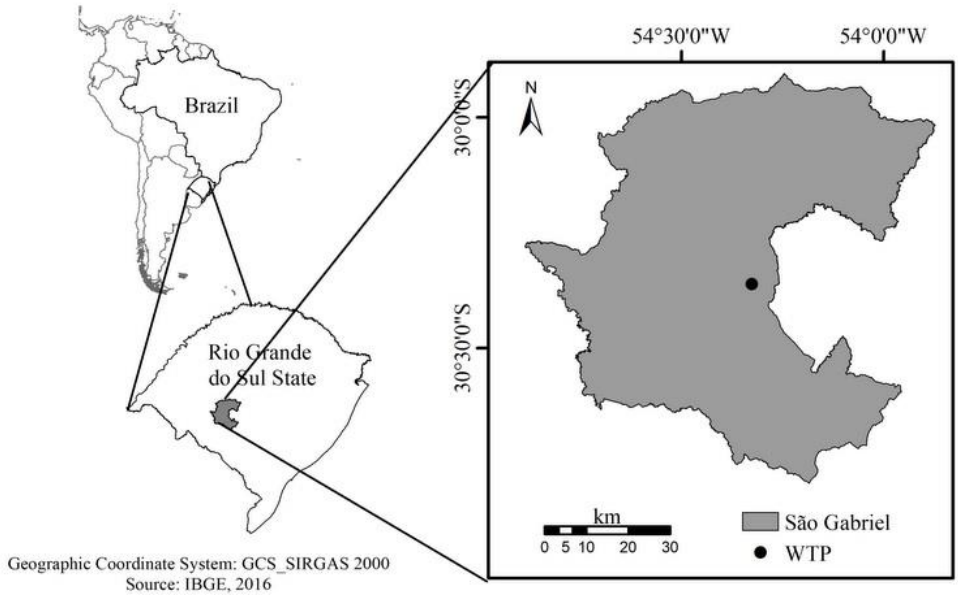
2.2 METHODOLOGY

2.2.1 WTP under study and sludge characterization

The sludge used in this study stems from the WTP of São Gabriel, in Southern Brazil (Figure 1). The nominal operation capacity of the WTP is 137 L/s, possibly reaching operation with a throughput of 220 L/s. The coagulant used for water treatment is Polyaluminum Chloride (PAC).

Sludge sampling occurred after the cleaning of the decanters, in the waste-receiving tank. After their gathering, the sludge samples were referred to the laboratory and kept under refrigeration at approximately 4±1ºC.

Figure 1 - Location of the São Gabriel Water Treatment Plant.



Source: Author (2020).

Table 1 presents the characterization of physicochemical parameters and the quantification of oxides of the raw sludge from the WTP in São Gabriel. The physicochemical parameters analysis followed the procedures in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). The determination of oxides were carried out in a Sequential X-Ray Fluorescence Spectrometer (XRF) by wavelength, Bruker S8 Tiger model. Was observed that the sludge is constituted primarily of inorganic solids, with low TVS/TS ratio (0.27) and a predomination of SiO_2, AlO_3, and Fe_2O_3 in the WTP sludge. The characteristics of the sludge under study are typical of sludges from other WTPs (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a, 2016b; HUANG; WANG, 2013; NAIR; AHAMMED, 2015).

Table 1 - Characterization of physicochemical parameters and composition of oxides of the raw sludge from the WTP of São Gabriel through XRF.

Parameter/Element Analyzed	Unit	Result
pH	-	6.17±0.030
Turbidity	NTU	1,239.17±10.9
Total Aluminum (Al)	mg/L	1,533.4
Total Solids (TS)	g/L	10.41±0.13
Total Fixed Solids (TFS)	g/L	7.60±0.19
Total Volatile Solids (TVS)	g/L	2.82±0.16
TVS/TS Ratio	-	0.27
d_{50} Particle Size (PS)	µm	55.5±1.13
Total Carbon Content (C)	%	8.44±0.02
SiO_2	mg/g	336.93
Al_2O_3	mg/g	268.0
Fe_2O_3	mg/g	75.55
K_2O	mg/g	8.15
TiO_2	mg/g	6.53
MgO	mg/g	5.95

Source: Author (2020).

2.2.2 Sludge ozonation

Ozonation essays were carried out in batch, in a 150 mL reactor with a continuous ozone injection. The experiments took place at an environmental temperature of 19.3±1.6ºC. The ozone generator used was by Tholz-TH50®, attached to an air compressor, with a maximum production capacity of 3 gO_3/h, but the calibration performed in the laboratory measured that the average ozone production reached was of 0.54±0.035 gO_3/h. The air flow and pressure were kept at fixed values in the O_3 generator.

At the end of the control time (0, 44, 150, 256, and 300 minutes), the generator was shut off, supplying different ozone doses in the WTP sludge (0, 0.15, 0.54, 0.91 and 1.1 gO_3/(gTS)). The ozone gas that did not react was collected using two potassium iodide traps (2% KI) connected in series. Then, the exhaust gas was discharged into the atmosphere. The dose of ozone consumed in the reaction (gO_3/(gTS)) was calculated from the input and output ozone

mass, as per the methodology indicated in the Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), method 4500-O3, which followed the procedures described by Rakness (RAKNESS et al., 1996).

2.2.3 Experimental Design

After the ozonation, the WTP sludge was transferred to the sedimentation column for the densification for different periods and control (0.5, 3.9, 12.25, 20.6, and 24 hours). The effects of ozone injection and sedimentation were evaluated on the characteristics of the clarified water and densified sludge using a Rotational Central Composite Design (RCCD), showed in Table 2.

2.2.4 Evaluated Responses

At the end of the treatment, the clarified water, after settling, was sampled with the aid of a pipette, with a volume of approximately 30 mL. The responses evaluated were, in the clarified water, the pH and total aluminum, and, in the thickened sludge, the total solids (TS), total fixed solids (TFS), particle size (PS), and total carbon content (C).

The physicochemical parameters of pH and series of solids (TS and TFS) were determined following the procedures described in the Standard Methods (APHA, 2012). The total aluminum solubilized in the clarified liquid as well as in the raw sludge was determined by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry.

Particle size distribution of the sludge was determined using laser diffraction on a Mastersizer 3000E (Malvern Instruments, UK), through the dispersion of the sample in water. The average size (d_{50}) was used to indicate the particle size, which is defined as the diameter equivalent in volume to 50% of the particles.

Sludge aliquots were dried in a laboratory kiln at 60 °C, subsequently determining the total carbon content (C) in a CHNS autoanalyzer of model FlashEA 1112 (Thermo Finnigan, Milan, Italy).

2.3 RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1 Responses evaluated in the Rotational Central Composite Design (RCCD)

Table 2 presents the results obtained in the eleven essays of the RCCD regarding ozone injection and sedimentation period of the WTP sludge. For the clarified water, the pH of the sample varied between 6.8 (essay 5) and 3.6 (essays 2 and 6). Among these treatments which resulted in the lowest pH values, essay 6 presented more significant aluminum solubilization, with 88.6 mg/L, representing 5.8% of the total aluminum of the raw sludge, which showed a concentration of 1,533.4 mg/L.

Table 2 - Matrix of the RCCD (actual and encoded values) with results expressed relative to the characteristics of the clarified water and the thickened sludge after ozonation and sedimentation.

Essay	Ozone ($gO_3/(gTS)$)	Sedimentation (hours)	Thickened Sludge				Clarified Water	
			TS (g/L)	TFS (g/L)	d_{50}PS (µm)	C Removal (%)	pH	Al (mg/L)
1	0.15 (-1)	3.92 (-1)	27.97	20.56	52.2	4.8	5.2	0.567
2	0.91 (+1)	3.92 (-1)	33.28	24.05	43.2	12.3	3.6	43.52
3	0.15 (-1)	20.58 (+1)	32.61	23.26	51.2	0.3	5.0	1.25
4	0.91 (+1)	20.58 (+1)	38.78	28.21	43.2	12.5	3.8	41.63
5	0 (-1.41)	12.25 (0)	32.04	22.26	60.5	3.0	6.8	4.56
6	1.1 (+1.41)	12.25 (0)	39.15	28.90	42.6	13.0	3.6	88.6
7	0.54 (0)	0.5 (-1.41)	17.99	12.98	44.9	6.3	4.1	32.40
8	0.54 (0)	24 (+1.41)	36.50	27.20	45.5	4.3	3.8	38.38
9	0.54 (0)	12.25 (0)	37.43	27.20	47.5	4.6	3.8	30.63
10	0.54 (0)	12.25 (0)	37.35	27.64	47.2	4.4	3.8	29.94
11	0.54 (0)	12.25 (0)	37.23	27.55	49.1	4.1	4.1	34.55

Source: Author (2020).

For the thickened sludge, the results shown in Table 2 demonstrate that there was a decrease in C, with removal percentages from 0.3 to 13% (treatments 3 and 6). Sludge reduction is a promising strategy which reduces the disposal cost and solves the problem of secondary pollution of sludges (ZHANG et al., 2016). O_3 promotes mineralization of organic matter which

occurs as a function of the applied dose and the type of sludge (FALL et al., 2018), therefore, this study is of fundamental importance to understand the dynamics of ozone application to reduce the WTPs sludge mass.

Regarding the solids content, the treatments resulted in sludge with TS concentrations from 17.99 to 39.15 g/L and TFS contents from 12.98 to 28.9 g/L (essays 7 and 6). The particle sizes (d_{50}) observed in the treatments varied from 60.5 to 42.6 µm, resulting from essays 5 and 6. Ozonation alters the characteristics of sludges, causing the dispersion of the particles (CHU et al., 2009).

Additionally, comparing the treatments carried out, essay 6 (with the highest dosage of ozone: +1.41) resulted in more considerable alterations both in the clarified water as in the thickened sludge, presenting the highest indices of TS, TFS, C removal, and Al solubilization, as well as the lowest PS and pH.

2.3.2 The effects of ozone injection and sedimentation on WTP sludge

The data in Table 2 were used to calculate the effect of the linear (L) and quadratic (Q) variables and the interactions on the responses obtained for clarified water and densified sludge. The results were expressed in a Pareto graph, as presented in Figure 2.

The linear ozone dosage and the linear and quadratic sedimentation times were statistically significant ($p < 0.05$) in the interval studied for the concentrations of TS and TFS. For TS and TFS, the ozone and the linear sedimentation presented positive effects, while the quadratic sedimentation had an adverse impact (Figures 2a and 2b). This demonstrates that the more considerable sedimentation and ozone injection time increases the solids content, propitiating greater sedimentation ability of the sludge, concurrently with the reduction of the volatile material. In a study conducted by Park and collaborators (2003) the ozone treatment also increased the sedimentation capacity of the STP sludge.

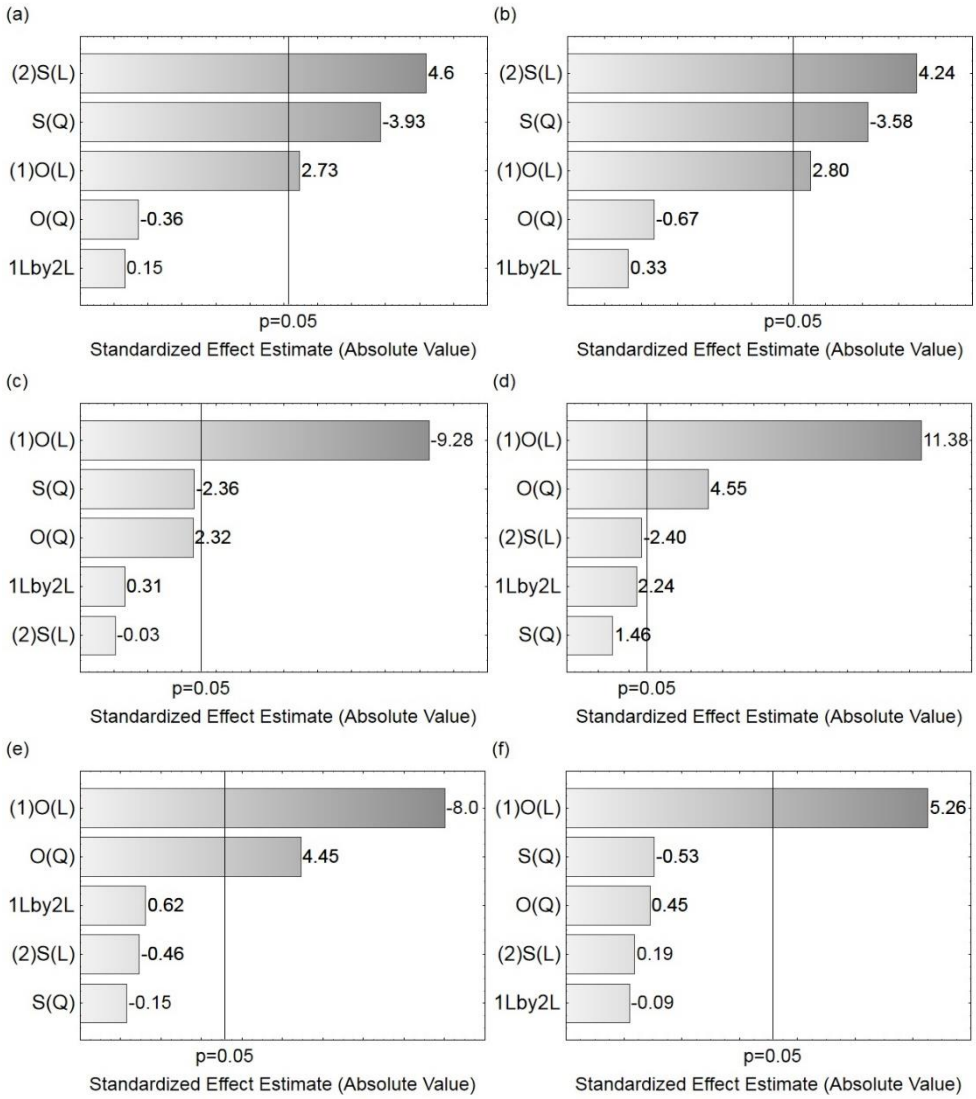
The mineralization of the sludge, besides being recommended due to the increase in the TFS, was also pointed out because of the more considerable C removal. The C removal was statistically significant ($p < 0.05$) for the linear and quadratic terms of the ozone dosage, both with positive effects, as indicated in Figure 2d.

For the PS of the thickened sludge and the Al concentration in the clarified water, only the linear ozone dosage was statistically significant ($p < 0.05$), with an adverse effect for the PS and a positive effect for the Al, as one may observe in Figures 2c and 2f. This demonstrates that the higher the ozone dosage in the sludge is, the smaller the PS, entailing the breakage of

the particles and release of the Al into the clarified water. The rupture of the flake causes the discharge of metals and interstitial water imprisoned within the sludge particle.

The release of metals into the clarified water is also associated with the lowering of the sludge's pH (CHU et al., 2009; LIANG et al., 2014; PARK et al., 2003, 2008; SUI et al., 2011). The pH was statistically significant ($p < 0.05$) for the linear and quadratic terms of the ozone dosage with adverse and positive effects, respectively (Figure 2e), indicating that the injection of ozone leads to the reduction of the pH.

Figure 2 - Pareto graph expressing the effect of ozone injection and sedimentation time in WTP sludge regarding the TS (a), TFS (b), d_{50} PS (c), C removal (d), pH (e), and recovered Al (f).



Source: Author (2020).

Results in Table 2 were used to estimate the effects of the independent variables of the RCCD (ozone and sedimentation) on the parameters evaluated. The effects are related to the terms of a linear and/or quadratic model, which are presented in Equations 1 through 6, considering a 95% confidence level ($p < 0.05$).

$$TS = 36.931 + 5.392 \cdot O + 9.087 \cdot S - 9.004 \cdot S^2 \quad (1)$$

$$TFS = 26.859 + 4.464 \cdot O + 6.748 \cdot S - 6.430 \cdot S^2 \quad (2)$$

$$PS = 47.918 - 10.591 \cdot O \quad (3)$$

$$C = 4.995 + 8.475 \cdot O + 3{,}673 \cdot O^2 \quad (4)$$

$$pH = 3{,}881 - 1{,}833 \cdot O + 1{,}229 \cdot O^2 \quad (5)$$

$$Al = 31{,}453 + 50{,}594 \cdot O \quad (6)$$

Where: TS is the total solids concentration (g/L), TFS is the total fixed solids concentration (g/L), PS is the d_{50} particle size (µm), C is the carbon content removal (%), pH is the potential hydrogen, Al is the total aluminum concentration (mg/L), O is the encoded ozone dosage, and S is the encoded sedimentation time.

The described models were validated statistically through the analysis of variance (ANOVA), shown in Table 3. The regression coefficients (R^2) were of 0.8963, 0.8735, 0.8068, 0.8916, 0.9388, and 0.8284 for TS, TFS, PS, C, pH, and Al, respectively, showing that the models were significant. The high values for the determination coefficient indicate a fine adjustment of the experimental data, allowing the use of the models to predict the behavior of the densified sludge and the clarified water, i.e., forecast the behavior of the raw sludge after ozonation and sedimentation.

Only the linear term of the ozone dosages was significant ($p < 0.05$) in the range evaluated for all the parameters studied, demonstrating that ozone injection alters the characteristics of WTP sludges. In a study by Zhang and collaborators (2016), ozonation also entailed alterations in the assessed sludge.

Table 3 - ANOVA for the characteristics of the densified sludge and the clarified water after ozonation and sedimentation.

Parameter	Variation Source	Sum of Squares	Degrees of Freedom	Mean Square	F Test	R^2
TS	Regression	346.69	3	115.56	20.17[a]	0.8963
	Residues	40.10	7	5.73		
	Total	386.79	10	38.68		
TFS	Regression	193.79	3	64.60	16.12[b]	0.8735
	Residues	28.06	7	4.01		
	Total	221.85	10	22.18		
PS	Regression	223.68	1	223.68	37.58[c]	0.8068
	Residues	53.57	9	5.95		
	Total	277.26	10	27.73		
C	Regression	163.88	2	81.94	32.90[d]	0.8916
	Residues	19.92	8	2.49		
	Total	183.80	10	18.38		
pH	Regression	9.01	2	4.51	61.33[e]	0.9388
	Residues	0.59	8	0.07		
	Total	9.60	10	0.96		
Al	Regression	5104.23	1	5104,23	43.46[f]	0.8284
	Residues	1057.00	9	117,44		
	Total	6161.23	10	616.12		

[a,b] $F_{0.05;3;7}$= 4.35. [c,f] $F_{0.05;1;9}$ = 5.12. [d,e] $F_{0.05;2;8}$ = 4.46.

Source: Author (2020).

In order to elucidate better the influence of the ozone dosage and sedimentation time on the characteristics of the thickened sludge and clarified water, the validated model was graphically showed in Figure 3 and 4.

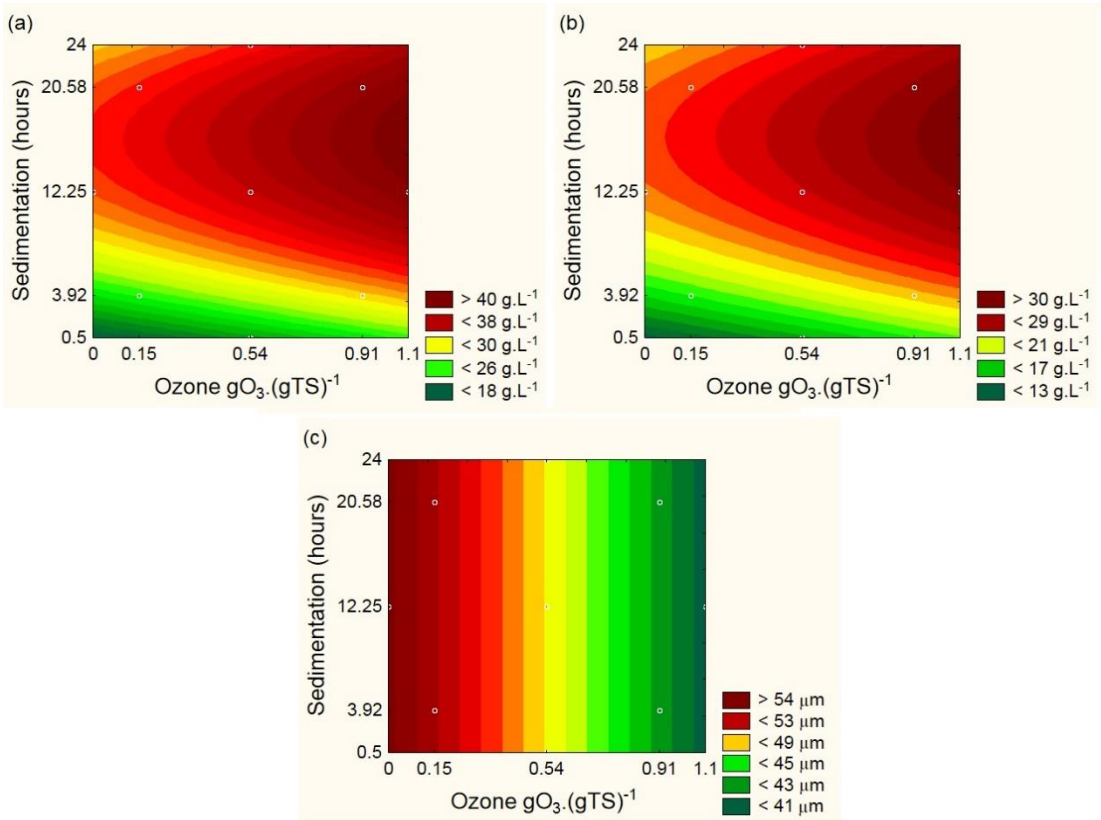
Figures 3a and 3b shows that the TS and TFS presented the same behavior in response to the sedimentation times and ozone dosages, with higher concentrations for the sedimentation times varying from 12.25 to 20.58 and ozone dosages over 0.91 gO_3/(gTS).

The more considerable sedimentation ability of the sludge after the ozonation may have occurred due to the release of water and reduction in particle size, with smaller size there is greater compaction of particles. Ozone leads to the alteration of the sludge's structure, releasing

water retained in the particle structure (CHU et al., 2009; PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016; ZHOU et al., 2015), which may entail a better dehydration of the sludge (ZHOU et al., 2015).

The sludge PS was changed by the ozone, with a gradual reduction with the increase of the dosage, resulting in a smaller value for the dosage of 1.1 gO_3/(gTS) (Figure 3c). In studies conducted by several authors, the injection of ozone in STP sludges also propitiated a slight reduction of the PS (CHU et al., 2009; PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2009, 2016). Park and collaborators reported that the average size of the sludge particles under study was of 70 µm, and, after the ozone injection of 0.5 gO_3/(gTS), the size was reduced to around 40 µm (PARK et al., 2003). The decrease in particle size is due to the rupture of the sludge structure, caused by the bubbling of ozone.

Figure 3 - Contour graph expressing the influence of the injection of ozone and the sedimentation time in WTP sludge regarding the TS (a), TFS (b) and d_{50} PS (c).



Source: Author (2020).

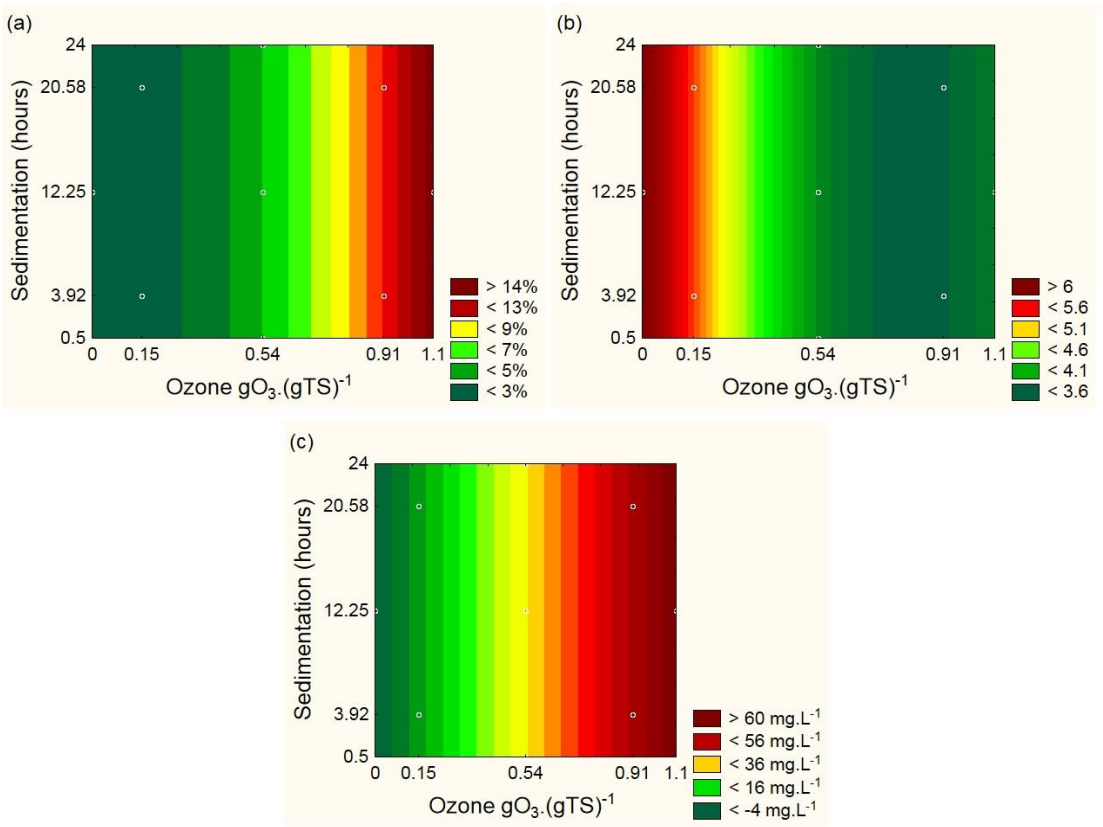
There was a gradual increase in the removal of C with the rise in the ozone dosage, as one may observe in Figure 4a. The most considerable C removal reached was of 13% for a dose of 1.1 gO_3/(gTS). The sludge ozonation process propitiates the mineralization, reducing the organic matter that decomposes into carbon dioxide and water, consequently reducing the sludge mass (FALL et al., 2018; MAHMOUD; FREIRE, 2007; PARK et al., 2003, 2008).

In a study conducted the mineralization index reached for the sludge investigated was of a mean value of 13 ± 3% of the initial total Chemical Oxygen Demand (COD), representing half of the total sludge reductions (FALL et al., 2018). Lee and authors reported that a dosage of 0.05 gO_3/g of total suspended solids (TSS) yielded in 8% of mineralization of the raw sludge (LEE et al., 2005). In turn, in a study carried out by Park and collaborators the reduction of the sludge mass through mineralization went from 5 to 20% when the applied ozone dosage increased from 0 to 0.5 gO_3/(gTS) in the treatment process of the studied sludge. According to the authors, the injection of ozone into the sludge entailed the reduction of both the mass and the volume of sludge (PARK et al., 2003).

Figures 4b and 4c represent the effect of ozone on the clarified water, with the increase of the dosage resulting in the reduction of the pH and the rise in aluminum solubilization. With a dosage of 1.1 gO_3/(gTS), the pH of the clarified water was of 3.6, and the solubilized aluminum was of 88.56 mg/L. The solubilization of aluminum to the clarified water resulted in a decrease of the metal in the densified sludge.

Several authors reported that the injection of O_3 in sludge reduces the pH and propitiates the solubilization of metals in the clarified liquid (CHU et al., 2009; LIANG et al., 2014; PARK et al., 2003, 2008; SUI et al., 2011). In a study with STP sludge, it was made evident that the addition of ozone reduced the pH of the sludge from 7 to 5, which resulted in the dissolution of metals (SUI et al., 2011). Park and collaborators also reported that the injection of ozone entailed the gradual lowering of the pH, implicating in the reduction of metals in the sludge (PARK et al., 2003). In addition to solubilization, another factor that may have influenced the increase in the concentration of Al in the clarified water, may be due to the rupture of the sludge particle, evidenced by the decrease in the PS with the ozone dosage, thus causing the release of Al from the structure of the particle.

Figure 4 - Contour graph expressing the influence of the injection of ozone and the sedimentation time in WTP sludge regarding the C removal (a), pH (b) and recovered Al (c).



Source: Author (2020).

2.4 CONCLUSIONS

With the increase of the sedimentation time and ozone dosage, the thickened sludge presented higher TS and TFS content, which may aid the dehydration of the sludge. The injection of O_3 also led to the lowering of the pH, thus solubilizing aluminum, as well as to the reduction of the particle size and the mineralization of organic matter. Considering the mineralization of 13% of the total C and the solubilization of 5.8% of the total Al of the raw sludge with a dosage of 1.1 gO_3/(gTS), we may state that the maximum effective reduction of the sludge mass was of 18.8%.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank São Gabriel Saneamento for the WTP sludge samples and CAPES for the PhD scholarship.

REFERENCES

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' conceptJournal of Cleaner Production.** Elsevier Ltd, , 15 jun. 2016b.

AHMADI, M. et al. Sludge characterization of an industrial water treatment plant, Iran. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 28–30, p. 5306–5316, 2014.

ALFONSO-MUNIOZGUREN, P. et al. A combined activated sludge-filtration-ozonation process for abattoir wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, n. July, p. 157–163, 2018.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22nd ed., Washington, 2012. 733 p.

AWWA –American Water Works Association. **Water treatment plant wastemanagement.** American Water Works Association Research Foundation. Denver, 1987, 459 p.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.

BÖHLER, M.; SIEGRIST, H. Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking. **Water Science and Technology**, v. 49, p. 41–49, 2004.

BROSÉUS, R. et al. Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4707–4717, 2009.

CARBALLA, M. et al. Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. **Chemosphere**, v. 67, n. 7, p. 1444–1452, 2007.

CHU, L. et al. Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. **Water Research**, v. 43, p. 1811-1822, 2009.

CORTEZ, S. et al. No TitleOzonation as polishing treatment of mature landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 182, p. 730–734, 2010.

CUI, R.; JAHNG, D. Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge. **Water Research**, v. 38, n. 5, p. 1159–1172, 2004.

DE OLIVEIRA ANDRADE, J. J. et al. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 159–168, 2018.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.

FALL, C. et al. Sludge reduction by ozone: Insights and modeling of the dose-response effects. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 103–112, 2018.

GIRARD, J. E. **Princípios de Química Ambiental**. Rio de Janeiro: LTC, 2013. 434 p.

GONÇALVES, A. A.; KECHINSKI, C. P. Ozone Technology in the Food Industry. In: **Food Engineering**. Nova Scien ed. New York, 2011, p. 85–146.

HASSANAIN, A. M. et al. Brick Manufacturing From Water Treatment Sludge And Rice Husk Ash. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 6, n. 3, p. 453–461, 2012.

HUANG, C. H.; WANG, S. Y. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**, v. 43, p. 174–183, 2013.

KEELEY, J.; JARVIS P.; JUDD, S. J. Coagulant Recovery from Water Treatment Residuals: A Review of Applicable Technologies. **Environmental Science and Technology.** v. 44, n. 24, p. 2675-2719, 2014.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 125, p. 35–57, 2006.

KYNCL, M. Opportunity for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**, v. 54, n. 1, p. 11–22, 2008.

LEE, J. W. et al. Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season. **Water Research**, v. 39, n. 7, p. 1199–1204, 2005.

LIANG, J. et al. Impact of ozonation on particle aggregation in mature fine tailings. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 535–542, 2014.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**. v. 30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MANTEROLA, G.; URIARTE, I.; SANCHO, L. The effect of operational parameters of the process of sludge ozonation on the solubilisation of organic and nitrogenous compounds. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 3191–3197, 2008.

MELO, I. S. DE; AZEVEDO, J. L. de **Microbiologia ambiental.** 2ªed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 647 p.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272–281, 2015.

PARK, K. Y. et al. Feasibility of Sludge Ozonation for Stabilization and Conditioning. **Ozone:**

Science & Engineering, v. 25, n. 1, p. 73–80, 2003.

PARK, K. Y. et al. **Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization**. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. **Anais**...nov. 2008

RAKNESS, K. et al. Guideline for measurement of ozone concentration in the process gas from an ozone generator. **Ozone: Science and Engineering**, v. 18, n. 3, p. 209–229, 1996.

RECKHOW, D. A.; LEGUBE, B.; SINGER, P. C. The ozonation of organic halide precursors: effect of bicarbonate. **Water Research**, v. 20, n. 8, p. 987–998, 1986.

SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 9, p. 151–158, 2000.

SEMBLANTE, G. U. et al. Holistic sludge management through ozonation: A critical review. **Journal of Environmental Management**, v. 185, p. 79–95, 2017.

SUI, P. et al. Behavior of inorganic elements during sludge ozonation and their effects on sludge solubilization. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2029–2037, 2011.

TANTAWY, M. A. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. **Materials Research Bulletin**, v. 61, p. 415–421, 2015.

UWIMANA, A. et al. Sludge characterization at Kadahokwa water treatment plant, Rwanda. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 10, n. 5, p. 848–859, 2010.

VAEZI, F.; BATEBI, F. Recovery of iron coagulants from tehran water-treatment-plant sludge for reusing in textile wastewater treatment. **Iranian JournalofPublic Health**. v. 30, n. 3-4, p. 135-138, 2001.

VERRELLI, D. I.; DIXON, D. R.; SCALES, P. J. Assessing dewatering performance of drinking water treatment sludges. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1542–1552, 2010.

WEEMAES, M. et al. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. **Water Research**, v. 34, n. 8, p. 2330–2336, 2000.

WEI, Y. et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Water Research**, v. 37, n. 18, p. 4453–4467, 2003.

ZHANG, G. et al. Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 3, p. 1505–1509, 2009.

ZHANG, J. et al. Changes of physicochemical properties of sewage sludge during ozonation treatment: Correlation to sludge dewaterability. **Chemical Engineering Journal**, v. 301, p. 238–248, 2016.

ZHOU, X. et al. Role of extracellular polymeric substances in improvement of sludge dewaterability through peroxidation. **Bioresource technology**, v. 192, p. 817–820, 2015.

3. ARTIGO 2 - Water Treatment Plant Sludge Dehydration by Pre-Ozonation and Flocculation

ABSTRACT

Sludges from Water Treatment Plants (WTPs) are residues with high water content, divided into various fractions. Only the free water is easily removed from the sludge. Oxidation with ozone (O_3) releases the bound water, and its use combined with flocculation significantly improves sludge dehydration. However, in WTP sludges, this combined treatment has not been evaluated or reported in the literature. Hence, the main goal of this work was to investigate the treatment with pre-ozonation followed by flocculation to improve the dehydration of WTP sludge. From Jar Tests, cationic polymer P-2900 was used to determine the differences between the treatments with and without pre-ozonation followed by flocculation. To define the best ozone and polymer doses, assays were carried out with different O_3 and polymer concentrations assessed through a Rotational Central Composite Design (RCCD). The treatments with pre-ozonation followed by flocculation resulted in clarified water with less turbidity (14.1 NTU) and lowered specific resistance to filtration (SRF), with results between 3.19 and 5.85E+12 m/kg. The RCCD results made evident that smaller SRF values occurred with ozone dosages higher than 0.10 gO_3/g TS and polymer doses of at least 4 mg pol/g TS. To obtain results with lower SRF values, the doses of 0.24 gO_3/g TS of ozone and 4 mg pol/g TS of polymer were chosen, resulting in an average SRF of 1.78E+12 m/kg. The treatment with pre-ozonation followed by flocculation propitiated a significant improvement to the dehydration of the WTP sludge under study.

Keywords: ozone; pre-ozonation; flocculation; specific resistance to filtration; dehydration.

3.1 INTRODUCTION

The rising demand for potable water associated with the deterioration of water springs significantly contributes to the increase of sludge generation in Water Treatment Plants (WTPs). WTP sludge encompasses the waste produced during water treatment (AWWA, 1987; KYNCL, 2008; AHMAD, AHMAD, and ALAM, 2016), originating in the coagulation/flocculation process and retained in the decantation (flotation) and filtration units.

WTP sludges are quite diluted, usually presenting moisture over 90% (NELLENSCHULTE and KAYSER, 1997; CORDEIRO, 1999; RAYNAUD et al., 2012; WANG and LI, 2015). The water present in the sludge is in various fractions: free water, interstitial water, vicinal water, and hydration water bound to particle surfaces. Among these, only free water is easily removed from the sludge (DI BERNARDO, DANTAS, and VOLTAN, 2012). Sludges are also composed of organic and inorganic substances (in solid, liquid, and gas states), presenting constituents such as silt, clay, sand, metals, bacteria, humic particles, dissolved solutions, and chemical products applied during water treatment (AWWA, 1987;

RICHTER, 2001; FONTANA, 2004; BABATUNDE and ZHAO, 2007; MIROSLAV, 2008; UWIMANA et al., 2010; MUISA, HOKO, and CHIFAMBA, 2011).

The treatment of WTP sludges aims at the reduction of the volume and moisture level, as well as the proper destination of the solid material, reducing environmental impacts. The efficient separation of solids and liquids in the sludge is one of the main stages and contributes to the reduction of the costs for treatment, transportation, and final disposal (WEI et al., 2018). In sludges, flocculation is responsible for increasing the efficiency of the separation of solids and liquids (ZHAO et al., 2013), and is a process that consists of the destabilization and aggregation of particles (COUFORT, BOUYER, and LINÉ, 2005; OYEGBILE, AY, and NARRA, 2016).

Flocculants are organic polymeric materials that may be natural or synthetic, and among which polyacrylamide is the most used (WEI et al., 2018). Several factors may interfere with the efficiency of the flocculation process, with the following standing out: the choice of the type of flocculant, intensity and time of flocculation, flocculant dosage, pH value, temperature, ionic force, total dissolved solids, size and distribution of colloidal particles in suspension, and the nature and concentration of organic matter (GOLOB, VINDER, and SIMONIC, 2005; ZHU et al., 2011; SHER, MALIK, and LIU, 2013).

Several authors report that the use of polymers in the conditioning of sludges reduces the bound water content (hydration water), improving the dehydration and increasing the solids concentration in the sludge (LEE and LIU, 2001; KYNCL, 2008; TO et al., 2016; WEI et al., 2018). Yet, conventional sludge dehydration only removes the free water and a portion of the bound water (ERDINCLER and VESILIND, 2003). One of the primary factors that limit the efficiency of sludge dehydration is the bound water content because its removal requires much higher amounts of energy (TO et al., 2016).

Other pre-treatments such as oxidation release the bound water but are unable to achieve an ideal dehydration performance. Thus, the combined use of pre-treatments with flocculation shows a potential for the efficient dehydration of sludges (WEI et al., 2018). Oxidation can destroy the structure of the sludge, improving its dehydration (ZHOU et al., 2015; CAI et al., 2018). Among the oxidants, ozone (O_3) presents the capacity to oxidize a series of inorganic and organic compounds (MAHMOUD and FREIRE, 2017; BROSÉUS et al., 2009; CHU et al., 2009; CORTEZ et al., 2010; GONÇALVES and KECHINSKI, 2011). The rupture of the sludge flocs alters the distribution of water in the biomass, releasing the water trapped in the floc structure (CHU et al., 2009; ZHAO et al., 2007; WEI et al., 2018), resulting in the reduction of the bound water content of the sludge, with the increase of the ozone content (ZHAO et al.,

2007). Ozonation in Sewage Treatment Plant (STP) sludges improved the sludge sedimentation and dehydration (PARK et al., 2003; ZHANG et al., 2016; FALL et al., 2018).

In this sense, it was evaluated if the combination of the processes of ozonation and flocculation may reduce the disadvantages of a single method (GE et al., 2019; OLOIBIRI et al., 2015). In a study performed by Cheng et al. (2011), pre-treatment with O_3 increased the coagulation effect of the secondary effluent. Similarly, Jekel (1998) reported that the combination of ozonation and coagulation led to the formation of larger and more stable flocs. Corroborating this, Genz et al. (2011) demonstrated that the pre-ozonation of STP sludge improved the subsequent processes of flocculation and filtration. It is evident that ozonation may be used as a pre-treatment before flocculation, propitiating better sludge dehydration. However, few studies focus on the oxidation of the sludge to improve its dehydration, emphasizing ozonation as a pre-treatment method (PARK et al., 2003).

For WTP sludges, no studies were found in the literature aiming at pre-treatment with the injection of ozone followed by flocculation; thus, it is of extreme importance to understand the alterations of this oxidant in this type of residue. This work represents the first study to investigate the pre-ozonation of WTP sludge to aid flocculation and dehydration. The results of this study will provide a basis to apply and optimize the combined treatment of ozone and polymer to improve the dehydration of WTP sludges.

3.2 METHODOLOGY

3.2.1 Sludge sampling and storage

The sludge used in the present study stems from the WTP of São Gabriel municipality, located in Rio Grande do Sul state, Southern Brazil. The nominal operation capacity of the WTP is 137 L/s, and the coagulant used for water treatment is Polyaluminum Chloride (PAC). The sludge collection took place after the sanitization of the decanters in the waste receiving tank. After the collection, the sludge samples were sent to the laboratory and kept under refrigeration at 4±1ºC.

3.2.2 Polymer selection

Preliminary assays were performed in jar tests to evaluate the flocculation of six cationic polymers, among which one was chosen to continue the experiments. Cationic polymers present

good results for sludge flocculation and dehydration, notably due to the low dosages used, which result in high efficiency (WANG et al., 2012; WEI et al., 2018).

The cationic polymers assessed were RapFloc 30 and NovaFlock P-2700, P-3300, and P-2900, as well as AQUA 4115SH and 1540. The polymers were prepared at a concentration of 3 g/L, following the procedures of SABESP Technical Norm 233 (NTS 233).

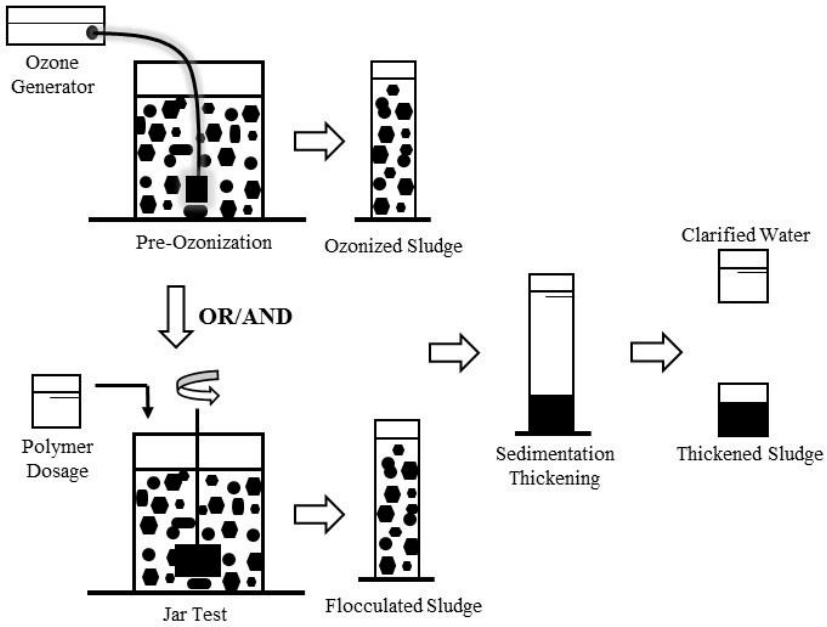
The sludge flocculation was performed in a Milan® jar test, composed of six jars and agitators with a vertical axis palette. The jar test procedure was based on preliminary tests and the methodology described by Zhao (2004), Lee and Liu (2000, 2001), and Scalize and Di Bernardo (1999) with the following rotations: a fast speed of 120 rpm for 20 seconds and a slow speed of 30 rpm for 1 minute. This programming was also used in the methodology described in items 3.2.3 and 3.2.4.

The gross sludge volume used in each flocculation assay was of 150 mL. After the flocculation, the sludge sedimentation period was of 10 minutes. Then, aliquots of the clarified water were sampled between 5 and 10 cm from the edge. The parameters assessed to define the type of polymer used were the remaining turbidity and color of the clarified water. The results were evaluated through an analysis of variance (ANOVA), followed by Tukey's mean comparison test, with a significance level of 5% ($p < 0.05$). Software Statistica 7 was used for all statistical analyses.

3.2.3 Evaluation of pre-ozonation in sludge flocculation and dehydration

Based on the polymer-choosing assays, a cationic polymer P-2900 was used to evaluate pre-ozonation in WTP sludge flocculation and dehydration. Flocculation assays in jar tests was performed with polymer dosages ranging from 0, 1, 2, 3, 4, 5 and 10 mg pol/gTS, with and without the application of pre-ozonation. The flocculated sludge was allocated in a sedimentation column, being densified for 30 minutes. At the end of this period, aliquots of clarified water and densified sludge were collected to determine the remaining turbidity and specific resistance to filtration (SRF), respectively. The results of the parameters were evaluated using ANOVA, followed by Tukey's mean comparison test. Figure 1 schematically presents how the pre-ozonation and/or sludge flocculation was performed, followed by the densification process.

Figure 1 - Schematic representation of the sludge pre-ozonation, flocculation, and sedimentation.



Source: Author (2020).

The ozone generator used was by Tholz-TH50®, attached to an air compressor, the calibration performed in the laboratory measured that the average ozone production reached was of 0.54±0.035 gO_3/h. The air flow and pressure were kept at fixed values in the O_3 generator. The control time for the ozonized samples was of 150 minutes, representing an average consumed ozone dose of 0.43±0.03 gO_3/g TS. The ozonation was performed in batch, in a 150 mL reactor with continuous ozone injection. The ozone dose consumed in the reaction (gO_3/g TS) was calculated from the entry and exit ozone mass, following the procedures described by Rakness et al. (1996). The ozone that did not react with the sludge sample was collected in two potassium iodide traps (2% KI) connected in series.

3.2.4 Optimization of the ozone and polymer dosage for sludge flocculation and dehydration

To define the ozone and polymer dosages for the best flocculation and dehydration of WTP sludge, tests were performed with different ozone and polymer concentrations applied in pre-ozonation and flocculation. The effects of the different doses on the characteristics of the densified sludge were evaluated through a Rotational Composite Central Design (RCCD). After analyzing the RCCD results, three additional assays were conducted to validate the findings.

At the end of the control time (15, 48, 128, 207, and 240 minutes), the ozone generator was turned off, providing different ozone doses in the WTP sludge (0.03, 0.10, 0.26, 0.60 and 0.66 gO_3/gTS). The ozone dose consumed in the reaction (gO_3/gTS) followed the methodology indicated in item 3.2.3. For the flocculation, polymer P-2900 was added in the concentrations of 1.0, 1.87, 4.0, 6.13, and 7 mg pol/gTS. At the end of the flocculation, the sludge was transferred to the sedimentation column, being densified for 30 minutes. After this period, the specific resistance to filtration (SRF) of the sludge was determined.

3.2.4.1 Evaluated parameter

The specific resistance to filtration (SRF) was used to determine the performance of the WTP sludge dehydration after the pre-ozonation and/or flocculation. The specific resistance consists of evaluating the passing of the liquid through a solid mass. This parameter was determined according to Equation 1:

$$r = \frac{2.b.P.A^2}{\mu.C}, \quad (1)$$

Where: r is the specific resistance (cm/g), P is the filtration pressure (g/cm.s²), A is the filtrating area (cm²), μ is the viscosity of the filtrate (g/cm.s), C is the mass of suspended solids per unit of filtrated volume (g/cm³), and b is the coefficient (s/cm⁶), given by Equation 2, in which t is the filtration time (s) and v is the filtrate volume (cm³).

$$b = tg\alpha = \frac{\left(\frac{t2}{v2}\right)-\left(\frac{t1}{v1}\right)}{v2-v1}, \quad (2)$$

3.3 RESULTS AND DISCUSSION

3.3.1 Polymer selection

From the jar test assays, one may define what type and dosage of polymer presented the most satisfactory result for the clarified water, with less remaining turbidity and color. Oyegbile, Ay and Narra (2016) also determined the optimal polymer dose based on the lowest observed supernatant turbidity values. The results of the flocculation assays are presented in Table 1.

Table 1 - Mean results of turbidity and remaining color of the clarified water deriving from the flocculation in jar tests for each polymer type and dosage. Initial sludge conditions of the experiment: Color 42.090±771 uC, Turbidity 1250±10 NTU, TS 10.6±0.01g/L, pH 6.2±0.03.

Polymer Type	**Dosage (mg pol/g TS)**	**Mean* Turbidity (NTU)**	**Mean* Color (uC)**
Novaflok P-2700	0.5	48.9±4.42 ^{qr}	676.6±42.36 ^{kl}
	1	24.5±1.57 ^{fghi}	257.9±24.46 ^{bcde}
	2	16.1±0.98 ^{a}	158.23±14.67 ^{a}
	3	18.2±0.40 ^{abcd}	158.77±13.87 ^{a}
	4	20.3±0.30 ^{bcde}	216.47±4.42 ^{abcd}
	5	21.3±0.31 ^{cdef}	232.4±6.61 ^{abcd}
Novaflok P-2900	0.5	51.7±0.15 ^{r}	776.2±52.79^{mn}
	1	37.4±2.27 ^{mn}	420.13±24.48 ^{gh}
	2	16.7±0.95^{ab}	137.53±12.99 ^{a}
	3	17.9±0.26 ^{abc}	147.53±3.78 ^{a}
	4	19.2±0.76 ^{abcde}	166.4±6.50^{ab}
	5	22.1±0.44 ^{defg}	171.73±11.69 ^{ab}
Novaflok P-3300	0.5	95.8±0.44 ^{v}	1095.1±112.36^{q}
	1	90.9±1.85 ^{u}	1063.5±73.04 ^{q}
	2	45.5±2.28^{pq}	486.93±49.52^{hi}
	3	36.3±0.50 ^{lmn}	390.53±5.95 ^{fgh}
	4	32.5±0.78 ^{kl}	342.27±10.55 ^{efg}
	5	30.8±0.38^{jk}	350.47±7.72 ^{efg}
RapFloc 30	0.5	63.2±1.69 ^{s}	923.93±22.65 ^{op}
	1	48.3±1.36 ^{qr}	739.13±8.66 ^{lm}
	2	34.3±0.60 ^{klm}	387.87±12.25^{fg}
	3	28.4±0.85 ^{ij}	298.57±1.36^{def}
	4	25.4±0.38 ^{ghi}	276.9±6.36 ^{de}
	5	26.4±0.10 ^{hi}	273.7±12.67 ^{cde}
AQUA 4115SH	0.5	42.6±1.65 ^{op}	544.33±38.85^{ij}
	1	33.6±0.78 ^{klm}	378.63±21.83^{fg}
	2	19.4±0.55 ^{abcde}	173.93±9.87^{ab}
	3	19.8±0.06 ^{abcde}	178.57±0.81 ^{abc}
	4	21.2±0.25 ^{cdef}	206.27±6.12 ^{abcd}
	5	22.7±0.47^{efgh}	216.87±9.65 ^{abcd}
AQUA 1540	0.5	83.3±0.75 ^{t}	999.8±14.23 ^{pq}
	1	66.1±1.04 ^{s}	872.6±23.26 ^{no}
	2	50.4±0.85 ^{r}	637.93±6.60^{jk}
	3	38.6±1.05 ^{no}	430.9±9.45 ^{gh}
	4	33.3±0.92 ^{kl}	374.1±10.55 ^{fg}
	5	25.7±0.95 ^{ghi}	273.3±10.91 ^{cde}

*Means followed by the same letter in the column do not differ among themselves, considering the nominal value of 5% significance.

Source: Author (2020).

From the results in Table 1, one may determine the statistical differences among the flocculation assays. Regarding the turbidity of the clarified water, one may conclude that there was a significant effect among the treatments, with polymers P-2700, P-2900, and 4115SH for dosages of 2, 3, and 4 mg pol/g TS being statistically equivalent and presenting the lowest turbidity values (16.1±0.98, 18.2±0.40, 16.7±0.95, 17.9±0.26, 19.2±0.76, 19.4±0.55, and 19.8±0.06 NTU). The smallest remaining color of the clarified water with results significantly equivalent also resulted from polymers P-2700, P-2900, and 4115SH for the doses of 2, 3, 4, and 5 mg pol/g TS, with values of 158.23±14.67, 158.77±13.87, 216.47±4.42, 232.4±6.61, 137.53±12.99, 147.53±3.78, 166.4±6.50, 171.73±11.69, 173.93±9.87, 178.57±0.81, 206.27±6.12, and 216.87±9.65uC.

Given that polymers P-2700, P-2900, and 4115SH presented the lowest values that were statistically equivalent for the remaining color and turbidity of the clarified water, the decision making for the subsequent flocculation assays took into account other studies performed. In a densification study by Hedlund (2016) with WTP sludge from São Gabriel, cationic polymer P-2900 presented the best results for flocculation and densification. Hence, among the three polymers (P-2700, P-2900, and 4115SH) that showed the lowest color and turbidity of the clarified water and were statistically equivalent, cationic polymer P-2900 was chosen to continue the flocculation studies.

3.3.2 Evaluation of pre-ozonation in sludge flocculation and dehydration

The results of the clarified water turbidity and densified sludge specific resistance to filtration (SRF) for each treatment with and without pre-ozonation are presented in Table 2. From the results in Table 2, one may determine the statistical differences among the treatments with and without pre-ozonation followed by flocculation and/or sedimentation. Regarding the clarified water turbidity, one may conclude there was a significant effect among the treatments. The treatment with the lowest remaining turbidity was that with pre-ozonation and a polymer dosage of 2 mg pol/g TS (14.1±005 NTU). The lowest remaining turbidity for the treatment without O_3 was that with the dosage of 10 mg pol/g TS (19.7±0.1 NTU), statistically equivalent to the treatments with pre-ozonation and with polymer doses of 0, 4, and 5 mg pol/g TS (18.3±0.05, 18.9±0.5, and 18.6±0.1 NTU). This demonstrates that the ozonation positively influenced the reduction of the polymer consumption for the obtention of lower remaining turbidity in the clarified water.

Table 2 - Mean results of the remaining turbidity of the clarified water and the SRF of the densified sludge resulting from the treatment with and without pre-ozonation and flocculation for different dosages of cationic polymer P-2900. Initial conditions of the experiment: Color 46,255.95±817.23 uC, Turbidity 1,222.5±8.23 NTU, TS 7.7±0.01 g/L, and pH 6.3±0.15.

Treatment	**Dosage (mgpol/g TS)**	**Mean* Turbidity (NTU)**	**Mean* SRF (m/kg)**
O_3	0	18.3±0.05 [a]	13.5E+12±0.50[bc]
O_3 + Polymer	1	14.9±0.05 [bc]	5.81E+12±0.05 [a]
O_3 + Polymer	2	14.1±0.05 [b]	5.85E+12±0.40 [a]
O_3 + Polymer	3	17.8±0.25 [ac]	4.12E+12±1.50 [a]
O_3 + Polymer	4	18.9±0.5[a]	3.19E+12±0.70 [a]
O_3 + Polymer	5	18.6±0.1[a]	4.01E+12±0.78 [a]
Polymer	1	136.5±0.5[g]	32.4E+12±1.11 [de]
Polymer	2	120.5±1.5[f]	37.6E+12±0.56 [e]
Polymer	3	116.5±0.5[e]	29.6E+12±0.02 [d]
Polymer	4	73.8±3.15 [d]	15.2E+12±0.10 [c]
Polymer	10	19.7±0.1[a]	8.30E+12±0.06 [ab]
Control	0	141.5±0.5 [h]	47.4E+12±1.45[f]

*Means followed by the same letter in the column do not differ among themselves, considering the nominal value of 5% significance.

Source: Author (2020).

Concerning the SRF, one may observe that the treatments with pre-ozonation and flocculation obtained the best results, being statistically equivalent (5.81E+12, 5.85E+12, 4.12E+12, 3.19E+12, and 4.01E+12 m/kg). The treatment without pre-ozonation and polymer addition (i.e., the control) was statistically different from the other treatments, with the highest remaining turbidity and SRF (141.5±0.5 NTU and 47.4E+12±1.45 m/kg).

Pre-ozonation associated with small polymer doses contributes significantly to lower SRF values, that is, for a more considerable removal of water from the sludge, with better dehydration. In a work performed by Chen et al. (2016), there was an improvement in the sewer sludge dehydration with the use of pre-oxidation. Corroborating, Battimelli et al. (2003) state that low ozone doses in the studied sewer sludge improved the SRF. In turn, in a study performed by Park and collaborators (2003), the SRF in STP sludge increased slightly with an ozone dose of up to 0.2 gO_3/g of dissolved solids in higher dosages, the SRF dropped drastically.

3.3.3 Optimization of the ozone and polymer dosage for sludge flocculation and dehydration

The results obtained in the eleven RCCD assays regarding the dosages of ozone and cationic polymer P-2900 in WTP sludge are presented in Table 3. The SRF of the sludge in the tests varied between 10.7E+12 (assay 5) and 1.68E+12 (assays 9 and 10). Lower SRF values represent more considerable ease in removing water from the sludge, i.e., greater ease in dehydrating. In a work performed by Genz et al. (2011), the authors also investigated pre-treatment with ozone to improve the flocculation and interferences for the dehydration of the STP sludge under study. The combination of two processes (ozonation/flocculation) was optimized to identify the most favorable proportion of ozone dose and coagulant concentration.

Table 3 - Matrix of the RCCD (real and encoded values) with results expressed relative to the characteristics of the densified sludge after pre-ozonation and flocculation with cationic polymer P-2900.

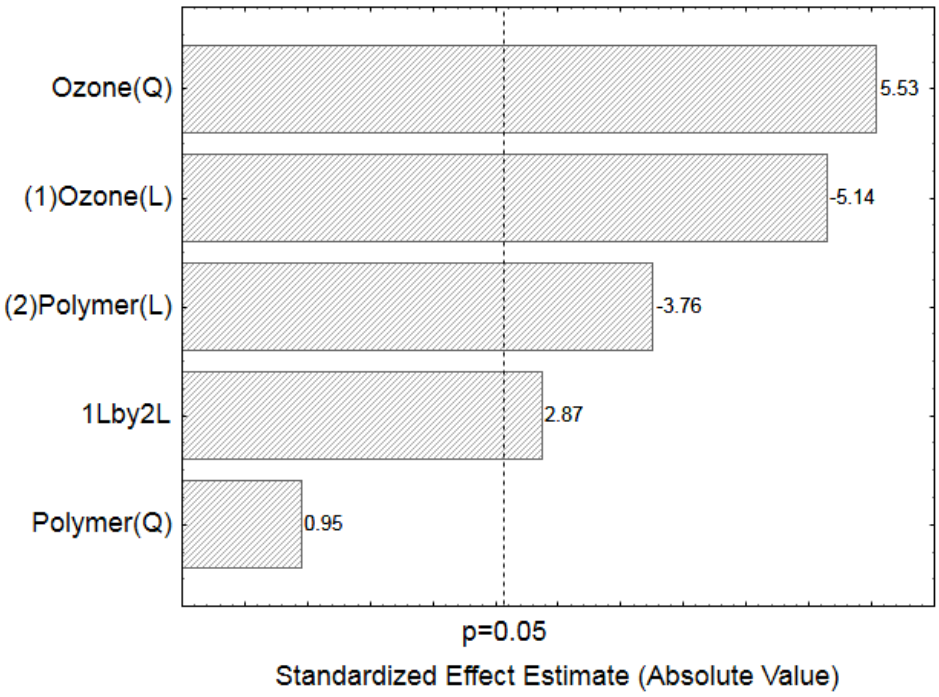
Assay	Ozone (gO_3/g TS)	Polymer (mgpol/g TS)	SRF (m/kg)
1	0.10 (-1)	1.87 (-1)	10.4E+12
2	0.60 (+1)	1.87 (-1)	3.69E+12
3	0.10 (-1)	6.13 (+1)	2.45E+12
4	0.60 (+1)	6.13 (+1)	2.31E+12
5	0.03 (-1.41)	4 (0)	10.7E+12
6	0.66 (+1.41)	4 (0)	3.75E+12
7	0.26 (0)	1 (-1.41)	3.80E+12
8	0.26 (0)	7 (+1.41)	1.80E+12
9	0.26 (0)	4 (0)	1.68E+12
10	0.26 (0)	4 (0)	1.68E+12
11	0.26 (0)	4 (0)	1.83E+12

Source: Author (2020).

The data in Table 3 were used to calculate the effect of the linear and quadratic variables and their interactions in the responses obtained for the SRF of the sludge. The results were expressed in a Pareto chart (Figure 2). One may observe that the linear and quadratic ozone dosages, the linear polymer dosage, and the interaction between the dosages were statistically significant ($p < 0.05$) for the SRF in the interval studied. The negative effect was observed for the linear ozone and polymer dosages, while the quadratic ozone dose and the interaction presented positive effects. These results imply a lower SRF of the sludge with higher ozone and

polymer doses. However, highlights the importance of optimizing the ozone and polymer doses to improve the WTP sludge dehydration, finding a balance between the dosages to obtain the best cost-benefit for the treatment.

Figure 2 - Pareto chart expressing the effect of the ozone and polymer concentration on WTP sludge regarding the SRF.



Source: Author (2020).

The RCCD results were used to estimate the effects of the independent variables of the experimental design (ozone and polymer) on the specific resistance to filtration and, consequently, the sludge dehydration. The effects are related to the terms of a linear and quadratic model (Equation 3), considering a 95% confidence level ($p < 0.05$):

$$SRF = 2.16E+12 - 4.17E+12.O + 5.09E+12.O^2 - 3.05E+12.P + 3.28E+12.OP, \quad (3)$$

where *SRF* is the specific resistance to filtration (m/kg), *O* is the encoded ozone dosage, and *P* is the encoded polymer dosage.

The described model was statistically validated through the analysis of variance (ANOVA), presented in Table 4. For the SRF, the calculated F was approximately seven times

the tabulated F, with a regression coefficient (R^2) of 0.9304. The high regression coefficient value indicates a good adaptation to the experimental data, which allows the use of the model to predict the behavior of the sludge SRF, i.e., make a prognosis of the behavior of the studied sludge dehydration after pre-ozonation followed by flocculation with cationic polymer P-2900.

Table 4 - ANOVA for the specific resistance to filtration of the densified sludge after pre-ozonation and flocculation.

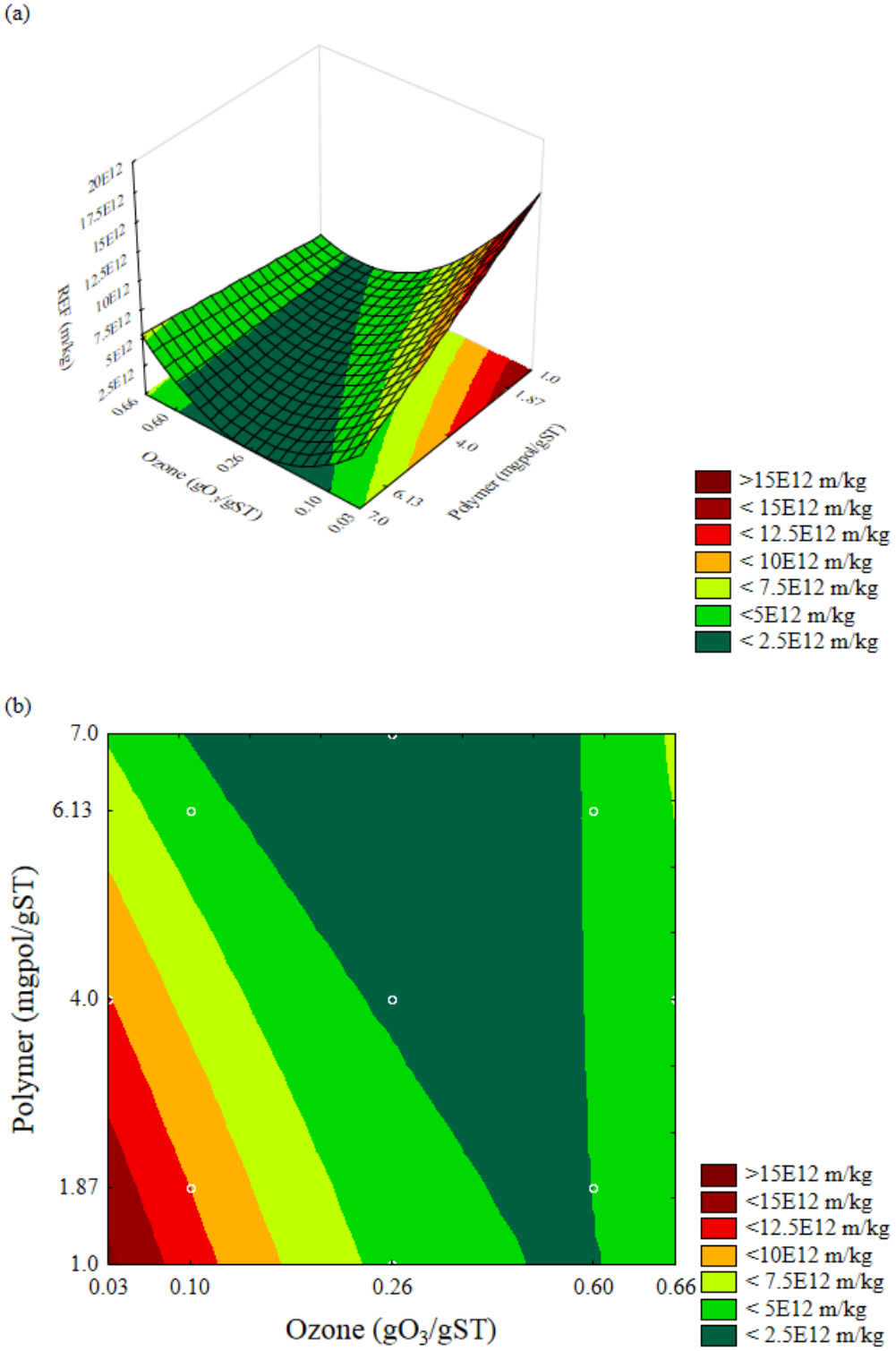
Parameter	Source of Variation	Sum of Squares	Degrees of Freedom	Mean Square	F Test	R^2
SRF	Regression	1.04E+26	4	2.59E+25	20.06[a]	0.9304
	Errors	7.74E+24	6	1.29E+24		
	Total	1.11E+26	10	1.11E+25		

[a]$F_{0.05;4;6}$= 4.53.

Source: Author (2020).

To understand better the influence of the ozone and cationic polymer P-2900 dosages for the sludge dehydration, the SRF results of the validated model were applied to the response surface and contour surface graphs (Figures 3a and 3b). The sludge SRF with best results occurred with ozone doses over 0.10 gO_3/g TS and polymer dosages above 4 mg pol/g TS. The pre-treatment with O_3 increases the flocculation effect (CHENG et al., 2011), aiding in the destabilization and aggregation of particles (LIANG et al., 2014). O_3 react with organic and inorganic compounds, dissolving and changing their loads. Like this, improve the flocculation process, releasing aluminum from sludge that reacts with the cationic polymer.

Figure 3 - Influence of the ozone and polymer dosages on the WTP sludge regarding the SRF for a chart expressing the response surface (a) and contour surface (b).



Source: Author (2020).

The intervals for both independent variables that led to lower SRF values were predicted in the RCCD. However, to validate the results, three additional experiments were performed under the same experimental conditions. Hence, the best condition to obtain the lowest SRF was estimated for the ozone dosage of 0.24 gO_3/g TS (control time of 120 minutes) and polymer dosage of 4 mg pol/g TS, according to the response surface and contour surface charts of the RCCD (Figures 3a and 3b). The results were optimized, aiming at the best performance of the SRF and the lowest cost involved in the process. Under such conditions, the sludge SRF was of 1.78E+12+1.04 m/kg, which befits the results obtained with the performance of the RCCD, notably assays 9, 10, and 11 (Table 3).

3.4 CONCLUSION

The results obtained with the study demonstrate that cationic polymer P-2900 resulted in proper flocculation of the sludge, enabling the formation of flocs that yielded one of the lowest color and turbidity values for the clarified water among the polymers tested. The pre-treatment with ozone combined with flocculation showed a significant effect on the improvement of the WTP sludge dehydration. Pre-ozonation followed by flocculation resulted in clarified water with lower turbidity (14.1 NTU) and SRF (3.19 – 5.85E+12 m/kg).

The assays obtained with the RCCD allowed choosing an optimized region for lower SRF values. For an ozone dosage of 0.24 gO_3/g TS and polymer dosage of 4 mg pol/g TS, the average SRF of the sludge was 1.78E+12 m/kg. The data obtained in the study is useful to optimize the WTP sludge dehydration process using treatment with pre-ozonation followed by flocculation. The results demonstrated that the combination of the proposed treatment significantly improved the dehydration of WTP sludges.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors express their gratitude to São Gabriel Saneamento for the availability and sludge samples, as well as to CAPES (a Brazilian Funding Agency) for the financial support received.

REFERENCES

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, 2016.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.**22 ed., Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.733 p.

AWWA –American Water Works Association. **Water treatment plant waste management.** American Water Works Association Research Foundation. Denver, 1987, 459 p.

BABATUNDE, A.O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial re-uses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**.v. 37, n. 2, p. 129-164, 2007.

BATTIMELLI, A. et al. Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling. **Water Science and Technology**. v. 48, n. 4, p. 61–68, 2003.

BROSÉUS, R. et al. Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. **Water Research**. v. 43, p. 4707-4717, 2009.

CAI, M. et al. Synergetic pretreatment of waste activated sludge by hydrodynamic cavitation combined with Fenton reaction for enhanced dewatering. **Ultrasonics – Sonochemistry**. v. 42, p. 609–618, 2018.

CHEN, Z. et al. Enhancement of waste activated sludge dewater ability using calcium peroxide pre-oxidation and chemical re-flocculation. **Water Research**. v. 103, 170-181, 2016.

CHENG, L. H. et al. Effect of Ozone Enhanced Flocculation on the Treatment of Secondary Effluent. **Procedia Environmental Sciences.** In.:2011 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT 2011). v. 10, p.555-560, 2011.

CHU, L. et al. Progress and perspectives of sludge ozonation as a power ful pretreatment method for minimization of excess sludge production. **Water Research**. v. 43, p. 1811–1822, 2009.

COUFORT, C.; BOUYER, D.; LINÉ, A. Flocculation Related to Local Hydrodynamics in a Taylor–Couette Reactor and in a Jar. **Chemical Engineering Science**. v. 60, p. 2179–2192, 2005.

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs**. In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

CORTEZ, S. et al. Ozonation as polishing treatment of mature land fill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v. 182, p. 730–734, 2010.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2012. 540 p.

ERDINCLER, A.; VESILIND, P. A. Effect of sludge water distribution on the liquid solid separation of a biological sludge. **Journal of Environmental Science and Health**. v. 38, n. 10, 2391- 2400, 2003.

FALL, C. et al. Sludge reduction by ozone: Insights and modeling of the dose response effects. **Journal of Environmental Management**. v. 206, p. 103 – 112, 2018.

FONTANA, A. O**. Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução parareducão de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros – Estudo de caso ETA Cardoso**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

GE, D. et al. Insight into a new two-step approach of ozonation and chitosan conditioning for sludge deep-dewatering. **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 134032, 2019.

GENZ, C. et al. The effect of pre-ozonation and subsequent coagulation on the filtration of WWTP effluent with low-pressure membranes. **Water Science & Technology**. v. 64, n. 6, p. 1270-1276, 2011.

GONÇALVES, A. A.; KECHINSKI, C. P. **Ozone Technology in the Food Industry**. In: SIEGLER, B. C. Food Engineering. New York. Ed: Nova Science Pub, 2011, cap. 2, p.85-146.

GOLOB, V.; VINDER, A.; SIMONIC, M. Efficiency of the coagulation/flocculation method for the treatment of dye bath effluents. **Dyesand Pigments**. v. 67 p. 93-97, 2005.

HEDLUND, K. F. S. **Adensamento de lodo de estação de tratamento de água: comparação entre sedimentação e flotação.** 2016. 152 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

JEKEL, M. Effects and mechanisms involved in peroxidation and particle separation processes. **Water Science &Technology**. v. 37, n. 10,p. 1–7, 1998.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering.** v. 54, n. 1, p. 11-22, 2008.

LEE, C.H.; LIU, J.C. Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4430-4436, 2000.

LEE, C.; LIU, J. Sludge dewater ability and floc structure in dual polymer conditioning. **Advances in Environmental Research.** v. 5, n. 2, p. 129 – 136, 2001.

LIANG, J. et al. Impact of ozonation on particle aggregation in mature fine tailings. **Journal of Environmental Management**. v. 146, p. 535 - 542, 2014.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**, v.30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MIROSLAV, K. Opportunities for water treatment sludge reuse. **Geoscience Engineering**. v. 54, p. 11-22, 2008.

MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water qualityand fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 36, p. 853–864, 2011.

NELLENSCHULTE, T.; KAYSER, R. Change of particle structure of sewage sludges during mechanical and biological processes with regard to the dewatering result. **Water Science & Technology**. v36, n.4, p. 293-306, 1997.

OLOIBIRI, V. et al. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. **Waste Management.** v. 43, p. 335–342, 2015.

OYEGBILEA, B.; AY, P.; NARRA, S. Optimization of physicochemical process for pre-treatment of fine suspension by flocculation prior to dewatering. **Desalination and Water Treatment.** v. 57, p. 2726 - 2736, 2016.

PARK, K. Y. et al. Feasibility of Sludge Ozonation for Stabilization and Conditioning. **Ozone: Science &Engineering.** v. 25, n. 1, 73-80, 2003.

SABESP – Norma Técnica – NTS 233. **Polímeros orgânicos base poliacrilamida para tratamento em ETAs e ETEs.** São Paulo, 2006.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Resistência específica de lodo obtido em ensaio de clarificação, por sedimentação, da água de lavagem de filtros rápidos de ETAs. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 4, n. 1 e 2, p. 48 - 54 .1999.

SHER, F.; MALIK, A.; LIU, H. Industrial polymer effluent treatment by chemical coagulation and flocculation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. p. 684–689, 2013.

RAKNESS, K. et al. Guideline for Measurement of Ozone Concentration in the Process Gas From an Ozone Generator. **Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association.** v. 18, n. 3, p. 209-229, 1996.

RAYNAUD, M. et al. Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH. **Water Research.** v. 46, p. 4448 - 4456, 2012.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água.**1 ed., São Paulo: Edgard Blücher, 2001.102 p.

TO, V. H. P. et al. A review on sludge dewatering indices. **Water Science & Technology**. v. 74, n. 1, p. 1-16, 2016.

UWIMANA, A. et al. Sludge characterization at Kadahokwawater treatment plant, Rwanda. **Water Science &Technology: Water Supply-WSTWS**. v. 10.5, p. 848-859, 2010.

ZHANG, J. et al. Changes of physicochemical properties of sewage sludge during ozonation treatment: Correlation to sludge dewater ability. **Chemical Engineering Journal**. v. 301, p. 238–248, 2016.

ZHAO, P. et al. Study on pore characteristics of flocs and sludge dewater ability based on fractal methods (pore characteristics of flocs and sludge dewatering). **Applied Thermal Engineering**. v. 58, p. 217 – 223, 2013.

ZHAO, Y. X. et al. Observations on ozone treatment of excess sludge. **Water Science and Technology.** v. 56, n. 9, p. 167–175, 2007.

ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge I: analyses of settling curves. **Separation and Purification Technology**. v. 35, p. 71 – 80, 2004.

ZHOU, X. et al. Role of extracellular polymeric substances in improvement of sludge dewater ability through peroxidation. **BioresourceTechnology**, v. 192, p. 817–820, 2015.

ZHU, G. et al. Characterization and coagulation–flocculation behavior of polymeric aluminum ferric sulfate (PAFS). **Chemical Engineering Journal.** v. 178, p. 50– 59, 2011.

WANG, L.; LI, A. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression at increased temperature for excess sludge dewatering: The dewatering performance and the characteristics of products. **Water Research**. v. 68, p. 291 – 303, 2015.

WANG, J. et al. Relationship between the characteristics of cationic poly acrylamide and sewage sludge dewatering performance in a full-scale plant. **Procedia Environmental Sciences.** v. 16, 409 – 417, 2012.

WEI, H. et al. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608-631, 2018.

4. ARTIGO 3 - Caracterização da água clarificada e do lodo adensado resultante de tratamento por pré-ozonização e floculação em lodo de ETA

RESUMO

A partir do tratamento da água uma estimativa prevê que apenas o Brasil produza $3,37x10^5$ toneladas de sólidos por ano. Em países em desenvolvimento o tratamento de lodos é negligenciado, mas o uso combinado de ozônio com a floculação é uma alternativa atraente que melhoram os índices de desidratação. Não há relato na literatura sobre o potencial uso da pré-ozonização e floculação e suas alterações no lodo de estações de tratamento de água (ETAs). Assim, este trabalho responde quais modificações a pré-ozonização seguida da floculação podem propiciar na água clarificada e no lodo adensado. Os ensaios nomeados de tratamento foram realizados com dosagens de ozônio de 0,24 gO_3/gST e de polímero de 4,0 mg pol/gST, com posterior adensamento de 30 minutos. Também foi realizado ensaio controle, onde apenas realizou-se a sedimentação do lodo bruto, sem ozonização. Os resultados mostraram que a água clarificada do lodo tratado apresentou menor turbidez (17,3±0,5 NTU), cor (144±13,8 uC), pH (4,1±0,03), alumínio (14,17±1,84 mg/L), ferro (0,64±0,03 mg/L) e chumbo (3,25±0,085 µg/L), mas maior condutividade, concentração de ânions (fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato), manganês e bário, em comparação com o controle. A pré-ozonização e floculação também resultaram em lodo com maior concentração de sólidos (22,14±1,14 g/L) e tamanho da partícula (42,63±1,48µm), e menor índice volumétrico do lodo (22,6±0,65 mL/g), e potencial zeta negativo. Com relação a caracterização microestrutural foi observado lodo com predomínio de caulinita e quartzo. Os estudos com FT-IR mostraram que houve aumento do grupamento O-H devido a ozonização. Também foi identificado no lodo perfil irregular e presença de poros, assim com predomínio de C, O, Al, SI e Fe. Em suma os resultados demostraram que houve a solubilização de algumas cargas na água clarificada, mas a ozonização e floculação aprimoram parâmetros que indicam melhor desidratação em relação ao controle. Sem alterar as principais características microestruturais do lodo.

Palavras-chave: lodo; ozônio; floculação; íons; metais; sólidos; tamanho da partícula; potencial zeta; características microestruturais.

4.1 INTRODUÇÃO

A transformação da água bruta em água potável acarreta a geração de resíduos (lodo), como subprodutos do processo. Mesmo apresentado elevado conteúdo de água (CORDEIRO, 1999; NELLENSCHULTE; KAYSER, 1997; RAYNAUD et al., 2012; WANG; LI, 2015), a norma brasileira (ABNT, 2004) e americana (40 CFR 261.2; CFR 2011) classifica os lodos de ETA como resíduos sólidos. Deste modo, no Brasil a destinação e disposição devem estar consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), não ocasionando danos ao meio ambiente. Estima-se que o volume médio de lodo gerado em uma ETA pode variar entre 0,1-10% do total tratado na unidade (CORNWELL; LEE, 1994; RICHTER, 2001; UWIMANA et al., 2010; VAEZI; BATEBI, 2001; DI BERNARDO; DANTAS, VOLTAN, 2012).

No ano de 2018 o volume de água produzido por ETAs no Brasil foi de $1{,}311 \times 10^{10}$ m³/ano (SNIS, 2020). Uma estimativa prevê que para cada m³ de água tratada ocorre produção de 0,03 kg de sólidos secos (REALI, 1999). Assim, pode-se considerar que apenas o Brasil produziu teoricamente no período $3{,}933 \times 10^{5}$ toneladas de sólidos no ano. A ETA de São Gabriel, a qual foi realizado o presente estudo, tem capacidade de operação de 137 L/s, considerando a mesma estimativa, teoricamente a ETA produziria 10,8 toneladas de sólidos por mês. O valor mensal de lodo estimado pela ETA de São Gabriel condiz com os resultados obtidos por Hedlund (2016), onde o valor médio por mês da produção de lodo foi de 11,8 toneladas estimado por equação empírica, e de 11,1 toneladas através de medição *in loco*.

O tratamento concomitante à disposição e destinação adequada dos lodos são o caminho almejado na busca da regularização das ETAs quanto a questão ambiental, portanto, é imprescindível desenvolver métodos mais eficientes para o tratamento de lodos (WANG; LI, 2015). Diversos autores estudaram a otimização da floculação, adensamento e/ou desidratação dos lodos de ETAs (MENG et al., 2018; MARASCHIN, 2018; HEDLUND, 2016), demostrando que cada vez mais busca-se por tecnologias que possam auxiliar e melhorar o tratamento deste tipo de resíduo.

A remoção de água do lodo limita a eficiência do tratamento deste resíduo. O alto teor de água no lodo costuma ser um problema para o descarte final (BYUN et al., 2007). A redução do volume de lodo é obtida diminuindo o teor de água, ou seja, aumentando o teor de sólidos (TO et al., 2016). Espera-se que antes da reutilização e descarte o lodo de ETA tenha uma redução do seu volume, com elevado grau de desidratação (BYUN et al., 2007; RAYNAUD et al., 2012; ZHOU et al., 2015b). A desidratação eficiente do lodo é essencial, pois um volume e peso reduzidos resultam em menores custos de gerenciamento, transporte e descarte ou reutilização (MENG et al., 2018). A Tabela 1 apresenta algumas opções de reutilização do lodo de ETAs.

Tabela 1 - Opções de reutilização do lodo de ETAs.

Reutilização	Autor
Recuperação e reutilização do coagulante	Okuda et al., 2014; Vaezi; Batebi, 2001
Coagulante no tratamento de águas residuais	Guan; Chen; Shang, 2005
Adsorvente de contaminantes (fósforo, manganês e fluoretos)	Babatunde; Zhao, 2010
Substrato para wetlands	Babatunde; Zhao; Zhao, 2010
Disposição em estações de tratamento de esgotos	Scalize e Di Bernardo, 2011; Scalize et al., 2014
Fabricação de tijolos	Hegazy; Fouad; Hassanain, 2011; Teixeira et al., 2011
Fabricação de cerâmica	Monteiro et al., 2008
Fabricação de cimento e argamassas	Sales; de Souza, 2009; Sales; de Souza; Almeida, 2011; Gastaldini et al., 2015
Utilização da melhoria estrutural do solo	Ayininuola; Ayodeji, 2016; Dayton; Basta, 2001
Recuperação de áreas degradadas	Bittencourt et al., 2012

A reutilização de lodo de ETA para a fabricação de materiais cerâmicos e da construção civil, como tijolos e argamassas está ganhando cada vez mais força, sendo uma boa opção do ponto de vista técnico, econômico e ambiental (BABATUNDE; ZHAO, 2007; HASSANAIN et al., 2012; HEGAZY; FOUAD, HASSANAIN, 2011; MACÊDO et. al., 2011; RODRIGUES e HOLANDA, 2013; WOLFF; SCHWABE; CONCEIÇÃO, 2015). Todavia este tipo de reutilização exige material (lodo) desidratado. Ramirez et al. (2017) descobriram que a adição de lodo de ETA em sua forma úmida natural reduziu a resistência do concreto. Todavia, a utilização de lodo seco incorporado ao concreto resultou em material com resistência semelhante ao do concreto puro (GASTALDINI et al., 2015; JAMSHIDI et al., 2011).

Os processos convencionais de desidratação podem remover apenas água livre e uma parte da água ligada (WEI et al., 2018). Contudo, os índices de desidratação para lodos de esgoto melhoram com o uso combinado de ozônio e floculação. A oxidação do lodo acarreta a destruição da estrutura da partícula de lodo, liberando a água aprisionada e assim contribuindo para a sua desidratação (CAI et al., 2018; CHU et al., 2009; GE et al, 2019a; RYAN; CARR, 2001; WEI et al., 2018; ZHOU et al., 2015a; ZHAO et al., 2007). A oxidação por pré-ozonização seguida da coagulação/floculação apresentou benefícios para o tratamento em diversos estudos, com índices que demostram a maior facilidade em desidratar os lodos (CHENG et al., 2011a; GE et al., 2019a; GENZ et al., 2011; JEKEL, 1998).

Em trabalho anterior os autores demostraram que o uso combinado de ozônio com a floculação acarretou redução da resistência específica a filtração, consequentemente melhorando a desidratação do lodo da ETA (HEDLUND, MARASCHIN, CARISSIMI, 2019). Mas, se faz necessário investigar as possíveis alterações acarretadas por esse tratamento na água clarificada (sobrenadante resultante do adensamento) e no lodo adensado. Como mudanças no pH, solubilização de ânions e metais, concentração de sólidos e volume de lodo, assim como caracterização microestrutural. Pois um tratamento eficaz para lodos de ETA tem como objetivo facilitar a separação sólido-líquido e de degradar ou inativar os seus constituintes (MENG et al., 2018). Assim, este trabalho tem por objetivo detalhar quais modificações a pré-ozonização seguida da floculação podem propiciar na água clarificada e no lodo adensado em comparação com tratamento onde apenas realizou a sedimentação do lodo bruto (controle).

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Origem e coleta do lodo

O lodo utilizado nesse estudo é proveniente da ETA de São Gabriel, localizada no sul do Brasil. A capacidade de operação nominal da ETA é de 137 L/s, e o coagulante utilizado é o Cloreto de Polialumínio – PAC. O lodo foi coletado em galões de 20 L junto ao tanque de recebimento de resíduos, posterior a higienização dos decantadores. Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o laboratório e mantidas sob refrigeração há 4±1ºC.

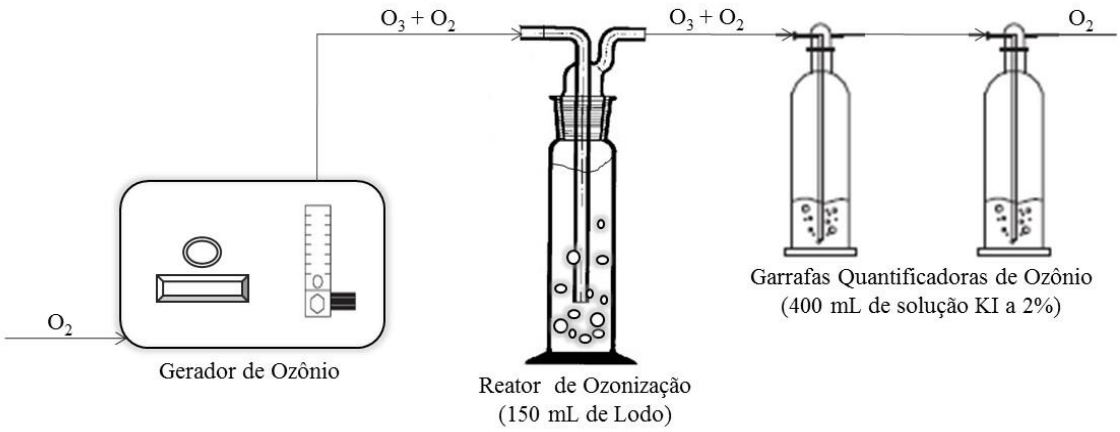
4.2.2 Design Experimental

Em estudo anterior realizado pelos autores foi demonstrado que a pré-ozonização seguida da floculação melhorou significativamente a desidratação do lodo (HEDLUND, MARASCHIN, CARISSIMI, 2019). Foi definida a melhor dosagem de ozônio (O_3) e de polímero catiônico para obter resultados otimizados da desidratação. A dosagem de O_3 e do polímero P-2900 (NovaFlok®) foram replicados e utilizados no presente trabalho, com o mesmo lodo bruto, para caracterizar e avaliar a água clarificada e o lodo adensado. Os parâmetros avaliados na caracterização são descritos nos itens 2.3, 2.4 e 2.5.

Os ensaios nomeados de tratamento foram realizados com as dosagens de ozônio de 0,24 gO_3/gST e de polímero de 4,0 mg pol/gST. Também foi realizado o ensaio controle, onde apenas realizou-se a sedimentação do lodo bruto, sem ozonização. A pré-ozonização foi

realizada em batelada, em reator de 150 mL com injeção contínua de ozônio. O tempo de controle da ozonização foi de 120 min, o que representou uma dosagem a de 0,24 gO_3/gST. A dose de ozônio consumida na reação (gO_3/gST) foi calculada a partir da massa de entrada e saída de ozônio, por meio do método iodométrico que utiliza solução de iodeto de potássio (KI). A metodologia seguiu o indicado no *Standard Methods* (APHA, 2012), de acordo com os procedimentos descritos por Rakness et al. (1996). A representação esquemática da pré-ozonização pode ser observada na Figura 1.

Figura 1 - Representação esquemática da pré-ozonização do lodo da ETA.



Fonte: Autor (2020).

Posterior a pré-ozonização, a floculação do lodo foi realizada em teste de jarros com o polímero P-2900. A programação utilizada constou com as seguintes rotações: velocidade rápida de 120 rpm por 20 segundos e velocidade lenta de 30 rpm por 1 minuto. A programação foi baseada em testes preliminares e em metodologia descrita por outros autores (LEE; LIU, 2000, 2001; SCALIZE e DI BERNARDO, 1999; ZHAO, 2004).

Os tratamentos com a pré-ozonização seguida da floculação e o controle (lodo bruto) foram alocados em colunas de sedimentação, sendo adensado por 30 minutos. Os ensaios foram realizados em triplicata para cada condição avaliada. Ao término desse período foram coletadas alíquotas de água clarificada e do lodo adensado para a caracterização.

4.2.3 Parâmetros avaliados na água clarificada

Na água clarificada, sobrenadante resultante do adensamento, foi determinada a turbidez, cor aparente, condutividade, pH, presença e contração de ânions e metais. A turbidez, cor aparente, condutividade e pH foram determinados seguindo os procedimentos descritos por *Standard Methods* (APHA et al., 2012). A determinação analítica dos ânions fluoreto, cloreto, brometo, nitrato, nitrito, fosfato e sulfato foram realizados por meio de Cromatografia iônica (IC), em cromatógrafo modelo 930 Compact IC Flex, marca Metrohm.

Os metais quantificados nas amostras foram alumínio, bário, cádmio, chumbo, cromo, ferro e manganês. As determinações analíticas foram realizadas por meio de Espectrômetro de Absorção Atômica de alta resolução com fonte contínua, modelo ContrAA 700 (Analytik Jena, Alemanha). A escolha dos metais quantificados foi baseada nas características do lodo bruto da ETA e em trabalhos realizados Uwimana et al. (2010) e Keeley et al. (2014).

4.2.4 Parâmetros avaliados no lodo adensado

Após a sedimentação, alíquotas de lodo adensado foram coletadas para avaliar os seguintes parâmetros: concentração de sólidos totais (ST), índice volumétrico do lodo (I_{VL}), Tamanho da Partícula (TP) e Potencial Zeta (PZ).

A concentração de sólidos totais (ST) do lodo foi determinado seguindo os procedimentos descritos por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012).

O índice volumétrico do lodo (I_{VL}) foi determinado de acordo com a Equação 1, seguindo metodologia descrita por Oyegbile, Ay e Narra (2016).

$$I_{VL} = \frac{\mathrm{VS}}{\mathrm{ST}} \tag{1}$$

Onde:

I_{VL} = Índice volumétrico do lodo (mL/g);

VS = Volume do lodo após o período de sedimentação (mL/L);

ST = Concentração de sólidos do lodo (g /L).

Para determinar o Tamanho da Partícula (TP) e Potencial Zeta (PZ) foi utilizado o equipamento da marca Malvern-Zetasizer® modelo nanoZS (ZEN3600, Reino Unido). O potencial zeta determina se ocorreram alterações na carga da superfície coloidal (GOTTFRIED

et al., 2008), em relação ao lodo tratado e o controle. Para medir os valores do PZ foram utilizadas células capilares fechadas (DTS 1060) (Malvern, Reino Unido). O diâmetro da partícula foi realizado mediante dispersão da amostra em água, e o tamanho médio foi usado para indicar o TP.

4.2.5 Caracterização Microestrutural e Elementar do lodo

A caracterização microestrutural e elementar do lodo adensado foi realizada com material seco em estufa a 60 ˚C, seguido de moagem em cadinho e almofariz de porcelana. Foram realizadas análises de difração de raio-X (DRX), espectrofotometria de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) e microscopia eletrônica de varredura acoplada com espectroscopia de dispersão em energia (MEV-EDS).

A avaliação e identificação da estrutura cristalina das amostras através da difração de raio-X (DRX) com um difratômetro de raios-X (Rigaku, Miniflex 300), com ângulo de varredura (2-θ) mantido entre 5 e 100°, aplicando uma corrente de 10 mA e tensão de 30 kV. A identificação dos grupamentos funcionais do lodo foi realizada por meio de um espectrofotômetro de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) (Shimadzu, IR Prestige 21), no intervalo de 4500 a 500 cm^{-1}.

Por fim, para determinar a caracterização morfológica da superfície e a composição química do lodo foi realizada análises de Microscopia Eletrônica de Varredura acoplada com a Espectroscopia de Dispersão em Energia (MEV-EDS) por meio de um microscópio eletrônico de varredura (Tescan, VEGA-3G, Repúplica Tcheca), acoplado com um detector de elétrons secundários (SE) para a obtenção de imagens. Para a análise as amostras foram recobertas por uma camada de ouro via *sputtering* (metalização) e utilizada com uma aceleração de tensão de 20 kV.

4.2.6 Análise Estatística

Os resultados foram avaliados por meio de análise de variância (ANOVA), seguida do teste de comparação de médias de Tukey, com nível de significância de 5% ($p < 0,05$). O software Statistica 10 foi utilizado para todas as análises estatísticas.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Parâmetros avaliados na água clarificada

Os resultados da turbidez, cor aparente, condutividade, pH, ânions e metais resultante do tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e do controle são mostrados na Tabela 2. Todos os parâmetros avaliados apresentaram diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre o lodo tratado e o controle, com ressalva para a concentração de cromo, e demais metais e ânions não detectados nas amostras (cádmio, brometo, nitrito e fosfato).

Pode-se observar que a turbidez e cor da água clarificada do tratamento (17,3±0,5 NTU e 144±13,8 uC) foi significativamente menor em comparação com o controle (129,7±7,6 NTU e 8538,7±342,1 uC). Isso evidência a elevada concentração de partículas em suspensão e dissolvida na água clarificada do controle.

A Tabela 2 mostra que a condutividade e o pH foram inversamente proporcionais. A injeção de O_3 no lodo diminuiu o pH acarretando a solubilização de íons, consequentemente o aumento da condutividade. A solubilização também é indicada com o aumento significativo dos ânions fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato. Diversos autores relatam que a ozonização de lodo acarreta na diminuição do pH e solubilização de íons (como metais) no clarificado (CHU et al., 2009; LIANG et al., 2014; PARK et al., 2003, 2008; SUI et al., 2011).

A dosagem de ozônio (gO_3/gST) e a composição do lodo estão diretamente relacionados com a solubilização dos constituintes que podem ser oxidados pelo O_3 (SUI et al. 2011). Liang et al. (2014) identificaram que a maioria dos íons, aumentaram de 1,5 a 155 vezes após a ozonização. Mas, ainda de acordo com a Tabela 2, pode-se observar que dentre os metais analisados, apenas o manganês e bário apresentaram maior concentração na água clarificada do lodo onde foi realizado o tratamento, devido a maior solubilização e/ou menor afinidade destes pelo polímero utilizado.

Deve-se ressaltar que o alumínio, ferro e chumbo apresentaram menor concentração na água clarificada do lodo tratado em comparação com o controle. O que pode ser explicado devido a menor solubilização destes elementos a dose de O_3 aplicada e/ou os metais solubilizados foram floculados com a adição de polímero catiônico. Em trabalho realizado por Ge et al. (2019b) a floculação do lodo após a ozonização possibilitou que o polímero em estudo floculasse alguns coloides liberados, via neutralização de carga. As maiores concentrações de alumínio, ferro e chumbo na água clarificada do controle foram atribuídas as partículas em suspensão e coloidais (evidenciada pela alta cor aparente e turbidez).

Tabela 2 – Resultados médios da cor, turbidez, condutividade, pH, ânions e metais da água clarificada para o tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e o controle. Condições iniciais do experimento: Cor Aparente 46.035±441,8 uC; Turbidez 1.245,6±15,3 NTU; ST 10,2±0,18 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,55±0,9 °C.

Parâmetros	Tratado	Controle
Turbidez (NTU)	17,3±0,5[a]	129,7±7,6[b]
Cor Aparente (uC)	144±13,8[a]	8538,7±342,1[b]
Condutividade (µs/cm)	376,4±25,5[a]	115,4±4,19[b]
pH	4,1±0,03[a]	6,8±0,04[b]
Fluoreto (mg/L)	2,43±0,12[a]	0,067±0,07[b]
Cloreto (mg/L)	8,75±0,05[a]	1,11±0,04[b]
Brometo (mg/L)	nd*	nd*
Nitrito (mg/L)	nd*	nd*
Nitrato (mg/L)	185,9±16,3[a]	0,69±0,02[b]
Fosfato (mg/L)	nd*	nd*
Sulfato (mg/L)	3,86±0,14[a]	0,81±0,01[b]
Cromo (µg/L)	nd**[a]	7,5±7,5[a]
Alumínio (mg/L)	14,17±1,84[a]	82,25±19,25[b]
Ferro (mg/L)	0,64±0,03[a]	7,99±1,72[b]
Manganês (mg/L)	2,62±0,06[a]	0,99±0,02[b]
Cádmio (µg/L)	nd**	nd**
Chumbo (µg/L)	3,25±0,085[a]	7,72±0,48[b]
Bário (mg/L)	1,20±0,39[a]	0,32±0,01[b]

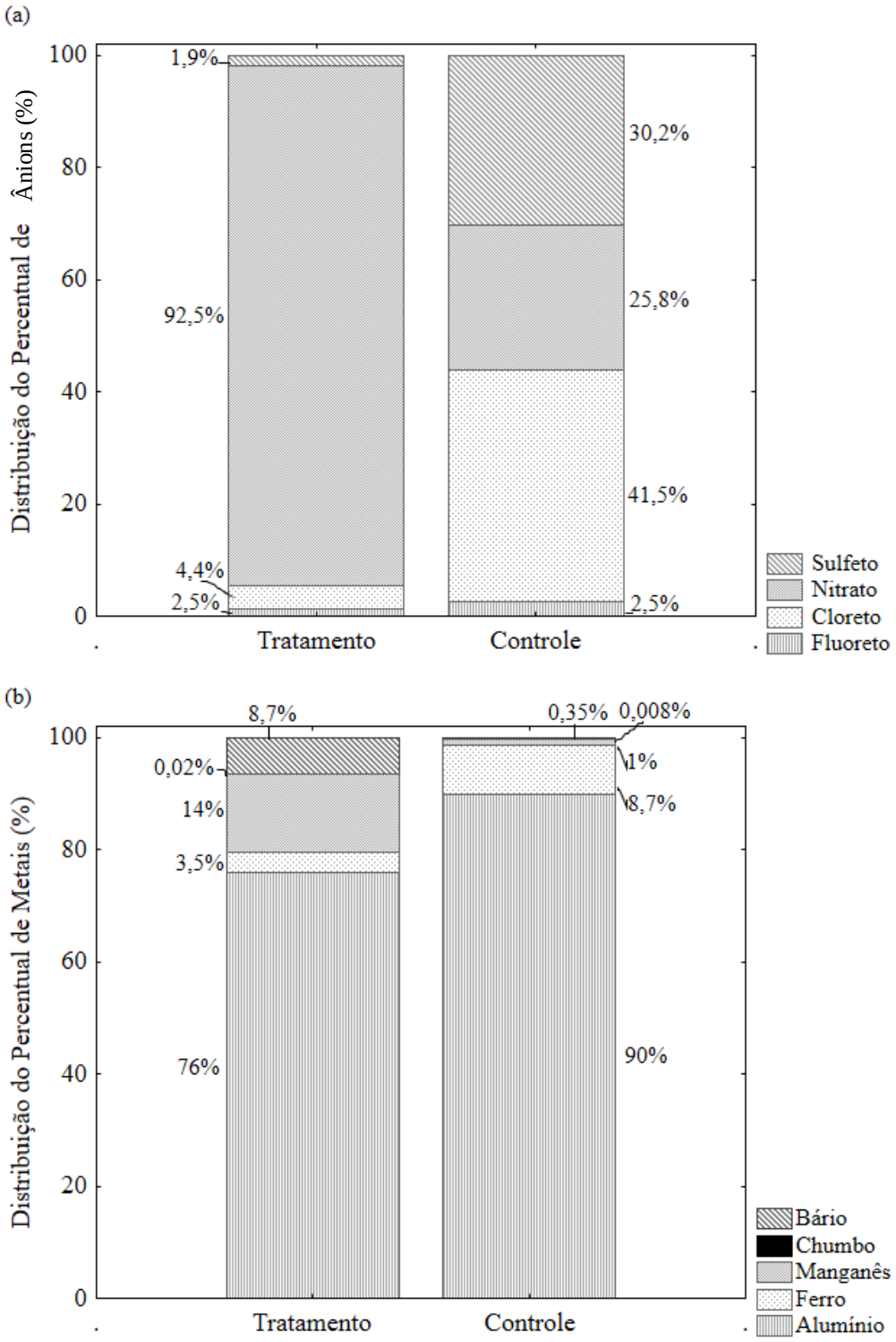
nd*: não detectado (limite de detecção ≤ 0,06 mg/L)
nd**: não detectado (limite de detecção = 5 µg/L)
[a,b]Médias seguidas da mesma letra, na linha, não diferem entre si, considerando o valor nominal de 5% de significância.

Fonte: Autor (2020).

É sabido que a ozonização, por ser um processo oxidativo, além de degradar vários compostos, também pode acarretar a formação de compostos potencialmente mais tóxicos dos que já estavam presentes inicialmente na amostra. Assim, é fundamental relatar que se deve avaliar mais profundamente a qualidade da água clarificada após o processo de ozonização e floculação do lodo, principalmente se for realizar a recirculação do clarificado juntamente com a água bruta da ETA. Uma vez, que além da solubilização de metais e ânions, o processo de ozonização pode acarretar a formação de outros constituintes prejudiciais para a saúde da população. A partir da análise completa da água clarficada, pode-se ter clareza das rotas e mecanismos do ozônio nos lodos de ETAs.

A Figura 2 apresenta uma comparação entre a água clarificada do tratamento e controle em relação a distribuição do percentual de (a) ânions e (b) metais.

Figura 2 – Comparação entre a água clarificada do tratamento e controle em relação a distribuição do percentual de (a) ânions e (b) metais.



Fonte: Autor (2020).

Em relação a presença de ânions pode-se observar que houve predomínio do percentual de nitrato (92,5%) na água clarificada do lodo tratado. Já no controle o cloreto e sulfato (41,5% e 30,2%) apresentaram percentuais superiores. O percentual de nitrato aumentou consideravelmente na amostra tratada, ou seja, após a ozonização e floculação do lodo. A formação de nitrato na água clarificada foi atribuída ao efeito do ozônio, o qual oxidou a amônia possivelmente presente no lodo bruto da ETA, como consequência gerando nitrato no clarificado. A reação da equação 2 mostra que o ozônio é capaz de oxidar completamente a amônia e gerar nitrato.

$$4O_3 + NH_3 \rightarrow NO_3^- + H^+ + H_2O + 4O_2 \quad (2)$$

Para os metais, tanto no tratamento como no controle, houve predomínio do percentual de alumínio na água clarificada com 76% e 90%, respectivamente. Mas no tratamento o percentual de ferro (3,5%) foi menor e o de manganês maior (14%) em comparação com o controle (ferro 8,7% e 1% manganês).

4.3.2 Parâmetros avaliados no lodo adensado

A concentração de ST, o IVL, TP e PZ do lodo adensado após o tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e o controle são apresentados na Tabela 3. A concentração de ST e o TP do lodo tratado (22,14±1,14 g/L e 42,63±1,48 µm) aumentaram em relação ao controle (14,56±0,23 g/L e 17,47±2,84 µm), sendo estatisticamente diferentes ($p < 0,05$). Isso ocorre devido a agregação das partículas sólidas do lodo pelo processo de floculação.

A desidratação pode ser afetada pelo tamanho da partícula de lodo (GE et al., 2019a; LV et al., 2019). Quanto maior o tamanho das partículas pior será as condições de desidratação (BADALIANS GHOLIKANDI; ZAKIZADEH; MASIHI, 2018). Ge et al. (2019a) relata que a adição do polímero em estudo favoreceu a formação de partículas maiores, indicando a aglomeração do lodo por ponte e precipitações, parâmetro que está diretamente relacionado com a desidratação.

A floculação é um processo chave no tratamento dos lodos (BOURGEOIS; WALSH; GAGNON, 2004), pois promove a desestabilização e agregação das partículas (LO; LAI; CHEN, 2001; COUFORT; BOUYER; LINÉ, 2005; OYEGBILE; AY; NARRA, 2016; METCALF; EDDY, 2016). A melhoria do processo de agregação dos sólidos foi relatada por diversos autores após a utilização de polímero (CIZINSKÁ et al., 1992; REALI, 1999; LEE; LIU, 2000; KYNCL, 2008; KEELEY; JARVIS; JUDD, 2014). Entretanto, o ozônio também auxilia a desestabilização e agregação de partículas (CHENG et al., 2011b; LIANG et al., 2014).

O I_{VL} é um indicador simples e eficaz para avaliar as características de adensamento e desempenho de floculação do lodo (OYEGBILE; AY; NARRA, 2016), pois indica flocos compactos com alta concentração de sólidos, o que contribui para uma melhor desidratação. Em comparação, o I_{VL} do controle (43,35±1,59 mL/g) foi maior que no lodo tratado (22,6±0,65 mL/g), mostrando que o ozônio associado ao polímero auxilia para a melhor compactação e agregação das partículas. O condicionamento de polímero diminui consideravelmente o volume de lodo, pois melhora a sedimentação e a compressibilidade do lodo antes da desidratação mecânica (BYUN et al., 2007).

O potencial zeta (PZ) do lodo foi de 0,11±0,09 no controle e de -0,44±0,37 após o tratamento. O PZ foi ligeiramente afetado, passando de positivo para negativo, indicando que a ozonização associada a floculação contribuiu para a incorporação de íons OH^-, variando o pH de 4 para 6,8 (Tabela 2). Singh et al. (2016) também afirmam que após o tratamento do efluente em pH diferente, os valores do PZ mudaram para valor positivo (em pH ≥ 7) ou negativo (em pH < 7).

Em estudo realizado por Gottfried et al., (2008) a neutralização da carga e a desestabilização do material coloidal, da solução em estudo, foi demonstrada com medições do potencial zeta que passou de -17,6 para 6,6 mV após a floculação, com pH controlado de 6,00. Em trabalho realizado por Ge et al. (2019a) foi observado que o potencial zeta do lodo bruto caiu rapidamente após o aumento da adição do polímero em estudo (ácido tânico).

Tabela 3 – Resultados médios do ST, IVL, DP e PZ do lodo adensado para o tratamento com pré-ozonização seguida da floculação e o controle. Condições iniciais do experimento: Cor Aparente 46035±441,8 uC; Turbidez 1245,6±15,3 NTU; ST 10,2±0,18 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,55±0,9 °C.

Parâmetros	Tratado	Controle
ST (g/L)	22,14±1,14[a]	14,56±0,23[b]
I_{VL} (mL/g)	22,6±0,65[a]	43,35±1,59[b]
TP (µm)	42,63±1,48[a]	17,47±2,84[b]
PZ (mV)	-0,47±0,35[a]	0,11±0,09[a]

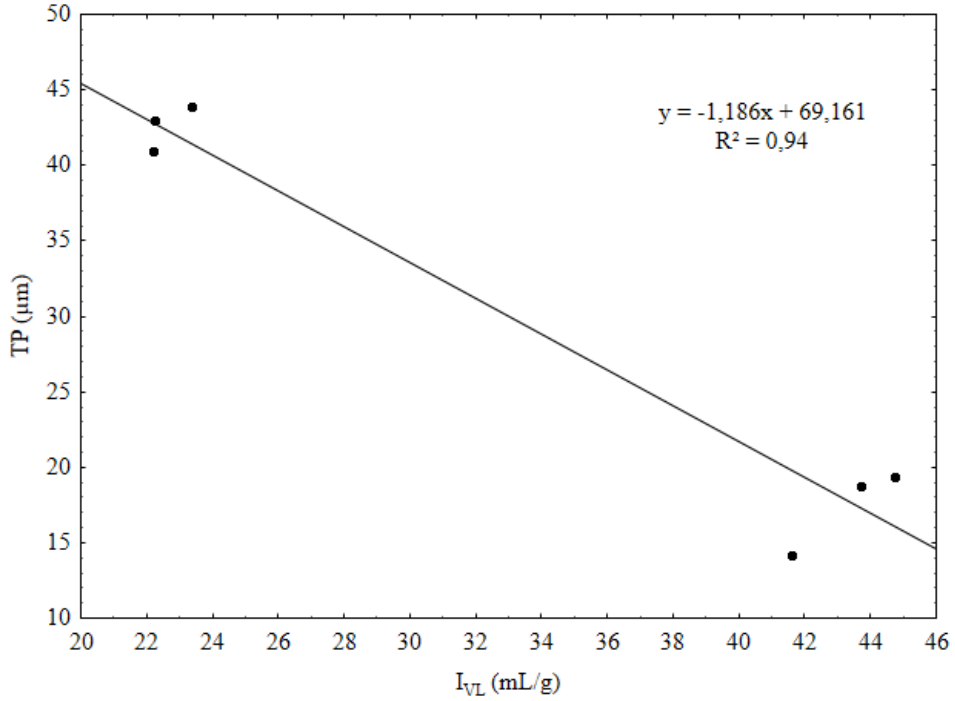
[a,b]Médias seguidas da mesma letra, na linha, não diferem entre si, considerando o valor nominal de 5% de significância.

Fonte: Autor (2020).

A Figura 3 mostra que o TP tem uma forte correlação com o índice volumétrico do lodo, verifica-se que quanto maior o TP menor será o I_{VL} do lodo, demostrando que o lodo tratado

apresentou melhor floculação. Oyegbile, Ay e Narra (2016) utilizaram o I_{VL} como indicador de desempenho da floculação do lodo estudado, o qual refletiu na melhor eficiência de separação e no menor custo de condicionamento. Em estudo realizado por Ge et al. (2019b), a adição do polímero no lodo ozonizado aumentou o tamanho das partículas, acarretando sua compactação. O que demostra que a ozonização também pode auxiliar na sedimentação do lodo. Liang et al. (2014) relata que sem tratamento com ozônio, não houve sedimentação de partículas, mas após apenas 15 minutos de ozonização, as suspensões de rejeito mostraram uma boa sedimentação.

Figura 3 – Correlação entre o TP e o I_{VL} do lodo.



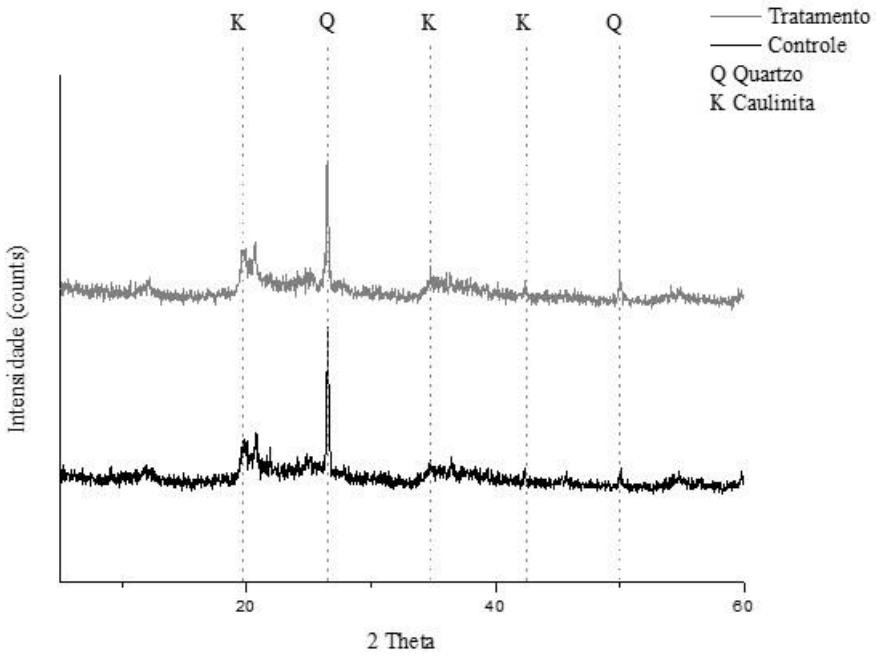
Fonte: Autor (2020).

4.3.3 Caracterização Microestrutural e Elementar do lodo

Devido à natureza dos lodos de ETA, os resultados do DRX são bastante complexos (DE OLIVEIRA ANDRADE et al., 2018). O conteúdo mineralógico do lodo tratado e do controle é apresentado no difratograma de raios X da Figura 4. Foi observada a dominância da fase amorfa em ambas as amostras. Os picos de difração predominantes são característicos das fases cristalinas referentes a caulinita ($Al_2O_3.2SiO_2.2H_2O$) e quartzo (SiO_2). O difratograma de lodos de ETAs realizados por outros autores também demostrou o predomínio dos minerais de

caulinita e quartzo (DE OLIVEIRA ANDRADE et al., 2018; GASTALDINI et al., 2015; DE GODOY et al., 2019; OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004; MARASCHIN, 2018). Corroborando, no estudo de Santos et al. (2019) um dos lodos em estudo apresentou predominância de quartzo e caulinita antes da calcinação.

Figura 4 – Difratograma de Raio X do Lodo da ETA para o Tratamento e o Controle.



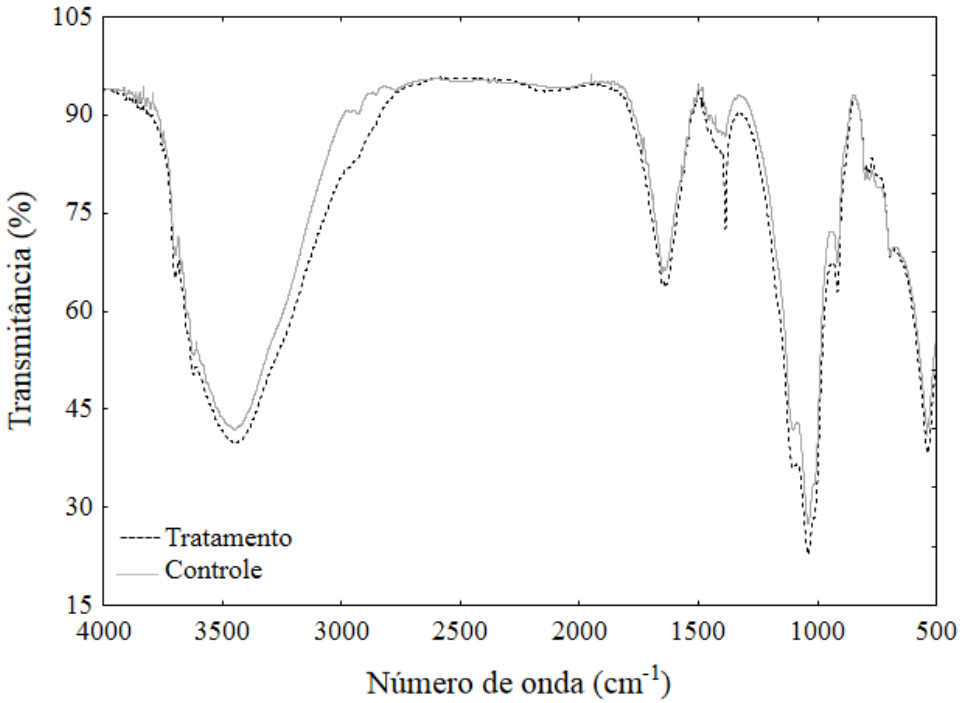
Fonte: Autor (2020).

As análises de FTIR para as amostras de lodo tratado e o controle são mostradas na Figura 5. Verifica-se que a percentagem de transmitância da amostra onde foi realizado o tratamento é ligeiramente aumentada em relação ao controle, mas mantém semelhanças. A maior alteração ocorreu para a transmitância da banda no $Al(OH)_3$ em 1384 cm^{-1} (tratamento). A qual é correspondente ao alongamento da vibração do Al-O, com a molécula O-H quimicamente associada $Al(OH)_3$ (DE GODOY et al., 2018). Esta alteração pode ser devida ao pré-tratamento com ozônio, acarretando o aumente do grupamento O-H no lodo tratado.

No espectro do lodo foram observadas bandas na faixa de 914 a 526 cm^{-1}. As vibrações características de Si-O-Si e Si-O-Al são obtidas na faixa de 500-750 cm^{-1} para materiais argilosos, já na faixa de 916 cm^{-1} a banda característica é de ligações Al-Al-OH (DE COSTA; DE SOUZA, 2019; MACHADO et al., 2018). Nota-se também que na transmitância de 1100 e

de 1000 cm^{-1} foram observados dois picos. Os quais foram atribuídos a vibrações de Si-O-Si referentes a caulinita (ADAZABRA; VIRUTHAGIRI; SHANMUGAM, 2017; DE GODOY, 2018; HAGEMANN, 2019). A transmitância na banda 3345 cm^{-1} sugere ao estiramento O-H, consistente com a presença de caulinita (DE GODOY, 2018; MACHADO et al, 2018; HAGEMANN, 2019).

Figura 5 – Espectro de FTIR do Lodo da ETA para o tratamento e controle.

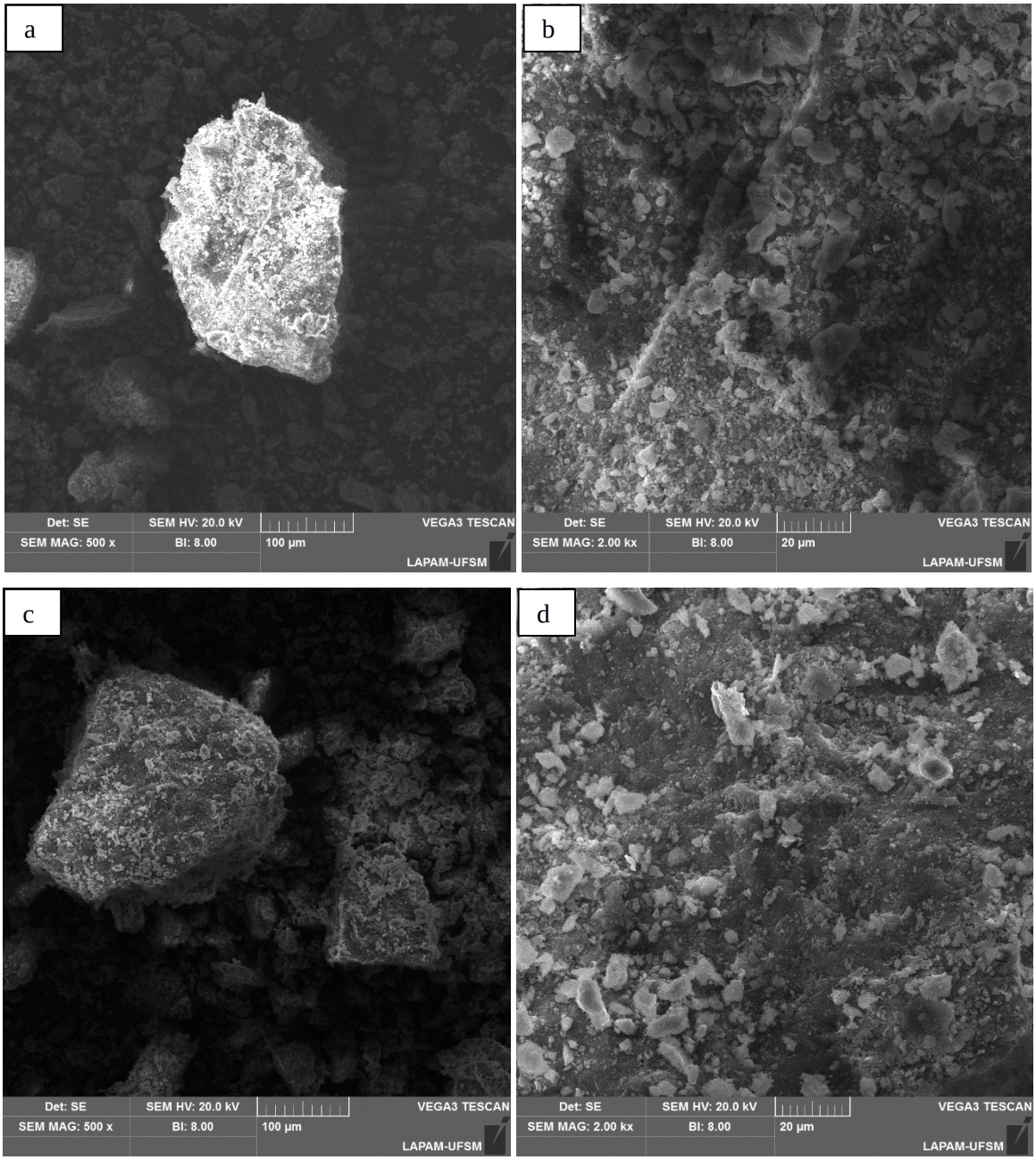


Fonte: Autor (2020).

A Figura 6 (a, b, c, d) apresenta as características morfológicas do lodo tratado e controle obtido por MEV. Em ambos os lodos os grãos apresentam formatos irregulares, caracterizados por apresentar pequenos aglomerados constituídos por mesoporos. Outros autores também identificaram perfil irregular e presença de poros em lodos de ETA (DE COSTA; DE SOUZA; 2019; DE GODOY et al., 2019; OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004).

A caracterização morfológica do lodo realizada por MEV também possibilitou identificar a estrutura de placas lamelares, atribuídas à presença de caulinia. Na fotomicrografia da Figura 6a e 6c, destaca-se partículas com aspecto homogêneo e denso, já nas Figuras 6b e 6d é observada uma estrutura heterogênea com distribuição de partículas.

Figura 6 – Imagem de MEV do lodo: (a) tratado a magnificação de 500X; (b) tratado a magnificação de 2000X; (c) controle a magnificação de 500X; (d) controle a magnificação de 2000X.



Fonte: Autor (2020).

O mapeamento de elementos por meio de EDS identificou a presença de C, O, Al, SI e Fe, além de baixas proporções de Mg, K, Ca, Ti e Na, em ambas as amostras. Resultados de EDS realizada por outros pesquisadores também identificaram a presença destes elementos no lodo da ETA em estudo (OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004; MARASCHIN, 2018;

PAIXÃO et al., 2008). A composição elementar da proporção peso da amostra do lodo tratado e o controle são apresentados na Tabela 4. Pode-se observar que as proporções em peso dos elementos se mantiveram próximos entre as amostras, indicando que a pré-ozonização e floculação não alteraram a composição do lodo. A única ressalva foi a presença de Na (sódio) no lodo controle com percentual de apenas 0,35%.

Tabela 4 – Mapeamento da composição química do lodo da ETA por EDS.

Composição	**Tratado (% em peso)**	**Controle (% em peso)**
O	62,92	55,15
Si	12,05	16,57
C	10,63	6,17
Al	10,57	13,72
Fe	2,78	6,34
K	0,33	0,60
Mg	0,33	0,34
Ti	0,26	0,40
Ca	0,13	0,34
Na	nd	0,35

nd = não detectado.

Fonte: Autor (2020).

4.4 CONCLUSÃO

Por meio deste estudo foi possível identificar algumas alterações que o tratamento por pré-ozonização e floculação podem acarretar na água clarificada e no lodo adensado. Em comparação entre o lodo tratado e o controle pode-se observar que a pré-ozonização propiciou a solubilização e liberação de ânions e alguns metais analisados. Mas o tratamento proposto resultou menor turbidez e cor aparente para a água clarificada. A ozonização associada a floculação também resultou na floculação do lodo, aquilatando parâmetros (ST, IVL e TP) que indicam melhor desidratação do lodo adensado.

As principais características microestruturais do lodo não foram alteradas após o tratamento proposto. Com relação as análises da estrutura cristalina realizas por DRX foi observado lodo com fase amorfa e predomínio de caulinita e quartzo para ambas as amostras.

Na identificação de grupos funcionais houve aumento do grupamento O-H para o lodo tratado, o qual foi atribuído a ozonização. A caracterização morfológica do lodo realizada por MEV também possibilitou identificar à presença de caulinita, assim como perfil irregular e presença de poros. E o mapeamento de elementos por EDS identificou predomínio de C, O, Al, SI e Fe, tanto para o lodo tratado como para o controle. Portanto o uso de pré-ozonização anteriormente a etapa de floculação não acarretou mudanças drásticas na água clarificada e na estrutura morfológica do lodo, que pudesse inviabilizar a implementação do tratamento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a São Gabriel Saneamento pela disponibilidade e auxílio nas coletas de lodo e à CAPES pelo apoio financeiro recebido.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004. Colocar o site e a data de acesso.

ADAZABRA, A. N.; VIRUTHAGIRI, G.; SHANMUGAM, N. Management of spent shea waste: An instrumental characterization and valorization in clay bricks construction. **Waste Management**, v. 64, p. 286-304, 2017.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22 ed., Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.733 p.

AYININUOLA, G. M.; AYODEJI, I. O. Influence of Sludge Ash on Soil Shear Strength. v. 6, n. 3, p. 72–77, 2016.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 184, n. 1–3, p. 746–752, 2010.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q.; ZHAO, X. H. Alum sludge-based constructed wetland system for enhanced removal of P and OM from wastewater: Concept, design and performance analysis. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6576–6579, 2010.

BITTENCOURT, S. et al. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 315–324, 2012.

BOURGEOIS, J. C.; WALSH, M. E.; GAGNON, G. A. Treatment of drinking water residuals: Comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**, v. 38, n. 5, p. 1173–1182, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010. Colocar o site e a data de acesso.

BYUN, S. et al. Automatic control of polymer dosage using streaming potential for waterworks sludge conditioning. **Separation and Purification Technology**, v. 57, n. 2, p. 230–236, 2007.

CAI, M. et al. Synergetic pretreatment of waste activated sludge by hydrodynamic cavitation combined with Fenton reaction for enhanced dewatering. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 42, n. November 2017, p. 609–618, 2018.

CFR - Code of Federal Regulations 40 CFR 261. 2 -Definition of Solid Waste. US Government Printing Office (GPO), Washington, DC, USA, 2011.

CHENG, L. H. et al. **Effect of ozone enhanced flocculation on the treatment of secondary effluent**. Procedia Environmental Sciences. **Anais**...Elsevier B.V., 2011a.

CHENG, Y. L. et al. Harvesting of Scenedesmus obliquus FSP-3 using dispersed ozone flotation. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 82–87, 2011b.

CHU, L. et al. Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production.**Water Research**, v. 43, p. 1811–1822, 2009.

CIZINSKÁ, S. et al. Thickening of waste activated sludge bybiological flotation. **Water Research**. v. 26, n. 2 p. 139-144, 1992.

COUFORT, C.; BOUYER, D.; LINÉ, A. Flocculation Related to Local Hydrodynamics in a Taylor–Couette Reactor and in a Jar. **Chemical Engineering Science**. v. 60, p. 2179–2192, 2005.

CORNWELL D., LEE, R. Waste stream recycling: its effects on water quality. **Journal American Water Works Association**. v. 86, n. 11, p. 50–63, 1994.

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs**. In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

DAYTON, E. A.; BASTA, N. T. Characterization of Drinking Water Treatment Residuals for Use as a So:il Substitute. **Water Environment Research**, v. 73, n. 1, p. 52–57, 2001.

DE COSTA, G. C. C.; DE SOUZA, C. D. R. Investigação do potencial catalítico do lodo de estação de tratamento de água. **Brazilian Journal of Development,** v. 5, n. 10, p. 20020-20029, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Valorization of water treatment sludge waste by application as

supplementary cementitious material. **Construction and Building Materials**, v. 223, p. 939–950, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Utilização de lodo de estação de tratamento de água como insumo para produção de metacaulim e cimento composto. n. 1, p. 914–925, 2018.

DE OLIVEIRA ANDRADE, J. J. et al. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 159–168, 2018.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2012. 540 p.

GASTALDINI, A. L. G. et al. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. **Construction and Building Materials**, v. 94, p. 513–520, 2015.

GE, D. et al. Enhanced waste activated sludge dewaterability by tannic acid conditioning: Efficacy, process parameters, role and mechanism studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 241, p. 118287, 2019a.

GE, D. et al. Insight into a new two-step approach of ozonation and chitosan conditioning for sludge deep-dewatering. **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 134032, 2019b.

GENZ, C. et al. The effect of pre-ozonation and subsequent coagulation on the filtration of WWTP effluent with low-pressure membranes. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 6, p. 1270–1276, 2011.

GHOLIKANDI, G. B.; ZAKIZADEH, N.; MASIHI, H. Application of peroxymonosulfate-ozone advanced oxidation process for simultaneous waste-activated sludge stabilization and dewatering purposes: A comparative study. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 523–531, 15 jan. 2018.

GOTTFRIED, A. et al. Impact of recycling filter backwash water on organic removal in coagulation-sedimentation processes. **Water Research**, v. 42, n. 18, p. 4683–4691, 2008.

GUAN, X. H.; CHEN, G. H.; SHANG, C. Re-use of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage. **Water Research**, v. 39, n. 15, p. 3433–3440, 2005.

HAGEMANN, S. E. et al. 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.

HASSANAIN, A. M. et al. Brick Manufacturing From Water Treatment Sludge And Rice Husk Ash. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 6, n. 3, p. 453–461, 2012.

HEDLUND, K. F. S. **Adensamento de lodo de estação de tratamento de água: comparação entre sedimentação e flotação**. 2016. 152 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

HEDLUND, K. F. S.; MARASCHIN, M.; CARISSIMI, E. Influência da Ozonização em Lodo de Estação de Tratamento de Água. 8º Fórum Internacional Ecoinovar. **Anais**...Santa Maria, Brasil, 2019.

HEGAZY, B. El-Din E; FOUAD, H. A.; HASSANAIN, A. M. Reuse of Water Treatment Sludge and Silica Fume in Brick Manufacturing. **Journal of American Science**. v. 7, n.7, p. 569-576, 2011.

KEELEY, J.; JARVIS, P.; JUDD, S. J. Coagulant recovery from water treatment residuals: A review of applicable technologies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology,** v. 44, n. 24, p. 2675-2719, 2014.

JAMSHIDI, M. Mechanical performance and capillary water absorption of sewage sludge ash concrete (SSAC). **International Journal of Sustainable Engineering**. v. 5, n. 3, p. 228-234, 2011.

JEKEL, M. Effects and mechanisms involved in peroxidation and particle separation processes. **Water Science &Technology.** v. 37, n. 10,p. 1–7, 1998.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering.** v. 54, n. 1, p. 11-22, 2008.

LEE, C. H.; LIU, J. C. Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning. **Water Research.** v. 34, n. 18, p. 4430-4436, 2000.

LEE, C. H.; LIU, J. C. Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning. **Advances in Environmental Research**. v. 5, p. 129-136, 2001.

LIANG, J. et al. Impact of ozonation on particle aggregation in mature fine tailings. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 535–542, 2014.

LO, I. M. C.; LAI, K. C. K.; CHEN, G. H. Salinity effect on mechanical dewatering of sludge with and without chemical conditioning. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 23, p. 4691–4696, 2001.

LV, Y. et al. Correlation between oxidation-reduction potential values and sludge dewaterability during pre-oxidation. **Water Research**, v. 155, p. 96–105, 2019.

MACÊDO, A. N. et al. Análise estatística do comportamento mecânico à compressão do compósito cimento – madeira. **Revista Matéria**. v. 16, n. 2, p. 658-667, 2011.

MACHADO, M. C. P. et al. Estudo do comportamento e caracterização de argilas bentoníticas após processo de liofilização. **Cerâmica**, v. 64, n. 370, p. 207–213, 2018.

MARASCHIN, M. **Agregação helicoidal e adensamento por filtração do lodo de uma estação de tratamento de água**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

MENG, Z. et al. Optimizing dewaterability of drinking water treatment sludge by ultrasound treatment: Correlations to sludge physicochemical properties. **Ultrasonics Sonochemistry**, v.

45, p. 95–105, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MONTEIRO, S. N. et al. Incorporation of sludge waste from water treatment plant into red ceramic. **Construction and Building Materials**, v. 22, n. 6, p. 1281–1287, 2008.

NELLENSCHULTE, T.; KAYSER, R. **Change of particle structure of sewage sludges during mechanical and biological processes with regard to the dewatering result**. Water Science and Technology. **Anais**...1997

OKUDA, T. et al. Removal of coagulant aluminum from water treatment residuals by acid. **Water Research**, v. 60, p. 75–81, 2014.

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO, S. Q.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, v. 50, n. 316, p. 324–330, 2004.

OYEGBILE, B.; AY, P.; NARRA, S. Optimization of Physicochemical Process for Pre-treatment of Fine Suspension by Flocculation Prior to Dewatering. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, p. 2726 - 2736, 2016.

PAIXÃO, L. C. C. et al. Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa. **Ceramica**, v. 54, n. 329, p. 63–76, 2008.

PARK, K. Y. et al. Feasibility of Sludge Ozonation for Stabilization and Conditioning. **Ozone: Science & Engineering**, v. 25, n. 1, p. 73–80, 2003.

PARK, K. Y. et al. **Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization**. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. **Anais**...nov. 2008

RAKNESS, K. et al. Guideline for measurement of ozone concentration in the process gas from an ozone generator. **Ozone: Science and Engineering**, v. 18, n. 3, p. 209–229, 1996.

RAMIREZ, K. G. Potential uses of waste sludge in concrete production. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, v. 28, n. 6, p.821-838, 2017.

RAYNAUD, M. et al. Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH. **Water Research**, v. 46, n. 14, p. 4448–4456, 2012.

REALI, M. A. P. **Principais características qualitativas e quantitativas do lodo de ETAs.** In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água.** 1 ed., São Paulo: Edgard Blücher, 2001.102 p.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F. Influência da incorporação de lodo de estação de

tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento. **Cerâmica.** v. 59, p. 551-556, 2013.

RYAN, D.; CARR, A. Provided by the author(s) and University College Dublin Library in accordance with publisher policies. Please cite the published version when available. **Family Process**, v. 40, n. 1, p. 67–77, 2001.

SALES, A.; DE SOUZA, F. R. Concretes and mortars recycled with water treatment sludge and construction and demolition rubble. **Construction and Building Materials**, v. 23, n. 6, p. 2362–2370, 2009.

SALES, A.; DE SOUZA, F. R.; ALMEIDA, F. D. C. R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction and Building Materials**, v. 25, n. 6, p. 2793–2798, jun. 2011.

SANTOS, G. Z. B. et al. Synthesis of water treatment sludge ash-based geopolymers in an Amazonian context. **Journal of Environmental Management,** v. 249, p. 109328, 2019.

SCALIZE, P. S. et al. Disposição de resíduo de ETA em sistema de tratamento aeróbio de esgoto seguido de lagoa de sedimentação. **Revista DAE**. n. 197, p. 72-86, 2014.

SCALIZE, P.S.; DI BERNARDO, L. Disposição de resíduos gerados em ETAs no decantador primário de ETEs. **Revista Hydro**. v. maio, p. 50-54, 2011.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Resistência específica de lodo obtido em ensaio de clarificação, por sedimentação, da água de lavagem de filtros rápidos de ETAs. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** vol. 4, n. 1 e 2, p. 48 - 54 ,1999.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 13 de Jan. de 2020.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2017.** Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2019. 212 p.

SUI, P. et al. Behavior of inorganic elements during sludge ozonation and their effects on sludge solubilization. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2029–2037, 2011.

TEIXEIRA, S. R. et al. The effect of incorporation of a Brazilian water treatment plant sludge on the properties of ceramic materials. **Applied Clay Science**, v. 53, n. 4, p. 561–565, 2011.

TO, V. H. P. et al. A review on sludge dewatering indices. **Water Science & Technology**. v. 74, n. 1, p. 1-16, 2016.

UWIMANA, A. et al. Sludge characterization at Kadahokwa water treatment plant, Rwanda. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 10, n. 5, p. 848–859, 2010.

VAEZI, F.; BATEBI, F. Recovery of Iron Coagulants From Tehran Water-Treatment-Plant Sludge for Reusing in Textile Wastewater Treatment. **Iranian Journal of Public Health**. v. 30, n. 3-4, p. 135-138, 2001.

WANG, L.; LI, A. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression at increased temperature for excess sludge dewatering: The dewatering performance and the characteristics of products. **Water Research**, v. 68, p. 291–303, 1 jan. 2015.

WEI, H. et al. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608-631, 2018.

WOLFF, E.; SCHWABE, W. K.; CONCEIÇÃO, S.V. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 282-289, 2015.

ZHAO, Y. X. et al. Observations on ozone treatment of excess sludge. **Water Science and Technology.** v. 56, n. 9, p. 167–175, 2007.

ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge II: Effects of floc structure and floc packing. **Separation and Purification Technology**, v. 35, n. 3, p. 175–183, 2004.

ZHOU, X. et al. Role of extracellular polymeric substances in improvement of sludge dewaterability through peroxidation. **Bioresource technology**, v. 192, p. 817–820, 1 set. 2015a.

ZHOU, Z. et al. Characterization of drinking water treatment sludge after ultrasound treatment. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 24, p. 19–26, 2015b.

5. ARTIGO 4 - Desidratação de lodo de Estação de Tratamento de Água por geotêxtil: influência da ozonização e floculação

RESUMO

A desidratação dos lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs) são imprescindíveis para a destinação e disposição ambientalmente adequada desse resíduo. Os sistemas fechados de geotêxtil são uma tecnologia emergente empregada para desidratar lodos com alto teor de água. Nesse estudo, foi investigado comparativamente a desidratação de lodo de uma ETA em geotêxtil aplicando lodo bruto (LB), floculado (LF) e ozonizado e floculado (LO). A ozonização do lodo foi realizada em reator de 5000 mL com dosagem de 0,257±0,0005 gO_3/gST. Para a floculação foi utilizado o polímero catiônico P-2900 na concentração de 4,0 mg pol/gST. Os ensaios de desidratação em geotêxtil foram realizados em uma estrutura composta por um recipiente suspenso, conectado a um tubo, e este ao geotêxtil. Durante o período de drenagem foi coletado a água filtrada, e ao final, o geotêxtil foi aberto para a coleta e análise do lodo. Dentre os parâmetros avaliados, o tratamento LO resultou nos melhores índices comparativamente, com o maior volume acumulado drenado (4519,5 mL), menor turbidez na água drenada (12 NTU) ao final do tempo de drenagem (90 minutos). Além de apresentar maior teor de sólidos (10,94±0,93 %), mais baixa umidade (9,02±0,67 %) e menor teor de carbono (6,90±0,18%), com eficiência de desidratação de 89,9%. Na caracterização microestrutural não houve diferenciação entre os tratamentos, sendo observado lodo com predomínio de caulinita e quartzo. Os estudos com FT-IR não mostraram diferenciação nos grupamentos. Na imagem obtida por MEV foi identificado material irregular e poroso nos fragmentos de lodo LF e LO, e superfície lisa e homogênea para LB. A composição elementar dos materiais apresentou predomínio de C, O, Al, Si e Fe. Em suma, o estudo evidenciou que a ozonização seguida da floculação apresentou vantagens para a desidratação por geotêxtil.

Palavras-chave: geotêxtil, *bags*, resíduo, destinação, disposição, ozônio, microestrutural.

5.1 INTRODUÇÃO

Os lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs) são resíduos oriundos do processo de potabilidade da água (AWWA, 1987; KYNCL, 2008; AHMAD et al., 2016b; ANDRADE et al., 2018). Devido ao alto teor de água e resistência ao cisalhamento, os lodos são de difícil desidratação (MOO-YOUNG, 2002). Mas o aumento da concentração de sólidos e a redução do volume é uma etapa decisiva para o tratamento deste resíduo, pois facilita seu transporte, manuseio, e diminui espaço (JIN, WILÉN e LANT, 2004; LO, LAI e CHEN, 2001), além de reduzir muito o custo de transporte (ZHANG et al., 2016).

A desidratação pode ser realizada naturalmente ou por equipamentos mecânicos. No processo de desidratação natural ocorre a diminuição da umidade do lodo por gravidade e evaporação natural. A qual pode ser realizada por leitos de secagem, lagoas de lodo e filtração por geotêxtil (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002; RICTHER, 2001; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012).

O geotêxtil foi utilizado com sucesso a partir do início dos anos 50, originalmente em obras de engenharia (LUDIN, ESCOBAR e STEPHENS, 2011). A filtração por geotêxtil para materiais dragados de rios e represas é utilizada desde 1980, mas nos últimos anos ocorreu a melhoria e diversificação do uso do geotêxtil (MORGAN, 2014). A Geotech Associates e TC Nicolon Corporation, em 1995, demostrou a eficácia da desidratação por geotêxtil em escala real, para lodos de Estação de Tratamento de Esgoto (MUTHUKUMARAN e ILAMPARUTHI, 2006). Nesta década, o geotêxtil já compreende uma tecnologia emergente, com inúmeras aplicações (MOO-YOUNG, 2002).

Dentre suas utilizações, os sistemas fechados de geotêxtil são empregados para desidratar lodos com alto teor de água (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014; MOO-YOUNG, 2002; SHARRER, RISHEL e SUMMERFELT, 2009). A desidratação por geotêxtil é a técnica de separação de sólidos e líquido que usa o geotêxtil como meio filtrante, ocorrendo simultaneamente a retenção de sólidos e expulsão de água (MUTHUKUMARAN e ILAMPARUTHI, 2006).

A desidratação por geotêxtil consiste em bombear o lodo com adição de polímero na tubulação. A adição de floculante é necessária para evitar a formação de lodo com baixa permeabilidade na superfície do geotêxtil e para manter o enchimento adequado (STOLTZ, DELMAS, BARRAL, 2019). O geotêxtil drena o excesso de água do lodo, que escoa por meio da sua abertura e retém os sólidos. Assim, ocorre o aumento da concentração de sólidos e consequentemente a diminuição do volume do material retido. Para lodos produzidos em ETAs a viabilidade técnica do sistema com geotêxtil foi demonstrada em termos de desidratação (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014).

Questões ambientais e legislações restritivas, associada a diminuição das áreas disponíveis para o tratamento de lodos, criaram a necessidade de construções de fácil operação para a desidratação, e nesse cenário o geotêxtil é uma ótima alternativa. As suas principais vantagens incluem a viabilidade técnica para redução de volume, fácil construção, manuseio e transporte, baixo custo e impacto ambiental, descarte rápido de grandes volumes, alta eficiência, economia com mão-de-obra, disposição e/ou reutilização final da massa seca (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014; MUTHUKUMARAN E ILAMPARUTHI, 2006; LUDIN, ESCOBAR e STEPHENS, 2011; MOO-YOUNG, 2002; YEE et al., 2012).

Diversos trabalhos que utilizaram geotêxtil para desidratar resíduos obtiveram resultados satisfatórios. Um projeto realizado em escala real com geotêxtil para desidratar sedimentos contaminados na China provou ser um projeto de grande sucesso com viabilidade técnica (YEE et al., 2012). Em seu estudo Ludin, Escobar e Stephens (2011) concluíram que o

geotêxtil é capaz de agregar contaminantes sólidos resultando em filtrado com níveis seguros para ser disposto no meio ambiente. Corroborando, Moo-Young (2002) afirma que obteve resultados satisfatório para a retenção e permeabilidade do lodo em diferentes geotêxtil para material com auto teor de água. A desidratação de lodo de ETA em geotêxtil foi estudada por Guimarães, Urashima e Vidal (2014), os quais concluíram que estes sistemas são uma alternativa promissora para o tratamento de lodos gerados em ETAs. E em seu trabalho Sharrer, Rishel e Summerfelt (2009) avaliaram a capacidade do geotêxtil em capturar, desidratar e armazenar biossólidos, sendo que os resultados forneceram boa desidratação (19-22%) para o tratamento do resíduo aplicado.

Diversos fatores podem afetar a desidratação de lodos em geotêxtil, os quais incluem a quantidade de líquido em relação à concentração de sólidos, o tamanho de grão do lodo, o tamanho da abertura de filtração, a permeabilidade e permissividade do geotêxtil, a necessidade ou falta de condicionamento químico, e as propriedades do lodo, as quais são fatores dominantes para a eficiência da desidratação (GUIMARÃES, URASHIMA e VIDAL, 2014; MOO-YOUNG, 2002).

A utilização prática do geotêxtil já é consolidada na desidratação de resíduos, mas alguns fatores não foram totalmente abordados e encontrados na busca literária realizada. Dentre estes fatores pode-se citar qual a influência da ozonização seguida da floculação para a desidratação de lodos de ETAs por geotêxtil. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar se as condições iniciais de pré-tratamento do lodo interferem na desidratação por geotêxtil e nas características finais do lodo. Foi investigada a desidratação do lodo de uma ETA em geotêxtil, com emprego de lodo em três condições: bruto (sem condicionamento de polímero); floculado; ozonizado e floculado.

5.2 METODOLOGIA

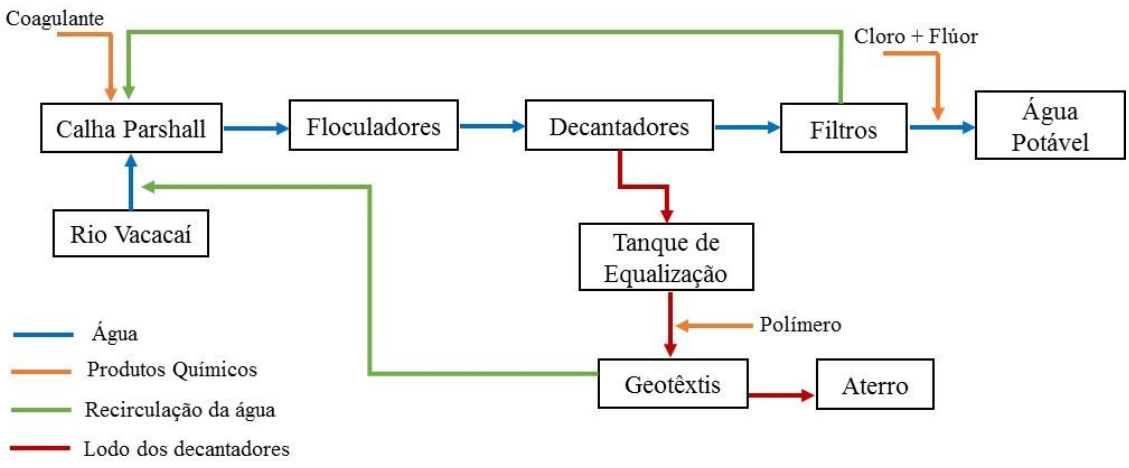
5.2.1 ETA em estudo e caracterização do geotêxtil

Os ensaios de desidratação foram realizados com lodo da ETA de São Gabriel, localizada na região sul do Brasil. A capacidade de operação nominal da ETA é de 137 L/s, a qual utiliza o Cloreto de Polialumínio – PAC para o tratamento da água. A coleta do lodo ocorreu após a higienização dos decantadores, no tanque de recebimentos de resíduos.

A unidade de tratamento de resíduos (UTR) da ETA é composta por um tanque de equalização que recebe o lodo dos decantadores. Na sequência, o lodo é bombeado e aplicado

polímero (em linha) para desidratação em geotêxtil. Após a desidratação, o lodo é descartado em aterro sanitário. A Figura 1 mostra o fluxograma de funcionamento da ETA e da UTR.

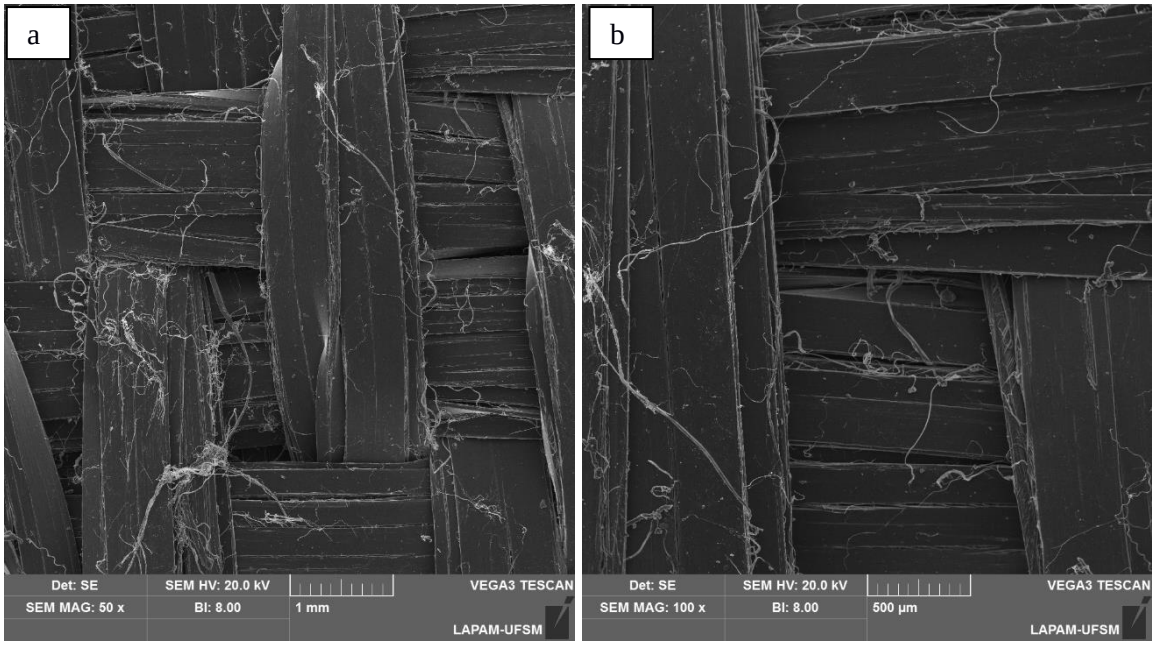
Figura 1 – Fluxograma de funcionamento da ETA e UTR de São Gabriel.



Fonte: Autor (2020).

O geotêxtil é um tecido de polipropileno com alta resistência a tração (105 kN/m), que retém as partículas sólidas, e permitir a drenagem do líquido. O geotêxtil utilizados para a desidratação do lodo neste estudo é o mesmo empregado na ETA, os quais foram fornecidos pela empresa Huesker®. O qual apresentou abertura aparente de 240 µm (± 40 µm), flange de 1 polegada e dimensões de 0,27 m x 0,20 m que pode ser preenchida até uma altura de 0,15 m. A Figura 2 (a;b) mostra a superfície do geotêxtil realizada por Microscopia Eletrônica de Varredura acoplada a Espectroscopia de Dispersão em Energia (MEV-EDS), onde é possível observar a estrutura fibrosa e entrelaçada do material. A composição elementar do geotêxtil examinada por MEV-EDS, permitiu identificar os elementos presentes na superfície. Como esperado os principais elementos identificados foram de carbono (92,32%) e oxigênio (9,45%), no entanto menos de 0,3% foram de potássio e cálcio.

Figura 2 – Imagem de MEV do geotêxtil: (a) magnificação de 50X; (b) magnificação de 100X.



Fonte: Autor (2020).

5.2.2 Ozonização do lodo

A ozonização do lodo da ETA foi realizada com gerador da marca Tholz® (TH-50), acoplado a compressor de ar. A vazão e pressão de ar foram mantidas fixas no gerador, com produção média de ozônio de 0,52±0,039 gO_3/h. Os ensaios foram realizados em batelada, com lodo alocado em reator de 5000 mL e injeção contínua de O_3, ao final do tempo de controle o gerador foi desligado fornecendo dosagem de 0,234±0,002 gO_3/gST.

O gás de ozônio que não reagiu como o lodo foi coletado em duas armadilhas de iodeto de potássio (2% KI), e o gás escape foi liberado para a atmosfera. A dose de ozônio consumida na reação foi calculada a partir da massa de entrada e saída de ozônio. A metodologia seguiu os procedimentos descritos por Rakness et al. (1996), de acordo com o indicado no *Standard Methods*, método 4500-O_3 (APHA, 2012).

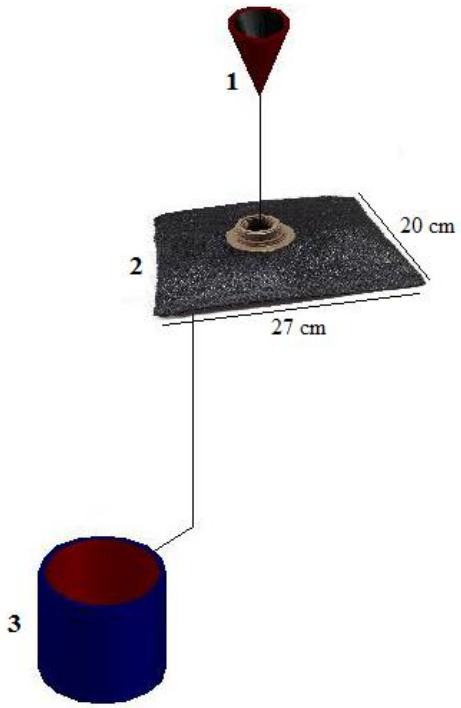
5.2.3 Design Experimental

A desidratação do lodo foi realizada em geotêxtil, em escala de bancada. Foram avaliados lodos em três condições: o bruto (LB); o floculado (LF); o ozonizado e floculado

(LO). A floculação do lodo foi realizada em teste de jarros utilizado o polímero catiônico P-2900 (NovaFlok®) na concentração de 4,0 mg pol/gST.

Para a desidratação do lodo em geotêxtil foram empregados 5000 mL de lodo em cada ensaio, com vazão média de enchimento de 1000 mL/s. Os ensaios foram realizados em uma estrutura composta por um recipiente suspenso, conectado a um tubo, e este ao geotêxtil, o qual foi mantido em um recipiente disposto de tubulação para a coleta do drenado. Posterior a aplicação do lodo no geotêxtil, foi coletada amostras da água drenada durante 90 minutos, e em seguida o geotêxtil foi aberto para a coleta do lodo. A configuração suspensa foi adotada para fornecer pressão e vazão de enchimento no geotêxtil, simulando as condições de operação realizadas na UTR. A representação esquemática do ensaio é mostrada na Figura 3.

Figura 3 – Representação esquemática do ensaio de desidratação em geotêxtil.



1 – Recipiente para adição do lodo; 2 – Geotêxtil; 3 – Recipiente para a coleta do drenado.

Fonte: Autor (2020).

5.2.4 Avaliação da drenagem em geotêxtil

Os dados derivados dos testes de drenagem do lodo foram estudados para identificar os possíveis benefícios da ozonização e floculação para a desidratação em geotêxtil na fase inicial

de drenagem. A drenagem do lodo no geotêxtil ocorreu durante 90 minutos, durante o ensaio a água drenada foi coleada para a determinação do volume e turbidez. Ao término da fase de drenagem o geotêxtil foi aberto, sendo determinado o teor de sólidos (ST), umidade (U) e teor de carbono (C) do lodo desidratado.

Os parâmetros avaliados foram determinados de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 2016) e o *Standard Methods* (APHA et al., 2012). O teor de carbono total (C) foi determinado em autoanalisador CHNS (modelo FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Itália).

Também foi determinada a eficiência de desidratação, que relaciona a concentração de sólidos iniciais (ST) do lodo bruto e os ST do lodo drenado no geotêxtil, como mostrado na equação 1.

$$ED = \frac{ST_{final} - ST_{inicial}}{ST_{final}} x\ 100\ (\%) \qquad (1)$$

Onde: ED é a eficiência de desidratação (%); ST_{final} é a concentração final de sólidos no lodo drenado (g/L); $ST_{inicial}$ é a concentração de sólidos inicial do lodo bruto (g/L).

O software Statistica 10 foi utilizado para realizar as análises estatísticas, as quais foram avaliadas por meio de análise de variância (ANOVA), seguida do teste de comparação de médias de Tukey, com nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

5.2.5 Caracterização microestrutural e elementar

O lodo retido no geotêxtil foi seco em estufa a 60 ˚C para a caracterização microestrutural e elementar do material. Foram realizadas análises de difração de raio-X (DRX), espectrofotometria de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR), microscopia eletrônica de varredura acoplada com espectroscopia de dispersão em energia (MEV-EDS) e espectrofotometria de fluorescência de raios X (FRX).

A avaliação e identificação da estrutura cristalina das amostras através da difração de raio-X (DRX) com um difratômetro de raios-X (Rigaku, Miniflex 300), com ângulo de varredura (2-θ) mantido entre 5 e 100°, aplicando uma corrente de 10 mA e tensão de 30 kV. A identificação dos grupamentos funcionais do lodo foi realizada por meio de um espectrofotômetro de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) (Shimadzu, IR Prestige 21), no intervalo de 4500 a 500 cm^{-1}.

A caracterização morfológica da superfície e a composição química do lodo foi realizada análises de Microscopia Eletrônica de Varredura acoplada com a Espectroscopia de Dispersão em Energia (MEV-EDS) por meio de um microscópio eletrônico de varredura (Tescan, VEGA-3G, Repúplica Tcheca), acoplado com um detector de elétrons secundários (SE) para a obtenção de imagens. Para a análise as amostras foram recobertas por uma camada de ouro via *sputtering* (metalização) e utilizada com uma aceleração de tensão de 20 kV. Por fim, para determinar a composição de óxidos foi utilizado um Espetrômetro Sequencial de Fluorescência de Raio-X (FRX) (Bruker, S2 Ranger).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

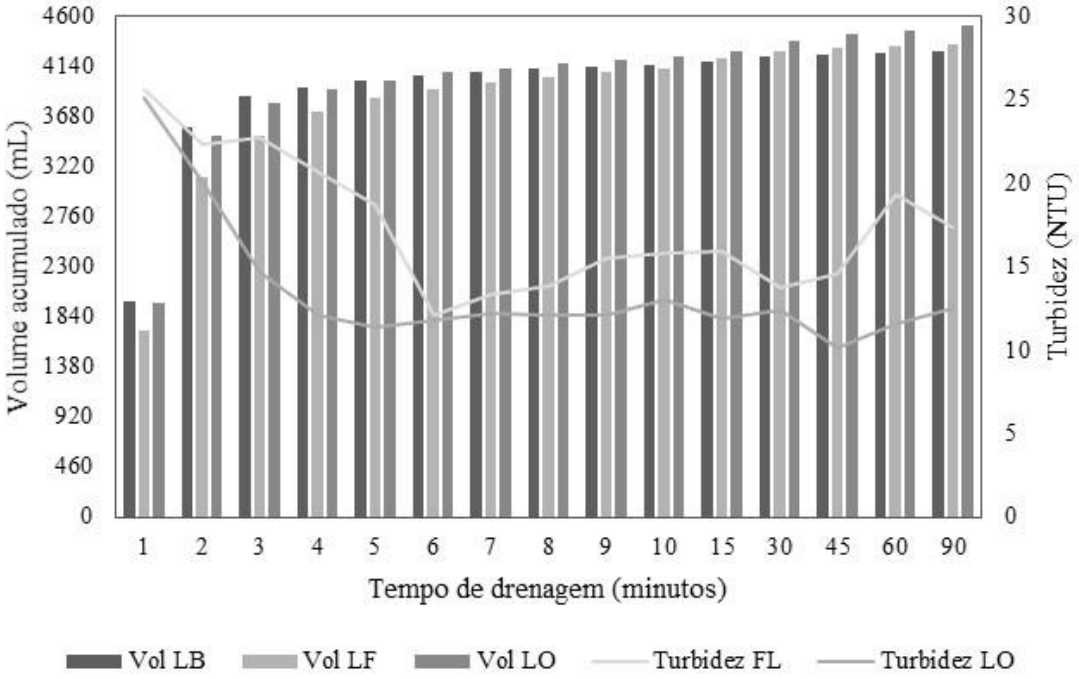
5.3.1 Avaliação da drenagem e desidratação em geotêxtil

A Figura 4 mostra os resultados dos ensaios em geotêxtil para o volume e a turbidez do líquido drenado. Pode-se observar que até os primeiros 5 min a filtração para o tratamento LB resultou em volumes superiores em relação aos tratamentos LF e LO. Mas, a partir dos 10 minutos de drenagem o tratamento realizado pela ozonização seguida da floculação (LO) resultou em maior volume acumulado, em comparação com ao LB e LF. Isso demonstra que a ozonização influenciou positivamente para a drenagem de água do lodo pela filtração em geotêxtil. Estes resultados corroboram com alguns autores (CHU et al., 2009; ZHAO et al., 2007; WEI et al., 2018), que elucidam que os processos oxidativos acarretam a ruptura dos das partículas de lodo altera a distribuição da água, e, assim libera a água intersticial aprisionada.

A Figura 4 mostra a turbidez da água drenada para o tratamento LF e LO. A turbidez do drenado para o tratamento do LB foi de 1075 NTU no início da drenagem a 140 NTU (aos 90 minutos). Para o tratamento LF e LO no início da filtração, além da água, algumas partículas finas também fluíram por meio do geotêxtil, devido a pressão da filtração, comprovado pelos dados da maior turbidez inicial (1 minuto) para ambos os tratamentos (25,6 e 25 NTU para LF e LO, respectivamente). Esse comportamento também foi relatado nos estudos de Guimarães, Urashima e Vidal (2014) e Moo-Young (2002). Com o decorrer da drenagem a turbidez foi gradativamente reduzindo, mas com alguns picos. Assim, no final do processo de drenagem, aos 90 minutos, a turbidez do tratamento LO (12,5 NTU) foi menor do que o tratamento LF (17,3 NTU), demostrando que em termos de retenção de partículas no geotêxtil a ozonização seguida da floculação foi mais eficiente. Deve-se ressaltar, que quando a floculação é realizada

de maneira eficiente, a água drenada pelo geotêxtil tem baixa concentração de sólidos, sendo segura para o descarte (MUTHUKUMARAN E ILAMPARUTHI, 2006).

Figura 4 – Resultado dos ensaios em geotêxtil referente ao volume acumula e a turbidez ao longo do tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C.



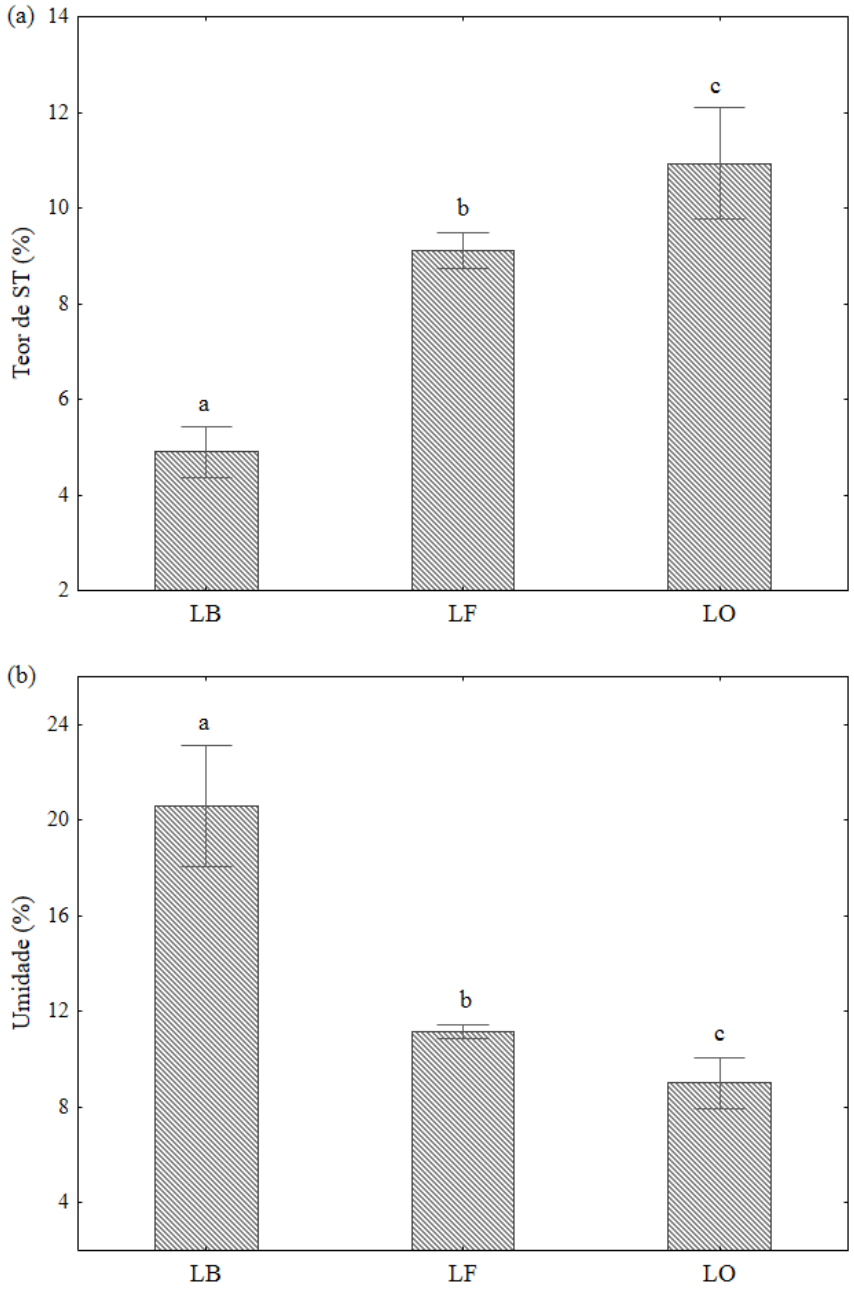
Fonte: Autor (2020).

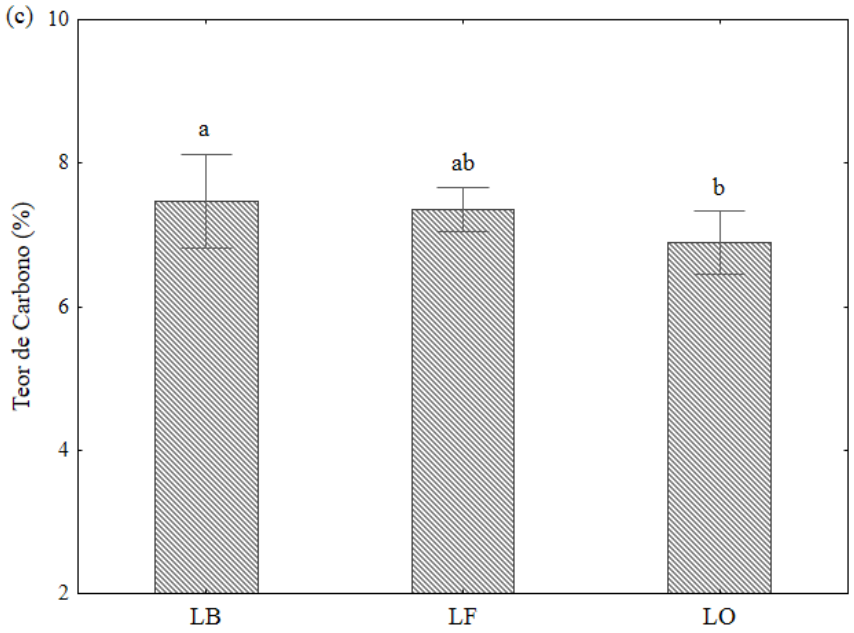
O teor de ST, umidade (U%) e carbono total (C%) do lodo após a desidratação no geotêxtil é mostrado na Figura 5 (a, b, c). Os resultados mostram um aumento do teor de sólidos em comparação aos tratamentos LB, LF e LO, consequentemente com uma redução da umidade. Os três tratamentos aplicados (LB, LF e LO) foram estatisticamente distintos ($p < 0,05$) para ST e U do lodo. O ensaio com a ozonização seguida da floculação (LO) resultou no maior teor de ST (10,94±0,93%) e menor umidade (9,02±0,67%). Quanto maior o teor de sólidos e menor a umidade do lodo mais satisfatória será a desidratação do resíduo, pois reduz principalmente os custos de transporte e disposição (ZHANG et al., 2016).

A Figura 5c também mostra o teor de carbono do lodo após a desidratação em geotêxtil. Houve efeito significativo entre os tratamentos, com diferença entre LB e LO. Mesmo com dosagem de O_3 de apenas 0,234±0,002 gO_3/gST, ocorreu a mineralização da matéria orgânica do lodo, resultando em menor teor de C para o tratamento LO (6,90±0,18%). A ozonização do

lodo reduz a matéria orgânica, acarretando a mineralização, e consequentemente reduzindo a massa de lodo (PARK et al., 2003; MAHMOUD e FREIRE, 2007; PARK et al., 2008; FALL et al., 2018). Comparativamente entre LB e LO houve uma diminuição de, aproximadamente, 7,6% do teor de C, ou seja, uma redução efetiva da massa de lodo para o tratamento onde ocorreu a injeção de ozônio.

Figura 5 – Teor de ST, U e C do lodo para os ensaios em geotêxtil referente para os tratamentos LB, LF e LO após o tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C.





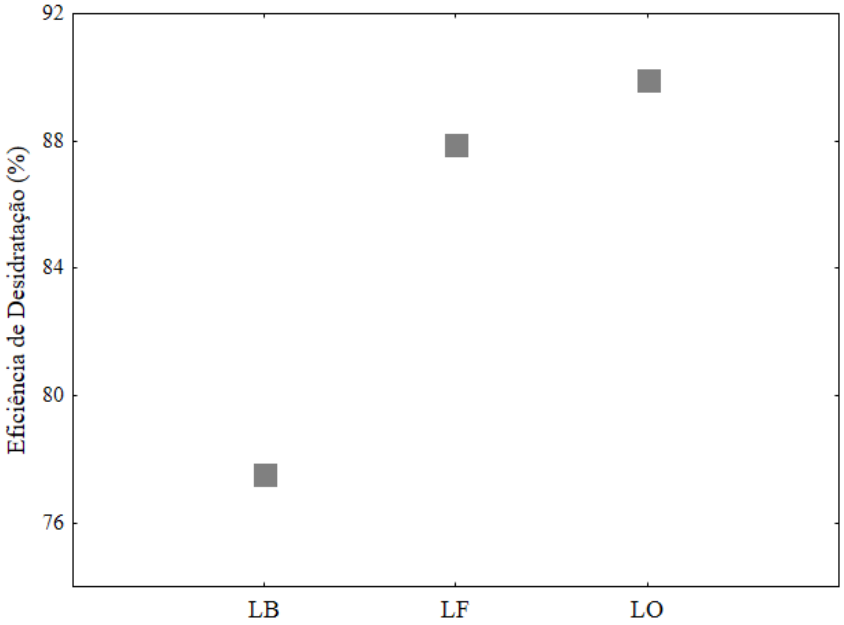
*Letras iguais (a,b,c) não diferem entre si, considerando o valor nominal de 5% de significância.

Fonte: Autor (2020).

O sucesso de qualquer projeto de desidratação de geotêxtil depende da eficiência para expulsar água e reter sólidos, ou seja, depende da rapidez com que um lodo desidrata (MOO-YOUNG, 2002; MUTHUKUMARAN E ILAMPARUTHI, 2006). A Figura 6 mostra a eficiência de desidratação do lodo após a abertura do geotêxtil para LB, LF e LO. O tratamento onde não fez o uso de polímero (LB) obteve menor eficiência, demostrando mais uma vez a importância em se realizar o condicionamento com polímero para se ter melhores índices de desidratação. O uso de polímeros para a floculação do lodo melhora a desidratação e aumenta a concentração de sólidos (LEE e LIU, 2001; KYNCL, 2008; TO et al., 2016; WEI et al., 2018).

Para LO foi obtida a maior eficiência de desidratação (89,9%). O ozônio promove a alteração do lodo, com a liberação da água aprisionada na partícula de lodo, resultando em maior drenagem de água, e assim ST com maior concentração. Os fatores decisivos para a eficiência de desidratação estão intimamente ligados as propriedades do lodo e sua capacidade em drenar água (MOO-YOUNG, 2002).

Figura 6 – Eficiência de desidratação do lodo para os ensaios em geotêxtil referente para os tratamentos LB, LF e LO após o tempo de drenagem. Condições iniciais do experimento: Turbidez 1135±7,07 NTU; ST 11,01±0,19 g/L; pH 6,3±0,1; Temperatura 19,50±0,87°C.



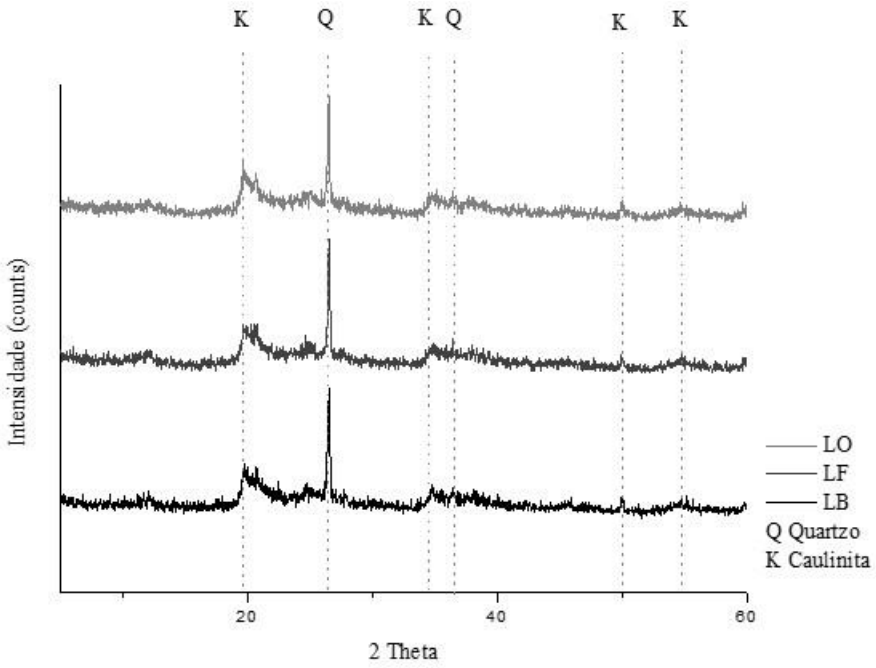
Fonte: Autor (2020).

Os resultados de volume drenado, turbidez, teor de sólidos, umidade, carbono total e eficiência de desidratação evidenciaram que o processo de ozonização seguida da floculação com polímero catiônico possibilitou maior vantagens para a desidratação utilizando geotêxtil. No entanto, mais testes precisam ser realizados para esclarecer alguns efeitos, como simular as condições reais de desidratação das ETAs, como os ciclos de enchimento de lodo e tempos maiores de detenção do lodo no geotêxtil.

5.3.2 Caracterização microestrutural e elementar

A Figura 7 mostra o difratograma de raios X com o conteúdo mineralógico do lodo desidratado em geotêxtil para os tratamentos LB, LF e LO. Houve predomínio da fase amorfa em todas as amostras. Os picos de difração em maior frequência são característicos das fases cristalinas referentes a caulinita ($Al_2O_3.2SiO_2.2H_2O$) e quartzo (SiO_2). O predomínio dos minerais de caulinita e quartzo em lodos de ETAs é comum, sendo identificado em outros estudos (DE OLIVEIRA ANDRADE et al., 2018; GASTALDINI et al., 2015; DE GODOY et al., 2019; OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004; MARASCHIN, 2018).

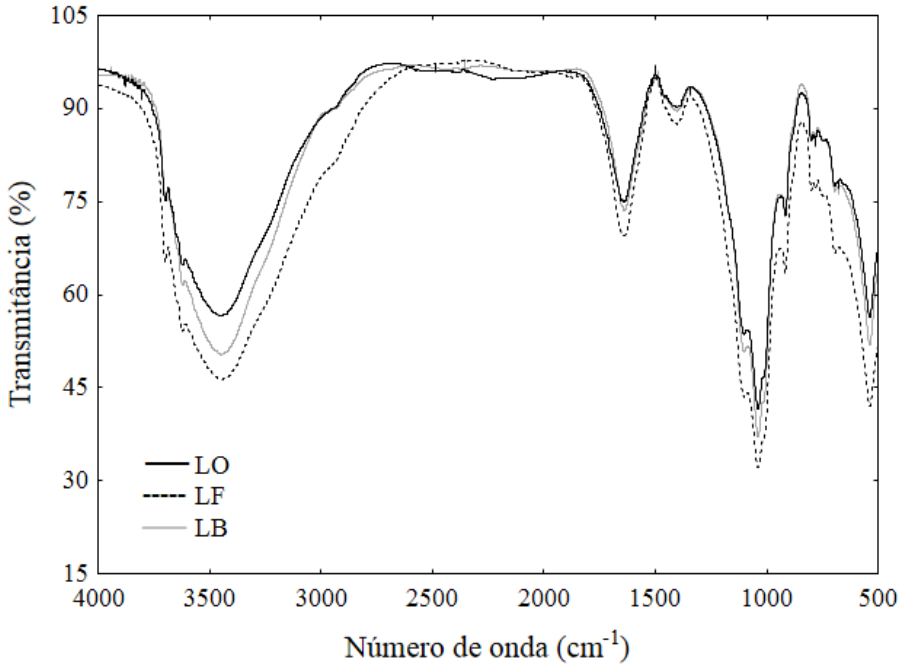
Figura 7 – Difratograma de Raio X do lodo desidratado em geotêxtil para os tratamentos LB, LF e LO.



Fonte: Autor (2020).

As análises de FT-IR para as amostras do lodo são mostradas na Figura 8. A percentagem de transmitância das amostras foi praticamente idêntica, demostrando a presença dos mesmos grupamentos funcionais. Pode-se observar que entre a transmitância de 1100 a 1000 cm^{-1} foram observados picos, os quais foram atribuídos a vibrações de Si-O-Si referentes a caulinita (ADAZABRA; VIRUTHAGIRI; SHANMUGAM, 2017; DE GODOY, 2018; HAGEMANN, 2019). A transmitância na banda 3345 cm^{-1} sugere ao estiramento O-H, consistente com a presença de caulinita (DE GODOY, 2018; MACHADO et al, 2018; HAGEMANN, 2019). Os resultados corroboram com dados obtidos por DRX que identificaram predomínio de caulinita no lodo. No espectro do lodo também foram observadas bandas em torno das faixas de 900 a 500 cm^{-1}. As vibrações características de Si-O-Si e Si-O-Al são obtidas nas faixas de 500-750 cm^{-1} para materiais argilosos, já na faixa de 916 cm^{-1} a banda característica é de ligações Al-Al-OH (DE COSTA; DE SOUZA, 2019; MACHADO et al., 2018).

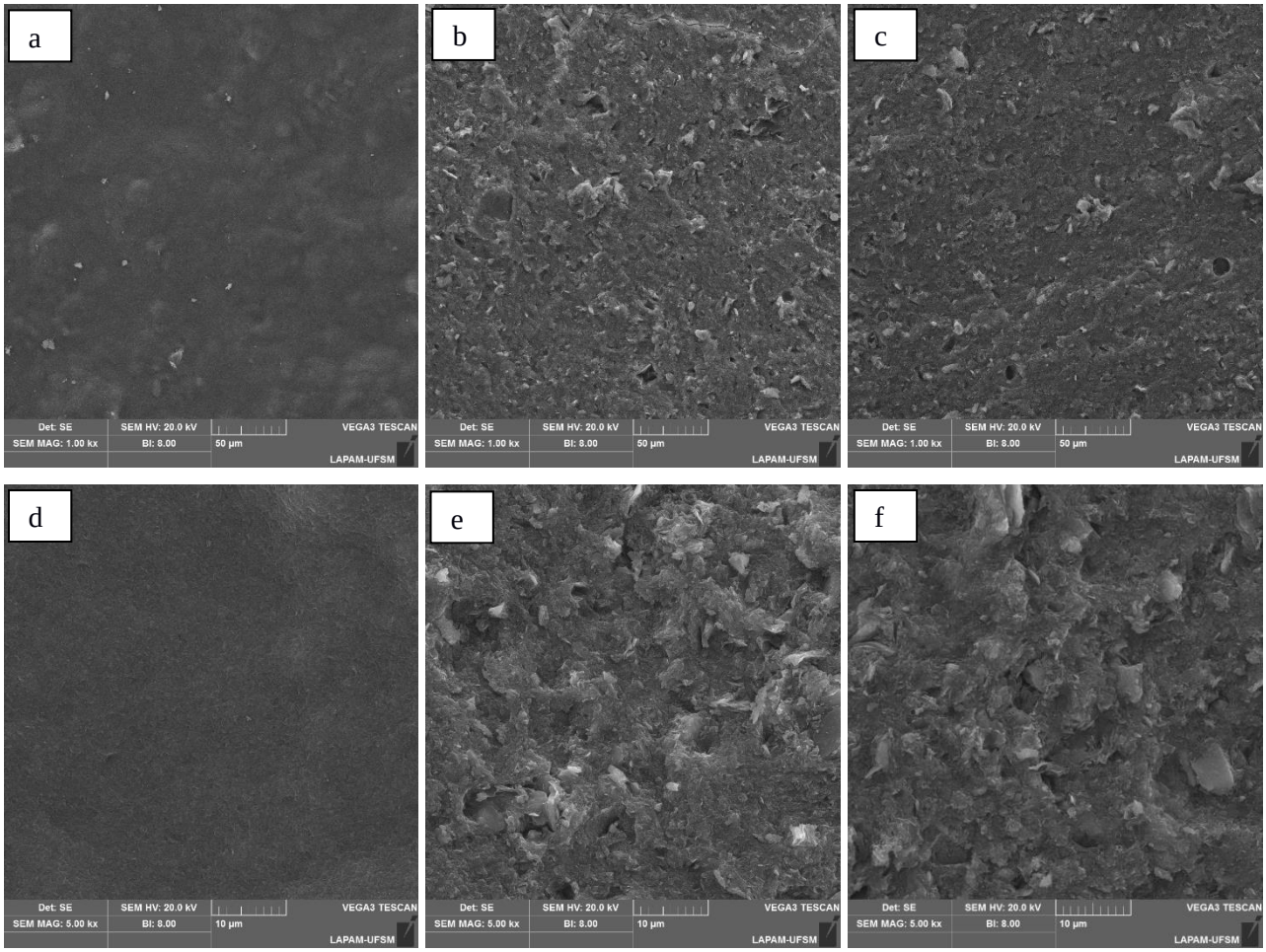
Figura 8 – Espectro de FT-IR do lodo desidratado em geotêxtil para os tratamentos LB, LF e LO.



Fonte: Autor (2020).

A Figura 9 (a,b, c, d, e, f) apresenta as características morfológicas dos fragmentos de lodo obtida por MEV. O tratamento onde empregou apenas lodo bruto no lodo (LB) resultou em fragmentos com aspecto homogêneo e denso, como observado na fotomicrografia das Figuras 9a e 9d. Nos fragmentos do lodo floculado (LF) e no ozonizado e floculado (LO) pode-se observar formatos irregulares, caracterizados por apresentar pequenos aglomerados constituídos por mesoporos (Figura 9b, c, e, f). A floculação do lodo permitiu a formação de agregados e espaços vazios, formando fragmentos que caracterizam material poroso, os quais desidratam mais facilmente. Quanto maior a porosidade melhor é a permeabilidade do lodo (ZHAO et al., 2010).

Figura 9 – Imagem de MEV de fragmentos de lodo: (a) LB a magnificação de 1000X; (b) LF a magnificação de 1000X; (c) LO a magnificação de 1000X; (d) LB a magnificação de 5000X; (e) LF a magnificação de 5000X; (f) LO a magnificação de 5000X.



Fonte: Autor (2020)

O mapeamento por espectroscopia de energia dispersiva (EDS) identificou a composição elementar do material com predomínio de C, O, Al, Si e Fe, além de baixas proporções (< 0,4%) de Mg, K, Ca e Ti em ambas as amostras. Os resultados corroboram com os óxidos encontrados por meio da análise de fluorescência de raios X (FRX) que são mostrados na Tabela 1. Em conjunto, os resultados por EDS e FRX também indicam a formação mineral do lodo em estudo com predomínio do argilo-mineral caulinita. A composição elementar do lodo, mesmos após o uso de polímero e ozônio, não foi alterada, permanecendo com percentagens próximas para os óxidos identificados. Esta composição é característica para lodos de ETAs, sendo relatada em outros estudos (AHMAD; AHMAD, ALAM, 2016a; AHMAD, AHMAD, ALAM, 2016b; HUANG; WANG, 2013; NAIR; AHAMMED, 2015).

Tabela 1 – Análise quantitativa de óxidos por FRX.

Espécie analisada	LB (%)	LF (%)	LO (%)
SiO_2	44,91	45,08	45,05
$AlSO_3$	28,73	28,26	28,31
Fe_2O_3	16,24	16,64	16,38
P_2O_5	2,31	2,43	2,42
SO_3	1,93	2,12	2,13
K_2O	1,82	1,80	1,84
TiO_2	1,51	1,41	1,48
CaO	1,14	1,05	1,1
Cl	0,65	0,60	0,6
MnO	0,27	0,24	0,25
Nd_2O_3	0,10	nd	nd
ZrO_2	0,08	0,10	0,05

Fonte: Autor (2020).

5.4 CONCLUSÃO

Por meio deste estudo realizado para investigar a desidratação do lodo de uma ETA em geotêxtil com lodo bruto (LB), floculado (LF) e ozonizado seguido de floculação (LO), pode-se perceber que a floculação com polímero é fundamental para obter drenagem e desidratação do lodo, e que o ozônio auxilia esse processo. Em comparação entre os tratamentos LO resultou nos melhores índices comparativamente para a desidratação em geotêxtil, apresentando o maior volume drenado (4519,5 mL), menor turbidez (12 NTU), maior teor de sólidos (10,94±0,93 %), mais baixa umidade (9,02±0,67 %) e teor de carbono total (6,90±0,18%), com eficiência de desidratação 89,9%. O que evidência que a ozonização seguida da floculação possibilitou maior vantagens para a drenagem e desidratação utilizando geotêxtil.

Na caracterização microestrutural não houve diferenciação entre os tratamentos, sendo observado lodo com predomínio de caulinita e quartzo, ou seja, não sofreram alterações na composição após a dosagem de ozônio e polímero adicionadas ao lodo da ETA. Apenas foi observado por MEV o benefício da floculação para a desidratação, observando fragmentos porosos de lodo para LF e LO. O mapeamento por EDS identificou predomínio de C, O, Al, SI

e Fe, para todas as amostras de lodo analisadas, estes resultados vão de encontro com os resultados obtidos por análise de FRX.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a São Gabriel Saneamento pela disponibilidade e auxílio nas coletas de lodo e à CAPES pelo apoio financeiro recebido.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostra de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016. 8 p.

ADAZABRA, A. N.; VIRUTHAGIRI, G.; SHANMUGAM, N. Management of spent shea waste: An instrumental characterization and valorization in clay bricks construction. **Waste Management**, v. 64, p. 286-304, 2017.

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.

ANDRADE, J. J. DE O. et al. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**. v. 192, p. 159-168, 2018.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22 ed., Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.733 p.

AWWA –American Water Works Association. **Water treatment plant waste management.** American Water Works Association Research Foundation. Denver, 1987, 459 p.

CHU, L. et al. Progress and perspectives of sludge ozonation as a power ful pretreatment method for minimization of excess sludge production. **Water Research**. v. 43, p. 1811–1822, 2009.

DE COSTA, G. C. C.; DE SOUZA, C. D. R. Investigação do potencial catalítico do lodo de estação de tratamento de água. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 20020-20029, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. **Construction and Building Materials**, v. 223, p. 939–950, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Utilização de lodo de estação de tratamento de água como insumo para produção de metacaulim e cimento composto. n. 1, p. 914–925, 2018.

DE OLIVEIRA ANDRADE, J. J. et al. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 159–168, 2018.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2012. 540 p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: Rima, 2002. 237 p.

FALL, C. et al. Sludge reduction by ozone: Insights and modeling of the dose response effects. **Journal of Environmental Management**. v. 206, p. 103 – 112, 2018.

GASTALDINI, A. L. G. et al. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. **Construction and Building Materials**, v. 94, p. 513–520, 2015.

GUIMARÃES, M. G. A.; URASHIMA, D. C.; VIDAL, D. M. Dewatering of sludge from a water treatment plant in geotextile closed systems. **Geosynthetics International**, v. 21, n. 5, p. 310–320, 2014.

HAGEMANN, S. E. et al. 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.

HUANG, C. H.; WANG, S. Y. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**. v. 43, p. 174-183, 2013.

JIN, B.; WILÉN, B.-M.; LANT, P. Impacts of morphological, physicaland chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge. **Chemical Engineering Journal.** v. 98, p. 115–126, 2004.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **Geo Science Engineering.** v. 54, n. 1, p. 11-22, 2008.

LEE, C. H.; LIU, J. C. Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning. **Advances in Environmental Research**. v. 5, p. 129-136, 2001.

LO, I. M. C.; LAI, K. C. K.; CHEN, G. H. Salinity effect on mechanical dewatering of sludge with and without chemical conditioning. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 23, p. 4691–4696, 2001.

LUNDIN, G. M. ESCOBAR, L. G. STEPHENS, T. Waterways and ponds contaminated with pulp & paper PCBs are contained and dewatered using Geotube® container, providing an economical environmental solution. Two locations are presented. **In**… 8th IWA Symposium on Forest Industry Waste-waters. 6th International Conference on Fate and Effects of Pulp and

Paper Mill Effluents. 2011.

MACHADO, M. C. P. et al. Estudo do comportamento e caracterização de argilas bentoníticas após processo de liofilização. **Cerâmica**, v. 64, n. 370, p. 207–213, 2018.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**, v.30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MARASCHIN, M. **Agregação helicoidal e adensamento por filtração do lodo de uma estação de tratamento de água.** 2018. 95 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

MOO-YOUNGA, H. K.; GAFFNEY, D. A; MO, X. Testing procedures to assess the viability of dewatering with geotextile tubes. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 20, p. 289–303, 2002.

MORGAN, K, R. **Geotextile tubes and their application to dewatering**. Thesis (Master of Science in Applied Engineering) – Georgia Southern University, Georgia-USA. 2014. 147 p.

MUTHUKUMARAN, A. E.; ILAMPARUTHI, K. Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 24, p. 210–219, 2006.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production**. v. 96, p. 272-281, 2015.

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO, S. Q.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, v. 50, n. 316, p. 324–330, 2004.

PARK, K. Y. et al. Feasibility of Sludge Ozonation for Stabilization and Conditioning. **Ozone: Science & Engineering.** v. 25, n. 1, 73-80, 2003.

PARK, K. Y. et al. Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization. **Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering.** v. 43, p. 1546–1550, 2008.

RAKNESS, K. et al. Guideline for measurement of ozone concentration in the process gas from an ozone generator. **Ozone: Science and Engineering**, v. 18, n. 3, p. 209–229, 1996.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água.**1 ed., São Paulo: Edgard Blücher, 2001.102 p.

SHARRER, M. J. RISHEL, K. SUMMERFELT, S. Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. **Aquacultural Engineering**, v. 40, p. 1–10, 2009.

STOLTZ, G.; DELMAS, P.; BARRAL, C. Comparison of the behaviour of various geotextiles used in the filtration of clayey sludge: An experimental study. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 47 p. 230–242, 2019.

TO, V. H. P. et al. A review on sludge dewatering indices. **Water Science & Technology**. v. 74, n. 1, p. 1-16, 2016.

WEI, Y. S. et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Water Research**. v. 37, n. 18, p. 4453-4467, 2003.

YEE, T. W. et al. Geotextile tube dewatering of contaminated sediments, Tianjin Eco-City, China. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 31 p. 39-50, 2012.

ZHANG, J. et al. Changes of physicochemical properties of sewage sludge during ozonation treatment: Correlation to sludge dewater ability. **Chemical Engineering Journal**. v. 301, p. 238–248, 2016.

ZHAO, B. et al. Influence of floc structure on coagulation–microfiltration performance: Effect ofAl speciation characteristics of PACls. **Separation and Purification Technology**. v. 72, p. 22–27, 2010.

ZHAO, Y. X. et al. Observations on ozone treatment of excess sludge. **Water Science and Technology.** v. 56, n. 9, p. 167–175, 2007.

6. DISCUSSÃO

A problemática da disposição inadequada dos resíduos de ETAs é uma realidade no Brasil, causando diversos problemas de poluição. Uma solução para aprimorar o tratamento de lodos de ETAs proposta nessa tese foi realizar a pré-ozonização do lodo. Uma das principais vantagens observadas foi a mineralização de uma fração da matéria orgânica, com a redução da massa de lodo, e a melhor desidratação dos lodos, com a liberação da água ligada a partícula.

A combinação do tratamento da pré-ozonização seguida da floculação melhorou significativamente a desidratação do lodo, resultados que contribuem para as pesquisas de desenvolvimento tecnológico do tratamento de lodos de ETAs. Ficou evidente que o processo de oxidação, por ozônio, em lodos possibilita a liberação de água da partícula favorecendo um processo acelerado de desidratação (desague). Com a desidratação aprimorada e facilitada, acredita-se que o processo de tratamento será realizado de maneira mais efetiva nas ETAs, consequentemente menor quantidade de lodo será disposta em mananciais superficiais.

Quanto aos resultados dessa pesquisa, pode-se observar que na avaliação da dosagem de ozônio e diferente períodos de sedimentação do lodo bruto o ensaio com maior dosagem de ozônio (dosagem de 1,1 gO_3/g ST) resultou em maiores alterações tanto na água clarificada (sobrenadante resultante do adensamento) como no lodo adensado. Com os maiores índices de ST (39,15 g/L), STF (28,9 g/L), remoção de C (13%) e menor TP (42,6 µm), no lodo adensado, e na água clarificada maior solubilização de Al (88,56 mg/L)e menor pH (3,6).

Na avaliação da pré-ozonização e da floculação do lodo os resultados demostram que a ozonização influenciou positivamente a redução do consumo de polímero para obtenção de menor turbidez remanescente da água clarificada. E a pré-ozonização associada a pequenas doses de polímero contribuem significativamente para menores valores de REF, ou seja, para uma maior remoção da água do lodo, resultando em melhor desidratação. A ozonização também resultou em menores REF para os efluentes nos trabalhos realizados por Battimelli et al. (2003) e Park et al. (2003).

Os resultados da superfície de resposta do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) para definir a dosagem de ozônio e polímero demostrou que a REF do lodo com melhores resultados ocorreu com dosagem de ozônio maiores de 0,10 gO_3/gST e dosagens de polímero superior a 4 mg pol/g ST. O pré-tratamento com O_3 aumenta o efeito da floculação (CHENG et al., 2011), ajudando na desestabilização e agregação de partículas (LIANG et al., 2014). Assim, levando em consideração os gráficos de superfície de resposta e de contorno do DCCR e custo benefício do processo, estimou-se que a melhor condição para se obter a menor

REF foi a dosagem de ozônio de 0,24 gO_3/g ST e de polímero de 4 mg pol/g ST. Nestas condições, a REF do lodo foi de 1,78E+12±1,04 m/kg.

Nos testes que replicaram a dosagens de ozônio de 0,24 gO_3/gST e de polímero de 4,0 mg pol/gST, a turbidez e cor aparente da água clarificada foram de 17,3±0,5 NTU e 144±13,8 uC, respectivamente. A injeção de O_3 no lodo também diminuiu o pH (de 6,8 para 4,1) acarretando a solubilização de íons, e consequentemente o aumento da condutividade (de 115,4 para 376 µs/cm). A solubilização também é indicada com o aumento significativo dos ânions fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato. Diversos autores relatam que a ozonização de lodo acarreta na diminuição do pH e solubilização de íons no clarificado (CHU et al., 2009; LIANG et al., 2014; PARK et al., 2003, 2008; SUI et al., 2011). Dos metais avaliados, apenas manganês e bário apresentaram maior concentração na água clarificada do lodo onde foi realizada a ozonização e floculação, devido a maior solubilização e/ou menor afinidade destes pelo polímero utilizado.

É sabido que a ozonização, por ser um processo oxidativo, além de degradar vários compostos, também pode acarretar a formação de compostos potencialmente mais tóxicos dos que já estavam presentes inicialmente na amostra. Assim, é fundamental relatar que se deve avaliar mais profundamente a qualidade da água clarificada após o processo de ozonização e floculação do lodo, principalmente se for realizar a recirculação do clarificado juntamente com a água bruta da ETA. Uma vez, que além da solubilização de metais e ânions, o processo de ozonização pode acarretar a formação de outros constituintes prejudiciais para a saúde da população. A partir da análise completa da formação de subcompostos, pode-se ter clareza das rotas e mecanismos do ozônio nos lodos de ETAs.

Nesta mesma etapa do experimento, o potencial zeta (PZ) do lodo foi de 0,11±0,09 para -0,44±0,37 após o tratamento, indicando que a ozonização associada a floculação contribuiu para a incorporação de íons OH^-. Em comparação com o controle, o lodo tratado obteve a maior concentração de ST e o TP (22,14±1,14 g/L e 42,63±1,48 µm) e menor I_{VL} (22,6±0,65 mL/g), o que demostra que o ozônio associado ao polímero auxilia para a melhor compactação e agregação das partículas.

Os ensaios de drenagem e desidratação em geotêxtil também demonstraram que o ozônio seguido da floculação resultou em menor turbidez e maior volume para a água drenada. A ozonização influenciou positivamente para a drenagem de água do lodo pela filtração em geotêxtil. Estes resultados corroboram com alguns autores (CHU et al., 2009; ZHAO et al., 2007; WEI et al., 2018), que elucidam que os processos oxidativos acarretam a ruptura das partículas de lodo, alterando a distribuição da água, e liberando a água intersticial.

Os resultados do teor de ST, U e C do lodo após a desidratação no geotêxtil mostram um aumento do teor de sólidos e diminuição da umidade em comparação aos tratamentos LB, LF e LO, respectivamente. O ensaio com a ozonização seguida da floculação (LO) resultou no maior teor de ST (10,94±0,93%) e menor umidade (9,02±0,67%) no lodo. Mesmo com dosagem de O_3 de apenas 0,234±0,002 gO_3/gST (baixa comparada com o primeiro experimento, etapa I) ocorreu a mineralização de parte da matéria orgânica do lodo. Comparativamente entre o lodo bruto e LO houve uma redução de, aproximadamente, 7,6% do teor de C. Para LO também foi obtida a maior eficiência de desidratação (89,9%). Os fatores decisivos para a eficiência de desidratação estão intimamente ligados as propriedades do lodo e sua capacidade em drenar água (MOO-YOUNG, 2002).

Com relação a caracterização microestrutural os resultados do difratograma de raios X do conteúdo mineralógico do lodo revelam dominância da fase amorfa. Os picos de difração em maior frequência são característicos das fases cristalinas referentes a caulinita ($Al_2O_3.2SiO_2.2H_2O$) e quartzo (SiO_2). O difratograma de lodos de ETAs realizados por outros autores também demostrou o predomínio desses minerais (DE OLIVEIRA ANDRADE et al., 2018; GASTALDINI et al., 2015; DE GODOY et al., 2019; OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004; MARASCHIN, 2018).

Nas análises de FTIR para uma amostra de lodo ozonizada ocorreu diferenciação das demais amostras, com o estiramento para a transmitância da banda no $Al(OH)_3$ em 1384 cm^{-1}, a qual é correspondente ao alongamento da vibração do Al-O, com molécula O-H quimicamente associada $Al(OH)_3$ (DE GODOY et al., 2018). Esta alteração se deve a ozonização, que acarreta o aumento do grupamento O-H no lodo.

As características morfológicas de todas as amostras de lodos da ETA obtido por MEV apresentaram formatos irregulares, com presença de poros, uma caracterização corriqueira para lodos de ETA (DE COSTA; DE SOUZA; 2019; DE GODOY et al., 2019; OLIVEIRA; MACHADO; HOLANDA, 2004). Também foi possível identificar a estrutura de placas lamelares, atribuídas à presença de caulinita.

O mapeamento por espectroscopia de energia dispersiva (EDS) identificou a composição elementar do material com predomínio de C, O, Al, Si e Fe. Os resultados corroboram com os óxidos encontrados por meio da análise de fluorescência de raios X (FRX). A composição elementar do lodo, mesmos após o uso de polímero e ozônio, não foi alterada, permanecendo com percentagens próximas para os óxidos identificados. Esta composição é característica para lodos de ETAs, sendo relatada em outros estudos (AHMAD; AHMAD,

ALAM, 2016a; AHMAD, AHMAD, ALAM, 2016b; HUANG; WANG, 2013; NAIR; AHAMMED, 2015).

Este trabalho foi pioneiro em realizar a ozonização em lodos de ETAs, e como principal legado, pode-se observar que inicialmente a pré-ozonização possibilitou a liberação de água da partícula de lodo, propiciando inicialmente uma desagregação. Mas a posterior floculação com polímero catiônico reagrupou as partículas sólidas (agregação), formando flocos porosos, com menor REF, e maior drenagem e eficiência de desidratação, em testes com geotêxtil em escala de bancada. O efeito do ozônio seguido do polímero contribuiu para uma significativa melhora na desidratação dos lodos de ETAs. Assim, espera-se que esse trabalho seja um fomento e possa contribuir para estudos de tratamento de lodos de ETAs e seja o caminho para investigações mais profundas do efeito do ozônio na desidratação e nas características dos lodos de ETAs.

7. CONCLUSÃO

Diante dos resultados obtidos a partir do estudo sobre a ozonização do lodo da ETAs de São Gabriel visando a desidratação, e de acordo com os objetivos propostos pode-se concluir que:

- A dosagem de ozônio no lodo teve efeito significativo nas características da água clarificada e no lodo adensando. Na primeira etapa da pesquisa, pode-se observar que a adição de O_3 no lodo acarretou redução do pH (3,6), solubilizando alumínio (88,56 mg/L), diminuição do tamanho da partícula (42,6 µm) e mineralização de parte da matéria orgânica (13%). Com o aumento do tempo de sedimentação e dosagem de ozônio, o lodo adensado também apresentou maior teor de ST e SSF (39,15 e 28,9 g/L, respectivamente). Considerando a mineralização do lodo e a solubilização de alumínio, a redução da massa de lodo foi cerca de 19%. Estes resultados estão diretamente relacionados a dose de ozônio aplicada no lodo;
- Dentre os polímeros catiônicos avaliados, o polímero P-2900 resultou em adequada floculação do lodo da ETA, possibilitando a formação de flocos que resultaram em umas das melhores condições para os parâmetros avaliados. Para uma dosagem de 2 mg pol/g ST, a turbidez e cor da água clarificada foram de 16,7±0,95 NTU e 137,53±12,99 uC, respectivamente, valores que estiveram entre os menores observados estatisticamente. Assim, o polímero P-2900 foi escolhido para dar continuidade aos demais ensaios de floculação;
- Comparativamente entre o tratamento apenas com floculação, e o tratamento com a pré-ozonização seguida da floculação, o O_3 mais floculação resultou nos melhores índices de desidratação do lodo, com menor resistência específica a filtração (5,81E+12; 5,85E+12; 4,12E+12; 3,19E+12; e 4,01E+12 m/kg). Já a região otimizada, a partir do DCCR, os menores valores de REF foram atribuídos a dosagens de ozônio de 0,24 gO_3/g ST e polímero de 4 mg pol/g ST, obtendo REF média de 1,78E+12 m/kg;
- As alterações do tratamento por pré-ozonização e floculação para a água clarificada foram principalmente a solubilização de ânions e alguns metais (fluoreto, cloreto, nitrato, sulfato, manganês e bário), e diminuição de turbidez e cor aparente (17,3±0,5 NTU e 144±13,8 uC, respectivamente). No lodo adensado, a ozonização associada a floculação melhorou parâmetros, como ST (22,14±1,14

g/L), IVL (22,6±0,65 mL/g) e TP (42,63±1,48 µm) que indicam melhor desidratação do lodo adensado;

- A investigação experimental realizada com o emprego de geotêxtil na desidratação evidenciou que o tratamento com a ozonização do lodo resultou nos melhores índices dos parâmetros avaliado, com maior volume drenado (4519,5 mL), teor de ST (10,94±0,93 %) e ED (89,9%), e menor turbidez (12 NTU), U (9,02±0,67 %) e teor de C (6,90±0,18%), o que indica que a ozonização seguida da floculação possibilitou benefícios para a drenagem e desidratação utilizando geotêxtil;
- As principais características microestruturais do lodo não foram alteradas após os tratamentos propostos. Com relação as análises da estrutura cristalina realizas por DRX foi observado lodo com fase amorfa e predomínio de caulinita e quartzo. Nas análises de FTIR apenas para o grupamento O-H houve estiramento da banda após a ozonização do lodo. As imagens observas por MEV também possibilitaram identificar a presença de caulinita, assim como perfil irregular e presença de poros. Por meio do MEV identificou o benefício da floculação para a desidratação, observando na superfície de fragmentos a presença de mesoporos. O mapeamento de elementos por EDS identificou predomínio de C, O, Al, SI e Fe, para todas as amostras de lodo analisadas, estes resultados vão de encontro com os resultados obtidos por análise de FRX, que representaram composição típica para lodos de ETAs.

8. RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados da presente pesquisa, sugere-se para trabalhos futuros:

- Aprofundar a avaliação da qualidade da água clarificada resultante do processo de pré-ozonização e floculação para diferentes doses de ozônio e polímero, incluindo análises de toxicidade;
- Avaliar a possibilidade de recirculação e incorporação da água clarificada, resultante do tratamento com ozônio e polímero, em diferentes etapas e processos de tratamento da ETAs;
- Realizar estudos de desidratação em geotêxtil com lodo ozonizado e floculado, avaliando o tempo de detenção do lodo no geotêxtil e o teor de sólidos, relacionado com as variáveis climáticas. Assim como simular condições reais de desidratação, com ciclos de enchimento do geotêxtil, possibilitando a tomada de decisão quanto ao tempo desidratação para lodos de ETAs após o tratamento por pré-ozonização e floculação;
- Avaliar a pré-ozonização e a floculação do lodo de ETAs na desidratação visando a potencialização e viabilidade da incorporação do lodo no desenvolvimento de materiais derivados da construção civil;
- Investigar a viabilidade econômica e os custos associados a desidratação de lodo de ETA por meio da ozonização, floculação e geotêxtil;
- Realizar estudos de toxicidade do lodo ozonizado e subprodutos da ozonização;
- Visando a aplicabilidade da tecnologia de pré-ozonização para a desidratação de lodos de ETAs, recomenda-se também a realização de estudos a de nível piloto.

REFERÊNCIAS

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

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004c.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004d.

ACHON, C. L.; SOARES, L. V.; MEGDA, C. R. Impactos ambientais provocados pelo lançamento in natura de lodos provenientes de estações de tratamento de água. **Anais...** In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 13, n.1, p. 54 – 62, 2008.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 18, n. 2, p. 115 – 122, 2013.

ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Destinação e Disposição Final de Lodo Gerado em ETA - LEI 12.305/2010. **Anais...** In: XIX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento De 24 a 29 de maio de 2015 – Poços de Caldas – MG, 2015.

ALFONSO-MUNIOZGUREN, P. et al. A combined activated sludge-filtration-ozonation process for abattoir wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, p. 157–163, 2018.

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, 2016.

ALMEIDA, G. N.; GONÇALVES, M. C.; GUIMARÃES, S. A. Z. Utilização do teste deresistência específica na operação de filtros prensa. **Revista DAE - SABESP**, v. 51, n. 160, p. 20 - 26, 1991.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed., Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.733 p.

ARORA, H. et al. Evaluation of dissolved air flotation process for water clarification and sludge thickening. **Water Science and Technology**. v. 31, p. 137-147, 1995.

ASHBROOK. Simon-Hartley. 2015. Disponívelem: <http://www.nei.com.br/produto/2008-05-adensador-de-tambor-rotativo-centriquip-do-brasil-ltda?id=e3a22246-5ba7-11e4-8697-0e94104de12e>. Acessoem: 07 de Jul. de 2015.

AYOL, A.; DENTEL, S. K.; FILIBELI, A. Dual Polymer Conditioning of Water Treatment Residuals. **Journal of Environmental Engineering**. v. 131, 8 ed. p. 1132 – 1138, 2005.

AYININUOLA, G. M.; AYODEJI, I. O. Influence of Sludge Ash on Soil Shear Strength. **Journal of Civil Engineering Research**. v. 6, n. 3, p. 72-77, 2016.

AWWA – American Water Works Association. **Water treatment plant waste management.** American Water Works Association Research Foundation. Denver, 1987, 459 p.

BABATUNDE, A.O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial re-uses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129-164, 2007.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 184, n. 1–3, p. 746–752, 2010.

BATTIMELLI, A. et al. Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling. **Water Science and Technology**. v. 48, n. 4, p. 61–68, 2003.

BITTENCOURT, S. et al. Aplicação de lodos de estações de tratamento de águae de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012.

BOHLER, M.; SIEGRIST, H. Partial ozonation of activated sludgeto reduce excess sludge, improve denitrification and controlscumming and bulking. **Water Science & Technology**. v. 49, n. 10, p. 41–49, 2004.

BONTON, A. et al. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. **Desalination**. v. 284, p. 42-54, 2012.

BOURGEOIS, J.C.; WALSH, M. E.; GAGNON, G.A. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**. v. 38, p. 1173–1182, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 31 de agosto de 1981.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 de janeiro de 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 de fevereiro de 1998.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 de março de 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007.** Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 05 de janeiro de 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 de setembro de 2017.

BROSÉUS, R. et al. Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. **Water Research**. v. 43, p. 4707-4717, 2009.

CARBALLA, M. et al. Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. **Chemosphere**, v. 67, n. 7, p. 1444–1452, abr. 2007.

CEDAE - companhia estadual de águas e esgotos. Informativo da Companhia Estadual de Água e Esgoto do Rio de Janeiro. Estações de Tratamento do Guandu. 2017. Rio de Janeiro, Brasil. Disponível em: <https://www.cedae.com.br/>. Acesso em: 20 de Jan. de 2019.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. Ozonização, coagulação, floculação, flotação e filtração para remoção de algas. **Anais...** In :XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

CIZINSKÁ, S. et al. Thickening of waste activated sludge by biological flotation. **Water Research**. v. 26, n. 2 p. 139-144, 1992.

CHENG, L. H. et al. Effect of Ozone Enhanced Flocculation on the Treatment of Secondary Effluent. **Procedia Environmental Sciences.** In.:2011 3rd International Conference on EnvironmentalScience and Information Application Technology (ESIAT 2011). v. 10, p.555-560, 2011.

CHERIFI, M. et al. Electrokinetic removal of aluminum from water potabilization treatment sludge. **Desalination.** v. 281, p. 263-270, 2011.

CHITIKELA, S.; DENTEL, S. Dual chemical conditioning and dewatering of anaerobically digested biosolids: laboratory evaluations. **Water Environment Research.** v. 70, p. 1062-1069, 1998.

CHU, L. et al. Progress and perspectives of sludge ozonation as a power ful pretreatment method for minimization of excess sludge production. **Water Research**. v. 43, p. 1811–1822, 2009.

CORDEIRO, J. S. **O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas.** 1993. 342 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993. 1800

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs**. In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

CORNWELL D., LEE, R. Waste stream recycling: its effects on water quality. **Journal American Water Works Association.** v. 86, n. 11, p. 50–63, 1994.

CORNWELL, D. A. **Water treatment residuals engineering**. Denver: AWWA - Research Foundation and American Water Works Association, 2006.

CUI, R.; JAHNG, D. Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge. **Water Research**. v. 38, n. 5, p. 1159-1172, 2004.

DAYTON, E. A.; BASTA, N.T. Characterization of drinking water treatment residuals for use as a soil substitute. **Water Environment Research**. v. 73, n. 1, p. 52–57, 2001.

DHARMAPPA, H. B.; HASIA, A.; HAGARE, P. Water treatment plant residuals management. **Water Science & Technology**. v. 35, n. 8, p. 45-56, 1997.

DE COSTA, G. C. C.; DE SOUZA, C. D. R. Investigação do potencial catalítico do lodo de estação de tratamento de água. **Brazilian Journal of Development,** v. 5, n. 10, p. 20020-20029, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. **Construction and Building Materials**, v. 223, p. 939–950, 2019.

DE GODOY, L. G. G. et al. Utilização de lodo de estação de tratamento de água como insumo para produção de metacaulim e cimento composto. n. 1, p. 914–925, 2018.

DE OLIVEIRA ANDRADE, J. J. et al. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 159–168, 2018.

DE SOUZA, L. M.; SCALIZE, P. S. Resistência específica do material sedimentado em ensaio de Jar Test, obtido com a adição de lodo de Estação de Tratamento de Água. **Revista Brasileira de Engenharia Química**. v. 29, n. 3, p. 44 – 50, 2013.

DENTEL, S. K.; ABU-ORF, M. M.; GRISKOWITZ, N. J. **Guidance manual for polymer selection in wastewater treatment plants.** Water Environment Research Foundation. Alexandria: Publ. No. D0013, 1993.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. Prefeitura de Porto Alegre. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php>. Acesso em: 03 de Abr. de 2017.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** v. I e II. São Paulo: Rima, 2005. 1565p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, 2012. 540 p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: Rima, 2002. 237 p.

ECOSAN - Saneamento Ecológico. Disponível em: <http://www.ecosan.com.br/>. Acesso em: 02 de março de 2015.

ERDINCLER, A.; VESILIND, P. A. Effect of sludge water distribution on the liquid solid separation of a biological sludge. **Journal of Environmental Science and Health**. v. 38, n. 10, 2391- 2400, 2003.

ERSOY, B. **Description of flocculants used in cleaning of waste water of marble processing plant.** Proceedings of 4th National Marble Symp, Afyon (Turkey), p. 449-462, 2003.

ETCHEPARE, R. et al. Removal of ferric hydroxide by flotation with micro and nanobubbles. **Separation and Purification Technology**, v. 184, p. 347-353, 2017.

FALL, C. et al. Sludge reduction by ozone: Insights and modeling of the dose response effects. **Journal of Environmental Management**. v. 206, p. 103 – 112, 2018

FERREIRA, B.O.; VIANNA, M. R. Eficiência do desaguamento de lodos de decantadores e água de lavagem de filtros de estação de tratamento de água através de filtros geotêxteis: estudo de caso. **Anais...** In: XV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia, 2013.

FERREIRA FILHO, S.S. Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. **Anais...** XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997.

FONTANA, A. O. **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros – Estudo de caso ETA Cardoso**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

GASTALDINI, A. L. G. et al. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. **Construction and Building Materials**, v. 94, p. 513–520, 2015.

GENZ, C.; MIEHE, U.; GNIRSS, R.; JEKEL, M. The effect of pre-ozonation and subsequent coagulation on the filtration of WWTP effluent with low-pressure membranes. **Water Science & Technology**. v. 64, n. 6, p. 1270-1276, 2011.

GHORI, M. I.; YAQUB, M. Aluminium (Al^{3+}) levels in renal failure patients. **Pakistan Journal of Biological Sciences**. v. 2, n. 4, p. 1569–1571, 1999.

GIRARD, J. E. **Princípios de Química Ambiental**. Rio de Janeiro: LTC, 2013. 434 p.

GONÇALVES, A. A.; KECHINSKI, C. P. **Ozone Technology in the Food Industry**. In: SIEGLER, B. C. Food Engineering. New York. Ed: Nova Science Pub, 2011, cap. 2, p.85-146.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. Classificação e biodegradação de lodo de estações detratamento de água para descarte em aterro sanitário. **Arquivos do Instituto Biológico**.v.72, n. 1, p. 87–91, 2005.

GUIMARÃES, G. C. **Estudo do adensamento e desidratação dos resíduos gerados na ETA – Brasília**. 2007. 118 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

GUIMARÃES, M. G. A.; URASHIMA, D. C.; VIDAL, D. M. Dewatering of sludge from a water treatment plant in geotextile closed systems. **Geosynthetics International**, v. 21, n. 5, p. 310–320, 2014.

HEDLUND, K. F. S. **Adensamento de lodo de estação de tratamento de água: comparação entre sedimentação e flotação.** 2016. 152 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

HEGAZY, B. EL-D. E.; FOUAD, H. A.; HASSANAIN, A. M. Brick manufacturing from water treatment sludge and rice husk ash. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**. v. 6, n. 3, p. 453-461, 2012.

HEGAZY, B. EL-DIN E.; FOUAD, H. A.; HASSANAIN, A. M. Reuse of Water Treatment Sludge and Silica Fume in Brick Manufacturing. **Journal of American Science**. v. 7, n.7, p. 569-576, 2011.

HONG, G. X.; HAO, C.G. CHII, S. Re-use of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage. **Water Research**. v. 39, n. 15, p. 433–3440, 2005.

HOWE, K. J. et al. **Principles of Water Treatment.** John Wiley & Sons, 2012. 672 p.

HUANG, C. H.; WANG, S. Y. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**. v. 43, p. 174-183, 2013.

IE/SP – Instituto de Engenharia de São Paulo. Relatório de Conclusões do Seminário Nacional sobre Tratamento, Disposição e Usos Benéficos de Lodos de Estações de Tratamento de Água. **Anais...** In: Seminário Nacional sobre Tratamento, Disposição e Usos Benéficos de Lodos de Estações de Tratamento de Água. São Paulo, 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.** Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.>. Acesso em: 14 de Mai.de 2017.

JEKEL, M. Effects and mechanisms involved in preoxidationand particle separation processes. **Water Science &Technology**. v. 37, n. 10,p. 1–7, 1998.

JIN, B.; WILÉN B.-M.; LANT, P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. **Chemical Engineering Journal**. v. 95, p. 221–234, 2003.

JIN, B.; WILÉN, B.-M.; LANT, P. Impacts of morphological, physicaland chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge. **Chemical Engineering Journal.** v. 98, p. 115–126, 2004.

KEELEY, J.; JARVIS P.; JUDD, S. J. Coagulant Recovery from Water Treatment Residuals: A Review of Applicable Technologies. **Environmental Science and Technology.** v. 44, n. 24, p. 2675-2719, 2014.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**. v. 54, n. 1, p. 11-22, 2008.

KUMAR, S.; BHATTACHARYA, S.; MANDRE, N. R. Characterization and flocculation studies of fine coal tailings. **The Journal of The Southern African Institute of Mining and Metallurgy**. v. 114, n. 11, p. 945-949, 2014.

KUNZ, A.; ZAMORA, P. P. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**. v. 25, n. 1, p. 78-82. 2002.

LEE, J. W. et al. Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season. **Water Research**, v. 39, n. 7, p. 1199–1204, 2005.

LEE, C.H.; LIU, J.C. Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4430-4436, 2000.

LEE, C. H.; LIU, J. C. Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning. **Advances in Environmental Research**. v. 5, p. 129-136, 2001.

LIA, J. Y.; LIU, J. C. Co-conditioning and Dewatering of Alum Sludge and Waste Activated Sludge. **Water Science and Technology**. v. 50, n. 9, p. 41-48, 2004.

LIANG, J. et al. Impact of ozonation on particle aggregation in mature fine tailings. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 535–542, 2014.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água.** São Paulo, Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LIU, Y. et al. Improvement of settleability and dewaterability of sludge by new lyprepared alkaline ferrate solution. **Chemical Engineering Journal**. v. 287, p. 11–18, 2016.

LO, I. M. C.; LAI, K. C. K.; CHEN, G. H. Salinity Effect on Mechanical Dewatering of Sludge with and without Chemical Conditioning. **Environmental Science & Technology.** v. 35, n. 23, p. 4691-4696, 2001.

MACÊDO, A. N. et al. Análise estatística do comportamento mecânico à compressão do compósito cimento – madeira. **Revista Matéria**. v. 16, n. 2, p. 658-667, 2011.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**. v. 30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MARASCHIN, M. **Agregação helicoidal e adensamento por filtração do lodo de uma estação de tratamento de água**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

MANTEROLA, G.; URIARTE, I.; SANCHO, L. The effect of operational parameters of the process of sludge ozonation on the solubilisation of organic and nitrogenous compounds. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 3191–3197, 2008.

MATTOS, M. R. U.; GIRARD, L. Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. n. 28, p. 34-43, 2013.

MELO, I. S. DE; AZEVEDO, J. L. de **Microbiologia ambiental.** 2ªed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 647 p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.**5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MIROSLAV, K. Opportunities for water treatment sludge reuse. **Geoscience Engineering**. v. 54, p. 11-22, 2008.

MONTEIRO, S. N. et al. Incorporation of sludge waste from water treatment plant into red ceramic. **Construction and Building Materials**. v. 22, p. 1281–1287, 2008.

MOO-YOUNGA, H. K.; GAFFNEY, D. A; MO, X. Testing procedures to assess the viability of dewatering with geotextile tubes. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 20, p. 289–303, 2002.

MORGAN, K, R, (2014). **Geotextile tubes and their application to dewatering**. 2014. 147 p. Thesis (Master of Science in Applied Engineering) – Georgia Southern University, Georgia-USA.

MORE, T. G.; RAJPUT, R. A.; BANDELA, N. N. Impact of heavy metals on DNA content in the whole body of freshwater bivalve, Lamelleiden Marginalis. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 22, p. 605–616, 2003.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Método para determinação de distribuição de tamanho de microbolhas (DTMB) em sistemas flotação (FAD) para tratamento de águas utilizando a análise de imagem digital. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 12, n. 3, p. 273-283, 2007.

MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water qualityand fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 36, p. 853–864, 2011.

MUTHUKUMARAN, A. E.; ILAMPARUTHI, K. Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 24, p. 210–219, 2006.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **JournalofCleanerProduction.** v. 96, p. 272-281, 2015.

NELLENSCHULTE, T.; KAYSER, R. Change of particle structure ofsewagesludges during mechanical and biologicalprocesses with regard to thedewatering result. **Water Science & Technology**. v. 36, n.4, p. 293-306, 1997.

NUNES, P. N.; SOBRINHO, P. A. Dimensionamento de adensadores por gravidade. **Anais...** In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.

OKUDA, T. et al. Removal of coagulant aluminum from water treatment residuals by acid. **Water Research**. v. 60, p. 75-81, 2014.

OLIVEIRA, C. A. DE; BARCELO, W. F. Caracterização físico-química da água de lavagem de filtro da ETA Anápolis/GO. **Anais...** In: II Simpósio Nacional Espaço, Economia e Políticas Públicas. Goiás, 2012.

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO, S. Q.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, v. 50, n. 316, p. 324–330, 2004.

OLOIBIRI, V. et al. A comparative study on the efficiency of ozonationand coagulation–flocculation aspretreatment to activatedcarbonadsorptionofbiologically stabilized landfill leachate. **Waste Management.** v. 43, p. 335–342, 2015.

PAIVA, M. W.; PARREIRA, R. L. Resíduos das estações de tratamento de água (ETA). **Linguagem Acadêmica**. v. 2, n. 2, p. 83-96, 2012.

PAN, J. R.; HUANG, C.; LIN, S. Re-use of fresh water sludge in cementmaking. **Water Science and Technology.** v. 50, n. 9, p. 183-188, 2004.

PARK, K. Y. et al. Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning. **Ozone: Science & Engineering**. v. 25, p. 73-80, 2003.

PARK, K. Y. et al. **Ozone treatment of wastewater sludge for reduction and stabilization**. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. **Anais**...nov. 2008.

PATRIZZI, L. J.; REALI, M. A. P.; CORDEIRO, J. S. Redução de volume de lodo gerado em decantadores de estação de tratamento de água utilizando espessamento por flotação e por gravidade. **Anais…** In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 1999.

PETRUZELLI, D. et al. Coagulants removal and recovery from water clarifier sludge. **Water Research**. v. 34, p. 2177–2182, 2000.

Plano Municipal de Saneamento Ambiental de Santa Maria. Volume II A – Sistema de abastecimento de água. Prefeitura Municipal de Santa Maria, 2015.

PRAKHAR, P. E.; ARUP, K. S. **Donnan Membrane Process:** Principles & Application in Coagulant Recovery from Water Treatment Plant Residuals. Lehigh University: Bethlehem, 1998. 18015p.

PROLO, P. et al. Aluminium blunts the proliferative response and increases apoptosis of cultured human cells: putative relationship to alzheimer's disease. **Bioinformation**. v. 2, n. 1, p. 24-27, 2007.

PCJ – Consórcio das Bacias Hidrográficas Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Oficina – Estudo de viabilidade para instalação e operação de centrais de lodos nas Bacias PCJ. 2011. Disponível em: <http://agua.org.br/oficina-estudo-de-viabilidade-para-instalacao-e-operacao-de-centrais-de-lodos-nas-bacias-pcj/>. Acessoem: 16 de Fev.de 2016.

RAYNAUD, M. et al. Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH.**Water Research**. v. 46, p. 4448 - 4456, 2012.

REALI, M. A. P. **Principais características qualitativas e quantitativas do lodo de ETAs.** In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

RECKHOW, D. A.; LEGUBE, B.; SINGER, P. C. The ozonation of organic halide precursors: effect of bicarbonate. **Water Research**, v. 20, n. 8, p. 987–998, 1986.

RIBEIRO, F. L. de M. **Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito – MG.** 2007. 115 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água.** 1 ed., São Paulo: Edgard Blücher, 2001.102 p.

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

RIJK, S. E. de; GRAAF, J. H. M. V.; BLANKEN, J. G. D. Bubble size in flotation thickening. **Water Research.** v. 28, n. 2, p. 465-473, 1994.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei nº 9.921, de 27 de julho de 1993**. Dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do artigo 247, parágrafo 3º da Constituição do Estado e dá outras

providências. **Constituição do Estado do Rio Grande do Sul**: Porto Alegre, RS, 27 de julho de 1993.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei nº 15.434, de 09 de janeiro de 2020**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. **Constituição do Estado do Rio Grande do Sul**: Porto Alegre, RS, 09 de janeiro de 2020.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei nº 14.528, de 16 de abril de 2014**. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Constituição do Estado do Rio Grande do Sul**: Porto Alegre, RS, 16 de abril de 2014.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F. Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento. **Cerâmica**. v. 59, p. 551-556, 2013.

SABESP - Companhia de saneamento básico do estado de São Paulo. 2017. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/Default.aspx>. Acesso em: 03 de Abr. de 2017.

SABESP – Norma Técnica – NTS 233. **Polímeros orgânicos base poliacrilamida para tratamento em ETAs e ETEs.** São Paulo, 2006.

SABOGAL PAZ, L. P. **Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte.** 509 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SABOGAL-PAZ, L. P.; DI BERNARDO, L. Aspectos conceituais relativos à seleção das tecnologias de tratamento e de disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água. **Anais...** In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

SALES, A.; SOUZA, F. R. de Concretes and mortars recycled with water treatment sludge and construction and demolition rubble. **Construction nad Building Materials.** v. 23, p. 2362-2370, 2009.

SALES, A.; SOUZA, F. R. DE; ALMEIDA, F. do C. R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust**. Construction and Building Materials**. v. 25, p. 2793–2798, 2011.

SAVEYNA, H. et al. Effect of polyelectrolyte conditioning on the enhanced dewatering of activated sludge by application of an electric field during the expression phase. **Water Research**. v. 39, p. 3012–3020, 2005.

SCALIZE, P. S. et al. Disposição de resíduo de ETA em sistema de tratamento aeróbio de esgoto seguido de lagoa de sedimentação**. Revista DAE**. n. 197, p. 72-86, 2014.

SCALIZE, P.S.; DI BERNARDO, L. Disposição de resíduos gerados em ETAs no decantador primário de ETEs. **Revista Hydro**. v. maio, p. 50-54, 2011.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Clarificação da água de lavagem de filtros rápidose caracterização do sobrenadante e lodo. **Anais...** In: XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental. Lima – Peru, 1998.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Resistência específica de lodo obtido em ensaio de clarificação, por sedimentação, da água de lavagem de filtros rápidos de ETAs. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol. 4, n. 1 e 2, p. 48 - 54 ,1999.

SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone. **Water Science & Technology**. v. 42, n. 9, p. 151–158, 2000.

SHARRER, M. J. RISHEL, K. SUMMERFELT, S. Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. **Aquacultural Engineering**, v. 40, p. 1–10, 2009.

SEMBLANTE, G. U. et al. Holistic sludge management through ozonation: A critical review. **Journal of Environmental Management.** v. 185, p. 79-95, 2017.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 13 de Jan. de 2020.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2017.** Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2019. 212 p.

SILVEIRA, C. **Desaguamento de lodo de estações de tratamento de água por leito de drenagem / secagem com manta geotêxtil.** 136 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

STACKELBERG, P. E.. et al. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. **Science of the Total Environment.** v. 377, n. 2-3, p. 255-272, 2007.

STOLTZ, G.; DELMAS, P.; BARRAL, C. Comparison of the behaviour of various geotextiles used in the filtration of clayey sludge: An experimental study. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 47 p. 230–242, 2019.

SUI, P. et al. Behavior of inorganic elements during sludge ozonation and their effects on sludge solubilization. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2029–2037, 2011.

TANG, B.; ZHANG, Z. Essence of disposing the excess sludge and optimizing the operation of wastewater treatment: Rheological behavior and microbial ecosystem. **Chemosphere**. v. 105, p. 1–13, 2014.

TANTAWY, A. M. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. **Materials Research Bulletin.** v. 61, p. 415-42, 2015.

TARTARI, R. et al. Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. **Cerâmica**. v. 57, p. 288-293, 2011.

TEIXEIRA, S. R. et al. The effect of incorporation of a Brazilian water treatment plant sludge on the properties of ceramic materials. **Applied Clay Science**. v. 53, p. 561–565, 2011.

TO, V. H. P. et al. A review on sludge dewatering indices. **Water Science & Technology**. v. 74, n. 1, p. 1-16, 2016.

USEPA. **United States Environmental Protection Agency.** Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection. 832-F-99-063, 1999.

VAEZI, F.; BATEBI, F. Recovery of iron coagulants from tehran water-treatment-plant sludge for reusing in textile wastewater treatment. **Iranian Journal of Public Health**. v. 30, n. 3-4, p. 135-138, 2001.

VERRELLI, D. I.; DIXON, D. R.; SCALES, P. J. Assessing dewatering performance of drinking water treatment sludges. **Water Research**. v. 44, p. 152-1552, 2010.

VESILIND, P. A.; HSU, C. C. Limits of sludge dewaterability. **Water Scienci e Technology**. v. 36, n. 11, p. 87–91, 1997.

WANG, J. et al. Relationship between the characteristics of cationic poly acrylamide and sewage sludge dewatering performance ina full-scale plant. **Procedia Environmental Sciences**. v. 16, p. 409-417, 2012.

WANG, L.; ZHANG, L.; LI, A. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression atincreased temperature for excess sludge dewatering: Influence of operating conditions and the process energetic. **Water Research**. v. 65, p. 85-97, 2014.

WANG, L.; LI, A. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression at increased temperature for excess sludge dewatering: The dewatering performance and the characteristics of products. **Water Research.** v. 68, p. 291-303, 2015.

WATANABE, Y.; TANAKA, K. Innovative sludge handling through pelletization/thickening. **Water Research**. v. 33, p. 3245–3252, 1999.

WEEMAES, M. et al. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. **Water Research**. v. 34, n. 8, p. 2330–2336, 2000.

WEN, H. J.; LIU, C. I.; LEE, D. J. J. Size and density of flocculated sludge flocs. **Environmental Science and Health.**v.32, n. 4, p. 1125-1137, 1997.

WEI, Y. S. et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Water Research.** v. 37, n. 18, p. 4453-4467, 2003.

WEI, H. et al. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608-631, 2018.

YEE, T. W. et al. Geotextile tube dewatering of contaminated sediments, Tianjin Eco-City, China. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 31 p. 39-50, 2012.

YUAN, H.; ZHU, N.; SONG, F. Dewaterability characteristics of sludge conditioned with surfacetants pretreatment by electrolysis. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 2308–2315, 2011.

ZHANGA, S. et al. Research and design on building mud of using hot-pressing drying dehydration. **Procedia Environmental Sciences**. v. 31, p. 767-777, 2016.

ZHANG, J. et al. Changes of physicochemical properties of sewage sludge duringozonation treatment: Correlation to sludge dewater ability. **Chemical Engineering Journal**. v. 301, p. 238–248, 2016.

ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge I: analyses of settling curves. **Separation and Purification Technology**. v. 35, p. 71-80, 2004a.

ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge II: effects of floc structure and floc packing. **Separation and Purification Technology.** v. 35, p. 175-183, 2004b.

ZHAO, Y.Q.; ZHAO, X.H.; BABATUNDE, A. O. Use of dewatered alum sludge as main substrate in treatment reed bed receiving agricultural wastewater: long-term trial. **Bioresource Technology**. v. 100, n. 2, p. 644-648, 2009.

ZHAO, Y. X. et al. Observations on ozone treatment of excess sludge. **Water Science and Technology.** v. 56, n. 9, p. 167–175, 2007.

ZHAO, Y. Q.; DOHERTY, L. P.; DOYLE, D. Fate of water treatment residual: an entire profile of Ireland regarding beneficial reuse. **International Journal of Environmental Studies**. v. 68, p. 161-170, 2011.

ZHOU, Z. et al. Characterization of drinking water treatment sludge after ultrasound treatment. **Ultrasonics Sonochemistry.** v. 24, p.19–26, 2015.

APÊNDICE A – CALIBRAÇÃO DO GERADOR DE OZÔNIO

Calibração	Repetições	Vazão (L/h)	Produção (gO_3/h)			Média (gO_3/h)	Desvio	Média Total Geral (gO_3/h)
			Coluna	Off-gás	Total			
1	1	600	0,54904	0,01156	0,56060	0,54	0,035	0,53
1	2	600	0,54904	0,01156	0,56060			
1	3	600	0,48873	0,01117	0,49990			
2	1	600	0,51673	0,04445	0,56118	0,52	0,039	
2	2	600	0,48895	0,02593	0,51488			
2	3	600	0,46487	0,01852	0,48340			

ANEXO A - FICHA TÉCNICA DO GEOTÊXTIL

HUESKER
Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Rua Ronualdo Davoli, 375 - Centro Empresarial Eldorado
São José dos Campos - SP - Brasil / CEP: 12238-577
Tel .: +55 (12) 3903-9300 / Fax: +55 (12) 3903-9301
huesker@huesker.com.br / www.huesker.com

HaTe® PP 105/105 DW

Descripción del material: Geotextil tejido biaxial de Polipropileno de alto módulo inicial y elevada resistencia a la degradación, provisto de alta capacidad filtrante.

Principales Aplicaciones: Separación, estabilización, refuerzo constructivo y desecado de materiales en obras de tierra e Ing. hidráulica.

Propiedades (*)	HaTe® PP 105/105 DW
Materia prima principal	Polipropileno (PP)
Resistencia a la tracción nominal (EN ISO 10.319 / ASTM D-4595)	
- Dirección longitudinal	≥ 105 kN/m
- Dirección transversal	≥ 105 kN/m
Deformación en la resistencia nominal (EN ISO 10.319 / ASTM D-4595)	
- Dirección longitudinal	< 10,0 %
- Dirección transversal	< 10,0 %
Tamaño de abertura aparente característico (EN ISO 12.956)	240 µm
Tolerancia	± 40 µm
Índice de permeabilidad normal al plano (EN ISO 11.058)	20×10^{-3} m/s
Tolerancia	$- 2 \times 10^{-3}$ m/s
Dimensiones estándar de los rollos	
- Ancho	5,20 m
- Longitud (**)	200,0 m

(*) Materiales Certificados ISO 9001.
(**) Longitudes especiales son posibles.
Hoja técnica en términos MARV – Valor mínimo promedio por rollo (95% de nivel de confiabilidad).

Este documento es propiedad de Huesker. Huesker se reserva el derecho de efectuar alteraciones en su formato o contenido sin previo aviso.