ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

RAQUEL GONÇALVES ARASHIRO FERREIRA

Versão corrigida

**Tratamento de lodo de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina
através da biossecagem visando a produção de Combustível Derivado de
Resíduo (CDR)**

São Paulo

2021

RAQUEL GONÇALVES ARASHIRO FERREIRA

**Tratamento de lodo de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina
através da biossecagem visando a produção de Combustível Derivado de
Resíduo (CDR)**

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo como requisito para
obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronan Cleber Contrera

São Paulo
2021

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 29 de Novembro de 2021

Assinatura do autor:

Raquel G. Arashiro Luncini

Assinatura do orientador:

[Assinatura]

Catálogo-na-publicação

Ferreira, Raquel Gonçalves Arashiro

Tratamento de lodo de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina através da biossecagem visando a produção de Combustível Derivado de Resíduo (CDR) / R. G. A. Ferreira -- versão corr. -- São Paulo, 2021.
107 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Biossecagem 2.Bag de rafia 3.Lodo de esgoto 4.Resíduos de poda e capina 5.Combustível I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

Universidade de São Paulo

ATA DE DEFESA

Aluno: 3147 - 10342310 - 2 / Página 1 de 1

Ata de defesa de Dissertação do(a) Senhor(a) Raquel Gonçalves Arashiro Ferreira no Programa: Engenharia Civil, do(a) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Aos 20 dias do mês de setembro de 2021, no(a) realizou-se a Defesa da Dissertação do(a) Senhor(a) Raquel Gonçalves Arashiro Ferreira, apresentada para a obtenção do título de Mestra intitulada:

"Tratamento de lodo de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina através da biossecagem visando a produção de combustível derivado de resíduo (CDR)"

Após declarada aberta a sessão, o(a) Sr(a) Presidente passa a palavra ao candidato para exposição e a seguir aos examinadores para as devidas arguições que se desenvolvem nos termos regimentais. Em seguida, a Comissão Julgadora proclama o resultado:

Nome dos Participantes da Banca	Função	Sigla da CPG	Resultado
Ronan Cleber Contrera	Presidente	EP - USP	<u>APROVADA</u>
Marcus Cesar Avezum Alves de Castro	Titular	UNESP - Externo	<u>APROVADA</u>
Valdir Schalch	Suplente	EESC - USP	<u>APROVADA</u>

Resultado Final: APROVADA

Parecer da Comissão Julgadora *

Eu, Elias Alves de Almeida _____, lavrei a presente ata, que assino juntamente com os(as) Senhores(as). São Paulo, aos 20 dias do mês de setembro de 2021.

Marcus Cesar Avezum Alves de Castro

Valdir Schalch

Ronan Cleber Contrera
Presidente da Comissão Julgadora

* Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

A defesa foi homologada pela Comissão de Pós-Graduação em _____ e, portanto, o(a) aluno(a) _____ jus ao título de Mestra em Ciências obtido no Programa Engenharia Civil - Área de concentração: Engenharia Hidráulica e Ambiental.

Presidente da Comissão de Pós-Graduação

DEDICATÓRIA

À Alice e Pedro.

AGRADECIMENTOS

À Deus, fonte de energia, lucidez e proteção.

Ao apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

À ETE Central – SAAE Jacaré por viabilizar a realização da pesquisa através do fornecimento do lodo.

Ao Mercado Municipal Kinjo Yamato pelo fornecimento dos resíduos orgânicos.

Ao Professor Dr. Ronan Cleber Contrera, pela orientação, empatia, generosidade e peculiar paciência.

À Pedro, meu marido, por toda a parceria e por ser incrível em todos os momentos.

À minha mãe e irmãos por sempre acreditarem.

Ao Professor Dr. Théo Syrto e a Professora Dra. Dione Morita pelas contribuições a minha pesquisa.

À minha querida Ananda, onde sua amizade fez toda a diferença nessa caminhada.

Aos colegas Fábio e João pela contribuição fundamental, principalmente na fase da minha gestação.

À Wandréa, Secretária do Programa de Pós-Graduação (PPGEC/EPUSP) e do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA/EPUSP), pelo profissionalismo, prestatividade e gentileza.

Ao Dr. Fábio Campos pelo apoio prestado no Laboratório de Saneamento.

EPÍGRAFE

"Há homens que lutam um dia e são bons. Há outros que lutam um ano e são melhores. Há os que lutam muitos anos e são muito bons. Porém, há os que lutam toda a vida. Esses são os imprescindíveis."

Bertold Brecht

RESUMO

FERREIRA, R. G. A. **Tratamento de lodo de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina através da biossecagem visando a produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR)**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

A forma de reutilização do lodo de esgoto depende de algumas variáveis, como origem do material, propriedades do composto, objetivo de uso, e do tipo de tratamento necessário, sendo que a grande problemática desse material é a quantidade de água presente. Pesquisas que envolvem remoção de umidade do lodo e aproveitamento energético estão em desenvolvimento, dentre elas, a biossecagem. Essa técnica compreende a biodegradação parcial dos resíduos pela ação de microrganismos aeróbios com ajuda da insuflação de ar, promovendo a redução da umidade com menor consumo de sólidos voláteis, parcial estabilização dos resíduos, com a finalidade de produzir um composto com potencial de substituição à alguns combustíveis fósseis convencionais, como o carvão. Nesse estudo de biossecagem utilizou-se lodo de esgoto tendo como agente estruturante resíduo derivado da poda e capina. Os reatores foram feitos com caixas de madeira e bags de rafia, onde os bags de rafia apresentaram melhor eficiência quanto as perdas de umidade. Teve-se como objetivo principal avaliar se a biomassa do lodo ao final do processo teria potencial para ser usada como combustível. Durante o experimento os reatores não atingiram condições termofílicas, não houve evolução da temperatura que se caracteriza um processo de biossecagem. As análises físico-químicas mostraram uma certa estabilidade da biomassa, porém, nas pesagens dos bags evidenciou-se perdas de umidade significativas em relação à massa inicial, chegando a atingir 59%. Comparando-se a evolução do processo durante o tempo de experimento de 90 dias em relação do poder calorífico da biomassa inicial e final houve uma variação de até 179% nos reatores com melhor evolução, e embora os valores finais estejam abaixo comparando-se os PCI de outros materiais, a evolução foi significativa, dessa forma evidenciou-se que o lodo de esgoto pode tornar-se um composto com potencial para ser usado como material combustível.

Palavra-chave: Biossecagem; Bag de rafia; Lodo de esgoto; Resíduos de poda e capina; Combustível.

ABSTRACT

FERREIRA, R. G. A. **Treatment of sewage sludge together with pruning and weeding waste through biodrying process aiming at the production of Refuse-derived Fuel (RDF)**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

The form of reuse of sewage sludge depends on some variables, such as the origin of the material, properties of the compost, purpose of use, and the type of treatment needed, and the main problem with this material is the amount of water present. Research involving the removal of moisture from the sludge and energy use are being developed, among them, biodrying. This technique comprises the partial biodegradation of waste by the action of aerobic microorganisms with the help of air insufflation, promoting the reduction of moisture with less consumption of volatile solids, partial stabilization of waste, to produce a compound with the potential to replace some conventional fossil fuels such as coal. In this biodrying study, sewage sludge was used with residue derived from pruning and weeding as a structuring agent. The reactors were made with wooden boxes and raffia bags, where the raffia bags showed better efficiency in terms of moisture loss. The main objective was to assess whether the biomass from the sludge at the end of the process would have the potential to be used as fuel. During the experiment, the reactors did not reach thermophilic conditions, there was no temperature evolution that characterizes a biodrying process. The physicochemical analyzes showed certain stability of the biomass, however, in the bags weighing, significant moisture losses were evidenced with the initial mass, reaching 59%. Comparing the evolution of the process during the 90-day experiment about the calorific value of the initial and final biomass, there was a variation of up to 179% in the reactors with better evolution, and although the final values are below comparing the PCI for other materials, the evolution was significant, thus it became clear that sewage sludge can become a compound with the potential to be used as a combustible material.

Keyword: Biodrying; Raffia bag; Sewage sludge; Pruning and weeding waste; Fuel.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de Reator mecanizado contendo pás rotativas e compressor mantenedor de fluxo de ar	37
Figura 2 – Reator de caixa de madeira compensada	40
Figura 3 – Reator bag de ráfia	40
Figura 4 – Bandeja para acomodar o bag	40
Figura 5 – Tubo de PVC perfurado	41
Figura 6 – Tubo de PVC envelopado	41
Figura 7 – Compressor de injeção de ar, rotâmetro e mangueiras de distribuição de ar	42
Figura 8 – Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Central)	43
Figura 9 – Lodo sendo coletado	44
Figura 10 – Armazenamento do lodo em baldes para transporte	44
Figura 11 - Resíduos de folhas	45
Figura 12 - Resíduos de gramas	45
Figura 13 - Resíduos derivado da varrição na poda e capina.....	46
Figura 14 - Resíduos de poda e capina armazenados no laboratório LAERSIU	46
Figura 15 – Arranjo esquemático do aparato experimental	48
Figura 16 – Resíduo de folhas trituradas.....	49
Figura 17 – Resíduo derivado da varrição da poda e capina.....	49
Figura 18 – Resíduo de grama triturada.....	49
Figura 19 - Equipamento para trituração	50
Figura 20 – Resíduo de poda e capina levemente compactados	50
Figura 21 – Pesagem do lodo	51
Figura 22 – Lodo e resíduos de poda e capina para serem misturados	52
Figura 23 – Lodo e resíduos de poda e capina misturados	52
Figura 24 – Posicionamento do tubo de PVC no fundo da caixa	53
Figura 25 – Posicionamento do tubo de PVC no bag	53
Figura 26 – Caixa completa com os resíduos da mistura	53
Figura 27 - Bag completo com resíduos da mistura	54
Figura 28 – Pesagem da caixa cheia de resíduos.....	55

Figura 29 – Pesagem do bag cheio de resíduos	55
Figura 30 – Posicionamento dos reatores	56
Figura 31 – Protótipo montado	56
Figura 32 – Posicionamento do termômetro para aferição da temperatura ambiente	58
Figura 33 - Pontos de medição da temperatura nos reatores.....	59
Figura 34 - Pontos de coleta no bag	60
Figura 35 - Local de coleta na caixa.....	60
Figura 36 - Coleta de amostra através do tubo de PVC	61
Figura 37 - Arranjo experimental da segunda etapa.....	62
Figura 38 – Folhas de couve.....	63
Figura 39 – Folhas de couve, pimentão, batata, abobrinha e vagem	63
Figura 40 – Abobrinha, vagem, abóbora e mandioca	64
Figura 41 – Abobrinha, abóbora, vagem e casca de mandioca.....	64
Figura 42 – FLV's triturados	64
Figura 43 – Lodo e resíduos de poda e capina misturados	65
Figura 44 – Adição de FLV's na composição	66
Figura 45 – Lodo, resíduos de poda e capina e FLV's sendo misturados.....	66
Figura 46 – Finalização da mistura dos resíduos	67
Figura 47 – Reatores montados	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Total de municípios com serviços de esgotamento sanitário e geração de lodo	23
Tabela 2 - Destino final do lodo derivado do tratamento do esgoto por região	24
Tabela 3 - Parâmetros analisados, tipo de amostra e metodologia (duplicata).....	47
Tabela 4 – Volume da biomassa	51
Tabela 5 - Massa dos reatores e da mistura dos resíduos	54
Tabela 6 – Volume dos resíduos.....	62
Tabela 7 – Massa dos componentes dos reatores	68
Tabela 8 - Carbono, hidrogênio e nitrogênio das amostras iniciais e finais dos bags	91
Tabela 9 - CHN do lodo de esgoto doméstico	91
Tabela 10 – Determinação quantitativa de alguns elementos das amostras iniciais e finais da biomassa dos bags utilizando Espectrômetro Ótico de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES, Radial).....	93
Tabela 11 - Análise de poder calorífico das amostras iniciais e finais dos <i>bags</i>	93
Tabela 12 - Poder calorífico de diferentes tipos de materiais	94
Tabela 13 - Critérios para utilização de CDR	94
Tabela 14 – Características e comparação do potencial energético do lodo de diversas origens	95

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Comparativo das temperaturas internas dos reatores	70
Gráfico 2 - Temperaturas médias internas nas caixas de madeira ao longo do experimento	71
Gráfico 3 - Temperaturas médias internas nos bags ao longo do experimento	72
Gráfico 4 - Resultados médios do teor de umidade	72
Gráfico 5 - Resultados das perdas de umidade em relação a massa inicial	73
Gráfico 6 - Comparativo das temperaturas superficiais e de fundo dos bags	75
Gráfico 7 – Comparação entre as temperaturas superficiais dos bags com a temperatura ambiente	76
Gráfico 8 - Comparação entre as temperaturas de fundo dos bags com a temperatura ambiente	76
Gráfico 9 - Teor de umidade inicial e final nos reatores provenientes da mistura dos resíduos	77
Gráfico 10 - TGA da amostra inicial do reator tipo BA	79
Gráfico 11 - TGA da amostra inicial do reator tipo BAR	80
Gráfico 12 - TGA da amostra inicial do reator tipo BSAR	80
Gráfico 13 – TGA da amostra final do reator tipo BA.....	81
Gráfico 14 – TGA da amostra final do reator tipo BAR	81
Gráfico 15 – TGA da amostra final do reator tipo BSAR.....	82
Gráfico 16 - Teor de sólidos totais (ST).....	83
Gráfico 17 - Teor de sólidos voláteis	83
Gráfico 18 - Teor de sólidos fixos	84
Gráfico 19 - Comparativo de pH nos reatores	85
Gráfico 20 - Comportamento do pH no bag com aeração e revolvimento	86
Gráfico 21 - Comportamento do pH no bag com aeração e sem revolvimento	86
Gráfico 22 - Comportamento do pH no bag sem aeração e sem revolvimento	87
Gráfico 23 – Comparação da C.E. entre os Bags.....	88
Gráfico 24 - Condutividade no bag com aeração e revolvimento	88
Gráfico 25 - Condutividade no bag com aeração e sem revolvimento	89
Gráfico 26 - Condutividade no bag sem aeração e sem revolvimento	89

Gráfico 27 – Perdas médias de umidade nos bags com aeração e com revolvimento	96
Gráfico 28 – Perdas médias de umidade nos bags com aeração e sem revolvimento	97
Gráfico 29 – Perdas de umidade no bag sem aeração e sem revolvimento	97

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
BA	Bag com Aeração
BAR	Bag com Aeração e Revolvimento
BSAR	Bag sem aeração e sem revolvimento
Ca	Cálcio
C	Carbono
°C	Grau Celsius
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
CDRU	Combustível Derivado de Resíduos Sólidos Urbanos
CH₄	Metano
Cl	Cloro
°C/min.	Grau Celsius por minuto
C/N	Carbono/Nitrogênio
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CO₂	Dióxido de Carbono
Cr	Cromo
CTH	Centro Tecnológico de Hidráulica
Cu	Cobre
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
FLV	Frutas, Legumes e Verduras
g/m²	Grama por metro quadrado
GEE	Gases do Efeito Estufa
H	Hidrogênio
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio

Kcal	Quilocaloria
kg	Quilograma
Kg/m³	Quilograma por metro cúbico
Kj/kg	Quilojoule por quilograma
Kt	Quilotonelada
LAERSIU	Laboratório de Análises Experimentais de Resíduos Sólidos Industriais e Urbanos
L/min	litro por minuto
m	Metro
Mg	Magnésio
mm	Milímetro
Mn	Manganês
Mpa	Mega Pascal
MW	Megawatt
Na	Sódio
N	Nitrogênio
Nox	Óxidos de Nitrogênio
P	Fósforo
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Vinila
RSU	Resíduo Sólido Urbano
S	Enxofre
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
Si	Silício
SIMA	Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SO2	Dióxido de Enxofre

SP	São Paulo
SV	Sólidos Voláteis
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TGA	Análise Termogravimétrica
TMB	Tratamento Mecânico Biológico
Ti	Titânio
USP	Universidade de São Paulo
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS.....	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1	LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	20
3.2	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO	23
3.3	COMBUSTÍVEL DERIVADO DE RESÍDUO (CDR)	24
3.4	CDR E TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO (TMB)	27
3.5	LICENCIAMENTO AMBIENTAL E PLANTAS DE CDR.....	28
3.6	POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS)	29
3.7	BIOSSECAGEM	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
4.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	39
4.2	CONSTRUÇÃO DOS REATORES.....	39
4.3	SISTEMA DE AERAÇÃO	41

4.4	COLETA DOS MATERIAIS	42
4.4.1	LODO DE ESGOTO	42
4.4.2	AGENTE ESTRUTURANTE DERIVADO DA PODA E CAPINA (FOLHAS, GRAMAS E VARRIÇÃO)	44
4.4.3	AGENTE DE MISTURA – FRUTAS, LEGUMES E VERDURAS (FLV).....	46
4.5	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	46
4.6	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DA PRIMEIRA ETAPA	47
4.6.1	MODELAGEM DO SISTEMA DE INJEÇÃO DE AR.....	57
4.6.2	TEMPO DE EXPERIMENTO DA PRIMEIRA ETAPA	57
4.6.3	ACOMPANHAMENTO DA TEMPERATURA.....	58
4.6.4	FREQUÊNCIA DE COLETA DA AMOSTRA.....	59
4.7	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DA SEGUNDA ETAPA	61
4.7.1	MONTAGEM DOS REATORES DA SEGUNDA ETAPA.....	65
4.7.2	TEMPO DE EXPERIMENTO DA SEGUNDA ETAPA	69
4.7.3	FREQUÊNCIA DE COLETA DAS AMOSTRAS E REVOLVIMENTO DA SEGUNDA ETAPA.....	69
4.7.4	ACOMPANHAMENTO DA TEMPERATURA E INJEÇÃO DE AR.....	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	70
5.1	PRIMEIRA ETAPA.....	70

5.1.1	TEMPERATURA	70
5.1.2	TEORES DE UMIDADE.....	72
5.1.3	PERDAS DE UMIDADE NAS CAIXAS E BAGS DE RÁFIA	73
5.1.4	CONSIDERAÇÕES DA ETAPA PRELIMINAR	73
5.2	SEGUNDA ETAPA.....	74
5.2.1	TEMPERATURA	74
5.2.2	UMIDADE.....	77
5.2.3	ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA (TGA)	78
5.2.4	TEORES DE SÓLIDOS (TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS)	82
5.2.5	PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	84
5.2.6	ANÁLISE ELEMENTAR.....	90
5.2.7	ANÁLISE DO PODER CALORÍFICO SUPERIOR (PCS) E PODER CALORÍFICO INFERIOR (PCI).....	92
5.2.8	PERDAS DE UMIDADE.....	95
6	CONCLUSÕES.....	98
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes que chegam à uma estação de tratamento de esgoto (ETE) são oriundos do uso da água para fins domésticos, comerciais, públicos e industriais.

O lodo é gerado durante o processo de tratamento do esgoto onde ocorre a sedimentação da biomassa microbiana, e a digestão da matéria orgânica, se acumulando no fundo dos tanques nas ETES.

O lodo derivado do tratamento de esgoto sanitário possui em suas propriedades características físicas, químicas e biológicas que merecem atenção. De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004) o resíduo é considerado perigoso quando suas propriedades apresentam risco à saúde pública, pelo aumento da mortandade e incidência de doenças, e risco ao meio ambiente, quando manuseados de forma inadequada.

Segundo (Andreoli; Von Sperling; Fernandes, 2014) o lodo derivado do tratamento de esgoto doméstico, apresenta baixos teores de metais pesados, o que não implica em qualquer risco sanitário ou ambiental, porém, a presença de contaminantes químicos no lodo está diretamente ligada ao recebimento de efluente industrial e comercial na ETE, pois dependendo do estado predominante em que se encontram podem ser tóxicos. De forma geral, os principais objetivos para o tratamento do lodo são a redução do volume e a estabilização da matéria orgânica, além da eliminação de patógenos.

Em cada processo de tratamento de efluentes são gerados resíduos sólidos (material gradeado, areia, espuma e lodo) de características e composições diferentes que deverão ser submetidos a procedimentos específicos para tratamento, reutilização ou disposição.

A reutilização do lodo está condicionada a parâmetros de sua composição após passar por tratamento, estando livre de metais pesados ou em quantidades adequadas conforme preconizam os órgãos legisladores sanitários e ambientais, podendo ser utilizado na cultura agrícola florestal, uma vez que, o lodo também possui em suas propriedades nutrientes indispensáveis para plantas e solo, sendo rico em compostos como o nitrogênio (N) e o fósforo (P), cálcio (Ca), e magnésio (Mg), além de conter vários outros micronutrientes.

Sobre a disposição do lodo em aterros sanitários é sabido ser uma prática normalizada, e existem aterros para destinação exclusiva do lodo, mas o mais comum

é o lodo dividir espaço com outros tipos de resíduos sólidos urbanos (RSU). Os aterros recebendo resíduos não tratados, in natura, se decompondo de forma descontrolada contribuem massivamente com os gases do efeito estufa (GEE), além de gerarem líquidos percolados que podem ser prejudiciais ao meio ambiente.

Controles mais rígidos sobre a qualidade das descargas de águas residuais têm dado origem a maiores volumes de lodo para disposição. As principais rotas de descarte incluem reciclagem agrícola e restauração de terras ou operações de lodo para aterro, seja co-disposição em aterros municipais ou a disposição em locais específicos. O lodo deve ser adequadamente seco ou desidratado para projetar, por exemplo, o manuseio eficiente, a disposição na planta do aterro, a compactação ideal e um fator de segurança adequado contra a instabilidade do talude; O lodo desidratado é um material semelhante ao solo e, como tal, seu desempenho no aterro sanitário pode ser modelado usando a teoria da mecânica do solo e o conhecimento da secagem, resistência ao cisalhamento, e propriedades de consolidação do material compactado (O'KELLY, 2005).

A disposição de lodos em lixões é totalmente irregular, e em aterros é questionável por diversos fatores, como por exemplo, áreas limitadas para construção, a crescente geração de resíduos devido ao crescimento urbano e hábitos de consumo, o oneroso custo de transporte e logística, necessidade e custos com operação, manutenção, e inspeção sistemática durante sua utilização e após seu fechamento, uma vez que, a matéria orgânica não estabilizada continua gerando gases e lixiviados.

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2011) estabeleceu metas para redução dos resíduos úmidos sendo dispostos nos aterros sanitários. O plano prevê redução gradual até 2031, uma média de 50% para cada região (Norte, Nordeste, Sul, Sudeste e Centro-oeste).

A recuperação energética do lodo é um gargalo a ser preenchido no setor de saneamento, alguns estudos em desenvolvimento como a produção de combustível derivado de resíduo (CDR), tendo o lodo como substrato tem ganhado mais espaço nas linhas de pesquisa, mas ainda é uma tarefa desafiadora, devido ao alto teor de umidade, as dificuldades de desidratação, e o equacionamento entre viabilidade técnica e econômica, além de ser determinante uma cadeia industrial que absorva a demanda produzida.

O conceito CDR ganhou proporção na década de 80 nos países europeus, concomitantemente nas plantas de Tratamento Mecânico Biológico (TMB), a fim de

dividir o fluxo de resíduos em fração fina orgânica e fração grosseira reciclável, posteriormente, com a introdução da coleta seletiva e o desenvolvimento do setor de resíduos para energia, o método também foi apresentado na opção de tratamento de todo o fluxo de resíduos para a produção de combustível (RAGAZZI; RADA, 2012).

O tratamento da fração orgânica para produção de CDR dentro de uma estação ou mesmo paralelo ao TMB pode ser realizado através da técnica de biossecagem.

O procedimento foi inicialmente proposto como um pré-tratamento antes da disposição dos resíduos orgânicos em aterros, e compreende a biodegradação dos resíduos pela ação de micro-organismos aeróbios presentes no material com ajuda da insuflação de ar, redução da umidade, parcial estabilização dos resíduos, e produção de um composto com potencial de substituição de alguns combustíveis fósseis convencionais, como o carvão.

Para o biossecagem do lodo é necessário que haja um agente estruturante que além de fornecer fonte de nutrientes para a garantia da atividade microbiana também promova espaço entre os interstícios da biomassa para que o ar e água circulem.

O lodo é um resíduo de granulometria fina e, quando está parcialmente desidratado, apresenta aspecto pastoso, o que dificulta a difusão do ar. Por esta razão, o lodo normalmente será misturado a outro resíduo, com granulometria mais grosseira, capaz de atuar como agente estruturante na mistura, permitindo assim a criação dos espaços vazios necessários à difusão do ar. O pH do lodo de esgoto geralmente é próximo de 7 e mesmo quando misturado com bagaço de cana, resíduos de podas de árvores, cascas do processamento de algodão e outros tendem a ser promissor no processo da compostagem de resíduos. Como o lodo é um resíduo rico em nitrogênio, apresentando relação C/N entre 5 e 11, portanto, ele precisa de um resíduo complementar rico em carbono e pobre em nitrogênio (PROSAB, 2001).

Devido à grande quantidade de Carbono, Ferro, Potássio e Fósforo contido nas podas das árvores, esse resíduo são os principais elementos da compostagem. Materiais ricos em carbono fornecem matéria orgânica e energia para a compostagem e não deixarão a massa compactar, permitindo que os microrganismos respirem (SANTOS FILHO *et al.*, 2017).

Dentro de toda problemática que gera os resíduos não tratados, como o lodo, é vital o investimento em tecnologias que supram a demanda da geração.

O presente estudo se destina a explorar o processo de biossecagem para o tratamento de lodo proveniente de ETE.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o processo de biossecagem do lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto em conjunto com resíduos de poda e capina para produção de CDR.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar condições operacionais para o desenvolvimento do processo de biossecagem que garantam a redução da umidade para aproveitamento energético;
- Avaliar a viabilidade dos reatores construídos com caixas de madeira e *bags* de ráfia no processo de biossecagem;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto

De acordo com Metcalf & Eddy (2016) lodo pode ser definido como um material sólido ou semi-sólido produzido nos processos primário, secundário ou avançado de tratamentos de esgoto e que possui elevada concentração de sólidos não dissolvidos.

Conforme Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2014) lodo ou bio-sólido consiste em matéria orgânica convertida e aderida à biomassa microbiana formada nos variados tratamentos de efluentes, definido como lodo biológico ou secundário e composto basicamente de sólidos biológicos.

A origem do lodo pode variar e suas características dependem intrinsecamente do tempo entre sua geração e o seu processamento, e do tipo de tratamento que o material poderá ser submetido (Metcalf & Eddy 2016).

A denominação do lodo corresponde exatamente ao processamento recebido em suas unidades de tratamento. Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2014) classificam o lodo como primário, biológico aeróbio (não estabilizado), biológico aeróbio (estabilizado), biológico anaeróbio (estabilizado) e químico.

Os objetivos da estabilização são diminuir os riscos de putrefação, eliminar odores e concentração de patogênicos, consistindo em estabilizar a parcela biodegradável da matéria orgânica. Segundo Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2014) os principais processos podem ser divididos em estabilização biológica, química e térmica.

A estabilização biológica compreende a digestão aeróbia e anaeróbia, na estabilização química ocorre a adição de produtos químicos e na estabilização térmica o lodo passa pelo processo de adição de calor (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

Na digestão aeróbia a biodegradação ocorre na presença de oxigênio ou ar atmosférico, geralmente ocorre em ambiente aberto e não há produção de gás. O processo é mais simples que a digestão anaeróbia, e demanda consumo alto de energia devido ao processo de mistura e aeração do bio-sólido (METCALF & EDDY, 2016).

A digestão anaeróbia acontece sem oxigênio dentro de um reator aquecido e durante o processo de fermentação ocorre a produção de metano, que poderá ser utilizado para produção de calor ou energia elétrica (METCALF & EDDY, 2016).

A compostagem pode ser realizada em leiras, pilhas ou reatores com incremento de material estruturante visando possibilitar uma adequada decomposição biológica (METCALF & EDDY, 2016). Algumas vantagens incluem a produção de um produto final de qualidade e alta aceitação agrícola e baixo custo de implantação, as desvantagens estão em torno da necessidade de equipamentos para revolvimento do material e insuflação de ar, riscos de geração de odores desagradáveis, e necessidade de lodo com alta concentração de sólidos, sendo maior que 35% (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

O processo de estabilização térmica é parecido com a digestão aeróbia, porém, com uma demanda de oxigênio maior, e ocorre entre 40° e 80° graus, a temperatura é mantida dentro do reator pelo próprio calor gerado (METCALF & EDDY, 2016). Geralmente 70% da matéria orgânica é estabilizada em até 3 dias, sendo produzido um material com elevado teor de sólidos e significativa concentração de nitrogênio e ausência de patogênicos.

Segundo Metcalf & Eddy (2016) o processo químico ocorre com adição de um material alcalino, geralmente cal, para controlar o pH e promover a destruição de organismos patogênicos. Uma vantagem é que a estabilização alcalina promove uma redução significativa de patogênicos e produz um composto rico em matéria orgânica e nutrientes, porém, pode ocorrer o aumento da massa de lodo.

Os processos de estabilização geralmente reduzem os níveis de patogenicidade do lodo, porém, muitas vezes o lodo precisa receber um tratamento complementar de higienização visando atender as exigências para disposição final adequada, e não causar riscos à saúde da população.

Segundo Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2014) o contato dos microrganismos patogênicos, como os ovos de helmintos e cistos de protozoários pode ocorrer de formas direta através de manuseio do lodo, manejo do solo e vegetais e de forma indireta pelo contato com patogênicos, ingestão com contato com líquido contaminado ou o consumo de alimentos.

Existem tratamentos adequados para higienização do lodo e controle dos microrganismos patogênicos, e segundo Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2014) podem ocorrer via térmica, química, biológica e radiação.

Alguns componentes dos esgotos recebidos nas estações de tratamento podem conferir ao lodo características fertilizantes devido à elevada concentração de matéria orgânica rica em nutrientes, e não oferecem risco sanitário ou ambiental, em contrapartida, os efluentes também podem conter substâncias tóxicas. Geralmente os efluentes derivados de processos industriais estão carregados de contaminantes químicos, podendo comprometer a qualidade do lodo (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

A concentração de contaminantes químicos no lodo é que determinará seu potencial de aplicação na agricultura, onde concentrações altas de metais pesados podem ser prejudiciais, e o mesmo deverá ser destinado a outra finalidade, como por exemplo a processos térmicos de co-tratamento, incineração e geração de energia.

É necessário que se tenha controle sistemático sobre as concentrações químicas e biológicas do lodo. Através de análises laboratoriais é possível mensurar sua constituição, e parâmetros exigidos pelas legislações normatizam o uso, sendo possível determinar sua aplicabilidade.

Segundo Jordão; Pessoa (2011) o lodo pode atingir teores de umidade em torno de 96% e teor de sólidos de 4%. O grau de remoção de umidade deverá ser determinado de acordo com a destinação final. Os tipos de processo usuais são leito de secagem, lagoa de lodo, filtro prensa de placas, filtro prensa de esteiras, centrífugas, mantas geossintéticas, prensas parafuso, secagem térmica e incineração.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a água presente no lodo pode ser dividida conforme sua natureza em quatro tipos:

- Água livre: Sendo a maior fração, compondo cerca de 70% da água total. Pode ser separada dos sólidos pela força gravitacional (adensamento ou flotação).
- Água adsorvida a partículas de suspensão e coloidais. Parte pode ser separada por forças mecânicas (força de pressão) ou através de adição de floculante.
- Água ligada aos sólidos por forças capilares: Basicamente para a remoção da água capilar a força mecânica necessária é maior se comparada a água adsorvida. Juntas constituem cerca de 20% da água total.
- Água celular: Faz parte dos sólidos em suspensão, sua remoção se dá através do rompimento da parede celular, o que só pode ser conseguido através de meios biológicos ou através de mudança de estado de agregação da água (congelamento, evaporação). Essa fração é em torno de 10% da água total.

3.2 Estação de tratamento de esgoto

Segundo levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), ainda há muitos municípios no Brasil que não realizam a coleta do esgoto sanitário (Tabela 1). Isso evidencia que o esgoto acaba voltando para os corpos d'água sem nenhuma forma de tratamento e/ou contaminando o solo. Dessa forma causa poluição ambiental e contribui para o aparecimento de epidemias e endemias causadas por doenças de veiculação hídrica.

Tabela 1- Total de municípios com serviços de esgotamento sanitário e geração de lodo

Região	Municípios	Com serviço de esgotamento sanitário por rede coletora em funcionamento	Com ETES em operação	Com geração de lodo no processo de tratamento
Brasil	5570	3206	2013	1707
Norte	450	62	43	37
Nordeste	1794	879	450	382
Sudeste	1668	1600	1003	813
Sul	1191	487	349	321
Centro-oeste	467	178	168	154

Fonte: Adaptado de IBGE (2017)

Derivadas do tratamento do esgoto são obtidas a parte líquida e a sólida. A parte líquida poderia retornar aos corpos d'água ou mesmo já ser destinada a reuso. A parte sólida denominada lodo de esgoto, composta por água e material sólido é rica em componentes orgânicos e nutrientes, porém, na maioria dos municípios Brasileiros o lodo é depositado em aterro sanitário, terreno baldio, lixão ou aterro controlado, conforme evidencia a Tabela 2.

Tabela 2 - Destino final do lodo derivado do tratamento do esgoto por região

Destino final do lodo (tratado ou não)									
Região	Rio	Mar	Lago ou lagoa	Terreno baldio, lixão ou aterro controlado	Aterro sanitário	Incinerção	Agricultura	Construção civil	Outro
Brasil	74	2	76	290	779	8	215	1	400
Norte	4	-	2	6	13	-	2	-	12
Nordeste	18	1	27	109	109	5	31	1	125
Sudeste	29	1	16	117	474	2	30	-	188
Sul	7	-	11	17	122	1	147	-	54
Centro-oeste	16	-	20	41	61	-	5	-	21

Fonte: Adaptado de IBGE (2017)

A produção de lodo nas estações de tratamento é um grande problema para as concessionárias de saneamento, para a população e meio ambiente, uma vez que esse produto precisa de tratamento e destinação adequada. Conforme evidencia a tabela 2, o número de municípios que o utilizam na agricultura ou construção civil é muito pequeno se comparado com o número que descartam em aterro.

Conforme Pedroza *et al.* (2010) estima-se que a produção de lodo no Brasil esteja em torno de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca ao ano. Segundo Sperling (2001) o processamento e a disposição final do lodo podem representar até 60% do custo operacional de uma ETE.

Andreoli *et al.* (2006) afirmam que a produção e a disposição final do lodo sejam um dos maiores desafios relacionados ao tratamento de esgoto, pois embora surgem novas tecnologias que venham a diminuir a produção do lodo, a tendência é o surgimento de novas ETES e conseqüentemente o aumento da produção.

Dessa forma é de suma importância buscar caminhos que promova a recuperação desse material.

3.3 Combustível Derivado de Resíduo (CDR)

A Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente através da Resolução SIMA Nº 47 de 06 de agosto de 2020 estabelece diretrizes e condições para o licenciamento de unidades de preparo de Combustível Derivado de Resíduos Sólidos – CDR e da atividade recuperação de energia proveniente do uso de CDR, e através do seu artigo 3º, inciso 5 define:

Combustível derivado de resíduos sólidos - CDR: Combustível alternativo preparado a partir de resíduos sólidos, conforme os requisitos estabelecidos nesta Resolução, comercializável em substituição a combustíveis convencionais, para ser utilizado em fornos e caldeiras industriais ou em unidades de tratamento térmico de resíduos, de maneira a não causar perdas de eficiência de processos produtivos nem prejuízo à qualidade de produtos, sem causar impactos ambientais adicionais ao ar, à água e ao solo, em comparação aos impactos gerados pelo uso exclusivo de combustíveis convencionais.

A Lista Brasileira de Resíduos Sólidos destaca CDR na Instrução Normativa Nº 13/2012 do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), através do código 19.12.10, bem como, todos os resíduos que podem ter potencial para serem utilizados na produção de CDR estão contidos na lista. Em suma o CDR pode ser produzido a partir de resíduos sólidos urbanos, do comércio, indústria, construção civil, serviços e do pós-consumo (adquiridos e utilizados pelo consumidor final), incluindo os resíduos gerados em estações de tratamento de água e esgoto.

O CDR é um combustível que tem como matéria prima resíduos oriundos de processos produtivos, de materiais derivados da fração reciclável seca proveniente da trituração de materiais sem possibilidade de fazer parte da cadeia de reciclagem ou materiais originários da fração orgânica putrescível dos rejeitos.

A fração orgânica úmida, estabilizada por processo biológico, aeróbio ou anaeróbio, poderá ser utilizada como CDR, desde que atenda às características estabelecidas no art. 16 Resolução SIMA 47/2020.

O CDR deve possuir em suas propriedades de poder calorífico igual ou superior ao combustível convencional, potencial energético, e pouca ou ausência de umidade, dessa forma sua utilização vem a ser conveniente em setores industriais (Mendes, 2014).

A Resolução SIMA Nº 47 de 06 de agosto de 2020 preconiza que as unidades de preparo do CDR devem alcançar requisitos tais como de Poder Calorífico Inferior (PCI), homogeneidade, granulometria, teor de umidade e estabilidade, visando objetivos ambientais e os definidos entre fornecedor e consumidor.

O uso do CDR tem como objetivo reduzir a quantidade de resíduos depositados em aterros e ser um suplemento aos combustíveis fósseis convencionais (Tambone,2011).

A Resolução SIMA Nº 47 de 06 de agosto de 2020 considera uma forma de destinação de resíduos adequada de prioridade inferior a reciclagem e superior ao tratamento.

A Instrução Normativa do IBAMA 01/2013 voga que o CDR deve ser provido de resíduos não perigosos, possuir alto valor energético, e não serem passíveis de serem viabilizados em processo de reciclagem como matéria-prima e sua utilização como combustível não pode ocorrer por vias de incineração direta, e ser viabilizada por outros meios de geração de energia, como por exemplo em coprocessamento em fornos de cimento.

Segundo a IN 01/2013 a tecnologia de coprocessamento é uma operação de reciclagem, e dessa forma agrega valor a Políticas de Meio Ambiente das empresas.

A Resolução CONAMA Nº 499 de 06 de outubro de 2020 no seu artigo 4º, inciso 2 e 3, respectivamente define:

Combustível alternativo: combustível produzido a partir de resíduos de diversas origens, com a finalidade de substituição de combustíveis fósseis.

Coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer: destinação final ambientalmente adequada que envolve o processamento de resíduos sólidos como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento.

A Associação Brasileira de Cimento Portland indústria do cimento publicou o documento Panorama do Coprocessamento (2020), onde lista com uma variedade de resíduos com potencial de substituição para combustíveis fósseis convencionais, como o carvão, e matérias primas a serem utilizadas.

Segundo o Panorama do Coprocessamento (2020), os resíduos que se enquadram como matérias primas são a lama com alumina (alumínio), lamas siderúrgicas (ferro), areia de fundição (sílica), terras de filtragem (sílica), refratários usados (alumínio), resíduos da fabricação de vidros (flúor), gesso, cinzas e escórias,

resíduos da perfuração de poços de petróleo, solos contaminados de postos de combustíveis. E como combustíveis estão os solventes, resíduos oleosos e têxteis, óleos usados (de carro e fábrica), pneus usados e resíduos de picagem de veículos, graxas, lamas de processos químicos e destilação, resíduos de empacotamento e de borracha, resíduos plásticos de serragem e papel, lama de esgoto, ossos de animais e grãos vencidos, resíduos de agronegócio e combustíveis derivados de resíduos urbanos.

A Resolução Secretaria de Meio Ambiente, de 31 de maio de 2017, artigo 2º, inciso III, define:

CDRU: Combustível Derivado de Resíduos Sólidos Urbanos, preparado a partir de resíduos sólidos urbanos, com ou sem incorporação de resíduos sólidos industriais não perigosos, para ser utilizado na recuperação energética em coprocessamento em fornos de clínquer, atendendo aos requisitos do artigo 6º desta Resolução.

3.4 CDR e Tratamento Mecânico Biológico (TMB)

Originalmente o conceito de Tratamento Mecânico Biológico (TMB) foi desenvolvido na década de 80 na Europa a fim de dividir o fluxo de resíduos em fração fina orgânica e fração grosseira reciclável, posteriormente, com a introdução da coleta seletiva e o desenvolvimento do setor de resíduos para recuperação energética, as plantas de TMB passaram a tratar todo o fluxo de resíduos (Ragazzi; Rada, 2012).

O TMB é um processo de gerenciamento e tratamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU), constituído de processos mecânicos de triagem, onde ocorre a separação de materiais recicláveis rejeitos, além do tratamento da fração orgânica garantindo sua parcial ou total estabilização através dos tratamentos de digestão anaeróbia, que tem como objetivo a decomposição dos materiais visando produção de biogás a ser utilizado para gerar eletricidade e calor, a compostagem, objetivando a total estabilização dos resíduos, sendo produzido um composto rico em nutrientes que poderá ser usado para fins agrícolas e a biossecagem que tem por objetivo a remoção da umidade no menor espaço de tempo, produzindo um composto parcialmente bioestabilizado, preservando seu poder calorífico.

Segundo Piedade e Aguiar¹ (2010, *apud* Mendes, 2014)¹ o método TMB assume-se como uma solução potencial para a concretização dos objetivos nacionais e comunitários de gestão de resíduos, em particular no que diz respeito ao incremento das taxas de reciclagem por valorização multi-material, ao aumento da valorização orgânica, potenciando a sua utilização como combustíveis alternativos, suscetíveis de diminuir o recurso a combustíveis fósseis.

As plantas de TMB podem ou não incluírem a produção de CDR, mas basicamente fazem a separação de materiais derivados de resíduos sólidos urbanos.

A resolução SIMA 47/2020 define esse sistema de seguinte forma:

Tratamento mecânico/biológico - TMB: sistema de tratamento de resíduos sólidos que combina processos de triagem com processos biológicos (aeróbios ou anaeróbios), projetado para processar diversos tipos de resíduos, incluindo os resíduos urbanos, comerciais e industriais, com objeto de possibilitar a recuperação de materiais, o aproveitamento energético de resíduos e a estabilização da fração orgânica úmida, em processos aeróbios ou anaeróbios, com a produção de composto, de CDR e/ou de biogás.

O tratamento da fração orgânica para produção de CDR dentro de uma estação ou mesmo paralelo ao TMB é denominado biossecagem. A matéria orgânica devido a sua elevada umidade apresenta baixo poder calorífico e consequentemente baixo potencial de combustão, porém, a biossecagem é uma alternativa de tratamento viável para promover a valorização energética desse material.

3.5 Licenciamento ambiental e plantas de CDR

Segundo o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA – Resolução 237 de 19 de dezembro de 1997, que todo empreendimento que promove o tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) são passíveis ao licenciamento ambiental. E todo órgão competente deve estar integrado ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) sendo a entidade competente responsável pela proteção

¹ Piedade, M.; Aguiar, P. (2010). *Opções de Gestão de Resíduos Urbanos. Série Guias Técnicos n.º 15*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

e qualidade ambiental. O licenciamento pode ser de competência da esfera nacional, estadual ou municipal, dependendo da localização onde será implantado o empreendimento e a abrangência/impacto decorrentes da atividade.

De forma geral o licenciamento compete aos órgãos estaduais, mas pode ter esfera nacional se envolver pelo menos 2 estados, estar em áreas que ultrapassam o território nacional, como por exemplo mar territorial nas plataformas de petróleo e gás.

Para os municípios a Lei Complementar 140/2011 dá suporte para os municípios realizar o licenciamento de empreendimentos com impacto local e/ou que afetem as Unidades de Conservação do Município.

É de suma importância entender como os órgãos licenciadores competentes legislam sobre as plantas de tratamento do lodo de esgoto para produção de CDR.

3.6 Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) designa no que tange a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos que a seguinte ordem de prioridade a ser observada é a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final dos rejeitos de forma ambientalmente adequada, e também incentiva o reaproveitamento dos resíduos sólidos incluindo a recuperação e o aproveitamento energético através do desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltadas para melhorar os processos produtivos.

A Lei 12.305/10 define resíduos sólidos e rejeitos como sendo:

Resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível;

Rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos

tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada;

A Instrução Normativa IBAMA Nº 13 de 18/02/2012 que voga em consonância com a PNRS, publicou a lista brasileira de resíduos sólidos e enquadra o lodo derivado de estação de tratamento local de efluente como resíduo sólido.

Diante dessa constatação pode-se assumir que todo lodo gerado em estação de tratamento de efluentes antes de ser descartado como rejeito deve-se ter suas possibilidades de tratamento e recuperação atendidas para dessa forma estar em consonância com a PNRS.

3.7 Biossecagem

Segundo Bilgin e Tulun (2015) biossecagem é uma variação da decomposição aeróbia derivada do tratamento mecânico biológico de substâncias orgânicas para secar e estabilizar parcialmente resíduos, promove a redução do volume, do peso e o aparecimento de um produto final parcialmente estável.

Para Huiliñir e Villegas (2015) a biossecagem ou secagem biológica é um método de pré-tratamento que tem como objetivo produzir um material para combustão.

Liang *et al.* (2015) descreve que o processo de biossecagem acontece quando ocorre a decomposição da matéria orgânica na matriz do lodo durante a fermentação e através do calor gerado combinado com a ventilação forçada misturados a outros processos é possível a rápida remoção de água. Também descreve a tecnologia como sendo de baixo investimento, baixo consumo de energia, baixos custos de operação e processo operacional estável, além de produzir um material de utilização flexível.

Os estudos de Sadaka (2011) relata que o efeito de secagem é conseguido devido à atividade microbiana e aeração forçada e na medida que os micro-organismos se alimentam dos nutrientes o calor é produzido como parte das atividades metabólicas, este calor assistido pelo ar é usado para evaporar o excesso de umidade.

Para Hao, Yang e Jahng (2018) a biossecagem é um método benéfico, pois não somente promove economia de energia para remoção da água, sendo assim

essencial para produção de CDR, mas também ressalta que a combustão desse tipo derivado da biossecagem é menos poluente comparando-se com resíduo gerado a partir do lodo de esgoto seco termicamente, pois emite menos gases poluentes como por exemplo, o Monóxido de Carbono (CO).

Segundo Winkler *et al.* (2013) a biossecagem tem o potencial de reduzir o peso do lodo em até 73%, dessa forma contribuindo significativamente com custos associados ao transporte, além do produto final apresentar um alto valor calórico, portanto sendo uma boa alternativa para substituição de combustíveis como o carvão.

Para Tom, Haridas e Pawels (2016) a tecnologia parece promissora especialmente no caso de nações em desenvolvimento, onde o teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos típicos é a principal questão enfrentada, e a biossecagem propicia que os resíduos sólidos carregados de umidade sejam secos e seu valor energético aumentado. Os autores abordam que a biossecagem é um processo auto-térmico, onde as taxas de secagem são aumentadas devido ao calor biológico produzido durante a decomposição da matéria orgânica, e a grande vantagem do tratamento é a diminuição da massa de resíduo, a redução de emissões gasosas como o metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) em caso de resíduos que depois do tratamento seguem para o aterro, mas o produto derivado da biossecagem também pode ter uso no setor industrial como um CDR.

O processo de biossecagem foi proposto na década de 90 como um pré-tratamento antes da disposição dos resíduos orgânicos em aterros, mas rapidamente tornou-se uma opção possível para produção de CDR (RAGAZZI; RADA; ANTOLINI, 2011). Já Velis *et al.* (2009) relata que o termo foi biossecagem até onde se sabe foi mencionado por Jewel *et al.* (1984) em estudo onde levantou-se parâmetros operacionais para secagem de esterco.

A disseminação do sistema de secagem biológica pode fornecer alguns benefícios ambientais e econômicos, tais como: reduzir substancialmente a quantidade de resíduos encaminhados para aterros sanitários, aumentar significativamente a quantidade de resíduos reciclados por captura, oferecer uma alternativa à incineração em massa, recuperação de energia a partir de resíduos produzindo um CDR que possa ser utilizado (BILGIN; TULUN, 2015).

Embora haja muito em comum entre a biossecagem e a compostagem, a diferença essencial é a meta do processo.

Para Sadaka (2011) a compostagem visa a decomposição completa da biomassa, remoção de odores e eliminação dos agentes patogênicos, a duração da compostagem pode ser de vários meses, a biossecagem por outro lado, objetiva a remoção de umidade no menor tempo possível, a duração do processo varia de acordo com o tipo de material residual e a configuração do sistema, mas normalmente deve durar entre duas e três semanas.

Segundo Lucatti *et al.* (2017) a biossecagem vem a ser um processo de compostagem parcial do lodo, onde o controle é feito pela aeração, material estruturante e revolvimento. Coloca que os fatores que pode influenciar o processo é o tipo e característica do lodo, teor de umidade inicial, a vazão de ar de entrada e a proporção de mistura de material estruturante, além do seu tipo e característica, sendo a mistura do lodo com material estruturante necessária, pois favorece a circulação do ar injetado que garantirá oxigênio para os micro-organismos aeróbios, que por sua vez irão decompor a matéria orgânica, gerando calor e evaporação da água.

Velis *et al.* (2009) coloca que a biossecagem é diferente da compostagem na tentativa de secar e preservar a maior parte do conteúdo de biomassa da matriz de resíduos, em vez de estabilizá-la totalmente. No reator de biossecagem a energia térmica liberada durante a decomposição aeróbia da matéria orgânica prontamente degradável é combinada com o excesso de aeração para secar os resíduos, onde os reatores possuem um sistema arquitetado combinando processos bioquímicos e físicos. O projeto do reator basicamente um recipiente acoplado a um sistema de aeração e durante o processo o lado bioquímico, a biodegradação aeróbia de produtos orgânicos prontamente decomponíveis da matéria ocorre, no lado físico, a remoção de umidade por convecção é obtida por meio de aeração excessiva e controlada.

Os parâmetros que controlam os processos de biossecagem incluem o tipo de resíduo, tipo de micro-organismos, temperatura da biomassa, teor de água, aeração e a presença de um agente estruturante (BILGIN; TULUN, 2015).

Segundo Almeida *et al.* (2019), a biossecagem do lodo pode sofrer influências de alguns fatores, como taxa de aeração, tipo e característica do lodo, umidade inicial, materiais estruturantes, tipos e características de agentes auxiliares estruturantes, além de revolvimento e homogeneização.

Para Rada, Ragazzi e Badea (2012) o objetivo deste processo é explorar as reações bioquímicas exotérmicas para a evaporação da maior parte da umidade inicial dos resíduos tratados, com o menor consumo de sólidos voláteis (SV). O material

obtido pode ser facilmente convertido em CDR. A água presente, ou que é formada pela reação de hidrogênio (dos compostos orgânicos oxidados) com oxigênio, é removida na biossecagem graças ao processo exotérmico aeróbio. A temperatura do ar de saída é muito maior do que a do ar de entrada e, desta forma, uma quantidade máxima de água é removida. As condições de inverno são menos favoráveis do que o verão, permitindo a remoção de água dos resíduos atravessados por um fluxo de ar.

Segundo Huiliñir e Villegas (2015) o principal mecanismo que influencia na remoção de água é o fator aeração, onde a taxa de fluxo de ar pode ser manipulada para controle e promoção da temperatura, incidindo diretamente na atividade de micro-organismos, e que a correlação da taxa de umidade inicial e aeração é o fator determinante para o sucesso do processo, pois afeta a temperatura de saída de ar e remoção de água.

O resíduo orgânico é formado em maior parte por água e para disposição final esse vem a ser um problema pois além de terem um processo de decomposição muito rápido, geram lixiviados e odores desagradáveis.

Os estudos de Bilgin e Tulun (2015) considerou a biossecagem como uma alternativa viável para reduzir volume e peso dos resíduos orgânicos municipais e afirmam que a remoção do teor de umidade ocorre em duas etapas principais, na primeira as moléculas de água evaporam passando do estado líquido para o gasoso, da superfície dos resíduos para o ar circulante, e a segunda etapa ocorre quando a água evaporada é transportada através do fluxo de ar pelos gases de exaustão. Também definem que essa sistemática pode ser influenciada e melhorada através da aeração e rotação da matriz de resíduos.

A aeração do resíduo fornece um meio de fluxo de massa e energia, permitindo a remoção do conteúdo de água, a redistribuição da transferência de calor, removendo o calor excessivo e, ajustando a temperatura da matriz; e o oxigênio de entrada para atender a demanda estequiométrica para decomposição aeróbia (VELIS *et al.*, 2009)

Bilgin e Tulun (2015) avaliaram e compararam a redução de volume e peso de acordo com a taxa de fluxo de ar temperatura obtidas nos reatores tendo como substrato RSU, como material orgânico, papel etc. Nesse estudo as taxas de fluxo de ar, temperatura ambiente, velocidade de rotação do reator se mantiveram estáveis, somente a temperatura atingiram estágios diferentes, através de controle por uma manta de água que envolvia o reator. Após 13 dias de biossecagem com temperaturas de 30° C, 40° C e 50° C, a redução de peso foi de 37%, 36,6% e 49,16%,

respectivamente. As taxas de remoção de água nessas mesmas faixas de temperaturas foram de 12,82%, 31,76% e 32,65. Nesse estudo os autores consideraram que 50° C como sendo a temperatura ideal para o processo de biossecagem, pois maiores temperaturas poderiam comprometer a atividade dos micro-organismos. Sendo assim, no calor gerado devido à biorreação obteve-se uma diminuição de volume de cerca de 32% e uma redução de peso de cerca de 50% na massa original de resíduos biológicos. Os resultados obtidos mostraram que os resíduos do processo apresentam maior poder calorífico e após o processo de biossecagem, 4680 quilocalorias (kcal) de energia térmica podem ser obtidas a partir de um quilo de resíduo.

Segundo Bilgin e Tulun (2015) o gerenciamento do processo de biossecagem baseia-se na regulação do fluxo de ar para manter a temperatura inferior a 60°C, porém, vários intervalos de temperatura máximas foram relatados na literatura, nomeadamente 50°C a 70°C, e sabe-se que a faixa de temperatura típica no processo de biossecagem é de 15°C a 55°C. Para Rada, Ragazzi e Badea (2012) o gerenciamento do processo baseia-se na regulação do fluxo de ar para manter a temperatura inferior a 60°C.

Segundo Cai *et al.* (2012) o processo de biossecagem pode ser dividido em quatro partes, sendo a primeira fase mesofílica na qual ocorre o aumento da temperatura, fase termofílica quando a temperatura alcança valores maiores que 50°C, segunda fase termofílica na qual a temperatura aumenta novamente acima de 50°C após o revolvimento, e fase de resfriamento, onde a temperatura começa a decrescer até retomar a temperatura ambiente.

De acordo com Teixeira Pinto (2001) a atividade microbiana na compostagem se divide em 3 fases:

- Fase inicial mesófila: ocorre um ligeiro crescimento dos organismos mesófilos e gradativo aumento da temperatura;
- Fase termófila: conforme a temperatura aumenta os micro-organismos mesófilos diminuem, dando lugar a bactérias e fungos termófilos de extrema atividade e capacidade de reprodução;
- Fase final mesófila: a temperatura diminui com o esgotamento do substrato orgânico, ocorrendo a diminuição das termófilas.

De acordo com PLANSAB (2001), micro-organismos são classificados de acordo com suas temperaturas ótimas, em psicrófilos (0 a 20°C), mesófilos (15 a 43°C) e termófilos (40 a 85°C).

Yuan *et al.* (2017) estudou os efeitos que a adição de agente estruturante pode provocar na bioestabilização dos resíduos orgânicos municipais, e para a condição estudada o acréscimo de agente estruturante no processo de biossecagem pode-se levar a uma produção menor de lixiviado, maiores taxas de remoção de umidade e menor consumo de sólidos voláteis, analisando e comparando-se 3 tipos de tratamentos, 1 considerando adição de agente estruturante como cascas de milho, o 2º utilizando turfa de madeira e o 3º sem adição de agente. Cada ensaio foi composto de 90% de RSU, com 63,46% de resíduos de cozinha, 23,93 de papel, 5,03 de plásticos, e 7,58 outros materiais. Um ensaio continha 100% de RSU, os outros 2 continham 10% de cascas de milho ou turfa de madeira.

Para todos os tratamentos, cerca de 7% a 27% da água evaporada foi perdida na fase inicial, entre os dias 0 e 6, 50% a 68% da água evaporada foi perdida na fase termófila, entre os dias 7 e 15 e o restante 14% a 37% foi perdido durante os dias 16 e 21. Nesse processo nenhum lixiviado foi produzido pelos tratamentos que receberam agente estruturante, enquanto o tratamento sem agente estruturante produziu lixiviado, sendo 80% nos primeiros 6 dias. O conteúdo final de umidade para o ensaio sem agente estruturante, o de cascas de milho e o de turfa de madeira foi de 64,57%, 39,38% e 48,18%, respectivamente (YUAN *et al.*, 2017)

O agente estruturante geralmente adicionado para garantir uma porosidade adequada, contribui para a quantidade de SV com materiais lentamente biodegradáveis. (RADA; RAGAZZI; BADEA, 2012)

Segundo Tom, Haridas e Pawels (2016) a produção de lixiviados no tratamento dos RSU com elevado teor de umidade foi completamente eliminada, sendo possível o aumento do valor energético dos resíduos mistos. Nesse estudo os pesquisadores utilizaram um reator onde as dimensões consistiam em uma câmara de acrílico de 60 cm de diâmetro e 200 cm de altura envolvido por outra câmara de isolamento para evitar perdas de calor, a taxa de fluxo de ar e temperatura foram sistematicamente controladas. O fluxo de ar se manteve constante em 40 litros por minuto e o acompanhamento da temperatura de trabalho foi realizada em variadas alturas ao longo do corpo de reator e assumiu-se que o auto aquecimento dentro da matriz do reator estava a uma taxa uniforme e, por conseguinte, o desenvolvimento da

temperatura no interior da totalidade da alimentação do reator é assumido estar na gama de 50-60°C. A proporção da mistura continha 70% de componentes orgânicos, 12% de papel e cartão, 9% de plásticos e 9% de matérias têxteis, totalizando um volume de 565 cm³ de resíduos.

Em termos de impacto de odor durante o processo foram relacionadas três tecnologias: biofiltro no nível do solo, biofiltro no telhado da planta, e oxidação térmica regenerativa com liberação em uma pilha. Os resultados obtidos a partir de um estudo de caso demonstraram que a escolha do projeto pode ter consequências significativas na aceitabilidade da planta. É necessário conhecer a orografia da área, os dados meteorológicos que caracterizam a camada limite atmosférica e a quantidade de resíduos a ser tratada, a fim de estimar o fluxo de odor (RADA; RAGAZZI; BADEA, 2012).

Os processos podem ser conduzidos utilizando variados tipos de reatores, como em reatores mecanizados (BILGIN; TULUN, 2015), leiras ou pilhas em ambientes fechados para Rada, Ragazzi (2012), ou túneis (WINKLER, 2013).

Para Velis *et al.* (2009) os recipientes podem ser fechados, corredores de túneis abertos ou tambores rotativos.

Adani *et al.* (2001) utilizou um recipiente cilíndrico de PVC como estrutura do reator, as paredes de 57 mm de espessura do contêiner foram preenchidas com espuma de poliuretano para fornecer isolamento térmico. Zhang *et al.* (2008) também utilizou PVC e a parede exterior da coluna foi enrolada com algodão de 100 mm de espessura para isolamento térmico.

Yang *et al.* (2013) no seu estudo utilizou caixa de isopor com espessura de parede de 13 mm circundada por uma camada de algodão de 70 mm para evitar perdas de calor.

Os reatores também podem ter sistema de revolvimento mecanizado ou manual se necessário, serem construídos em materiais plásticos, acrílicos, madeiras ou metálicos, serem fechados (herméticos ou semi-herméticos).

A Figura 1 representa um reator mecanizado contendo pás rotativas e compressor mantenedor de fluxo de ar.

Figura 1 – Esquema de Reator mecanizado contendo pás rotativas e compressor mantenedor de fluxo de ar

Fonte:(BILGIN, TULUN, 2015)

Em cada estudo levantado verifica-se uma variedade de formas de preservar ou controlar as perdas de calor gerado no processo de ativação dos micro-organismos. Segundo Zawadzka, Krzystek e Ledakowicz (2010), Huiliñir e Villegas (2015) e Bilgin e Tulun (2015) usaram espuma de poliuretano nas paredes dos reatores para evitar as perdas de calor. Yuan *et al.* (2017) utilizou 2 camadas de aço inoxidável. No estudo de Tom, Pawels e Haridas (2016) todo o reator foi envolvido por uma câmara de isolamento feita de aço revestido de fibra, o que minimiza as perdas de calor através das paredes laterais do reator.

O estudo de Winkler *et al.* (2013) foi realizado em uma planta de biossecagem que trata 150 quilotonelada (kt) de lodo desidratado por ano. A pesquisa relata que a remoção do peso total úmido que chegou a 73% e remoção de odor em 80%, tratando o resíduo em condições termofílicas (65 a 75°C). Durante o processo a instalação utilizou aproximadamente 0,5 Megawatt (MW) de eletricidade e recuperou 9,3 MW de calor produzido biologicamente sendo posteriormente utilizado para aquecimento em edificações. O amoníaco produzido foi recuperado e vendido como substituto para fertilizantes, foi recuperado do ar ventilado em um depurador de gás ácido como

solução de sulfato de amônio 40% (p / p) (7,3 kt / ano). O produto final com valor calórico de 7700-10,400 quilojoules/quilograma (kJ/kg), permitiu-se que o material fosse para combustão na geração de energia.

No levantamento de Winkler *et al.* (2013) a operação de secagem durou 24 dias, foi utilizado lodo desaguado misturado com fração de lodo pré-seco e tendo como agente estruturante lascas de madeira, a material foi distribuído em 25 túneis contendo 1900 m³ de mistura. É relatado que os túneis foram selados, mas não foi identificado como seria esse processo. Houve controle sistemático da temperatura e aeração na operação. Devido à diferença de temperatura entre o calor recebido e o calor produzido microbiano, a água evaporará relatam os autores. Em comparação com outros métodos de secagem, como a secagem térmica, a biossecagem do lodo requer menos consumo elétrico e preserva mais potencial de energia no produto final.

Para o descarte final e reaproveitamento de resíduos orgânicos, a redução do teor de umidade é essencial, pois a água contida no resíduo orgânico gera lixiviado, diminui o teor de energia e, indiretamente, causa problemas de odor. Na biossecagem a temperatura da matriz pode chegar entre 65 a 75 °C, que é alta o suficiente para quebrar as células e acelerar a vaporização da água sem o consumo de energia externa, portanto, a biossecagem pode atender ao propósito de retirar a água e aumentar o teor de sólidos secos de forma que o lodo possa ser disposto economicamente em caldeiras para geração de vapor e energia (YANG *et al.*, 2013).

Zhang *et al.* (2018) investigou o desempenho da biossecagem de lodo de esgoto misturado resíduos orgânicos sólidos municipais (vegetais, cascas de alimentos, carnes, cascas de ovos) em diferentes proporções, tendo como agente estruturante espiga de milho, onde foram avaliadas a perda de água e a degradação orgânica. O estudo relata que dos 7 processos de mistura em proporção de lodo e resíduo orgânico o de maior eficiência evaporativa teve o custo de consumir mais matéria orgânica, e que nesse tipo de estudo com proporções iguais de lodo e resíduo orgânico obteve-se maior eficiência no processo de biossecagem.

Deve-se lembrar que o que caracteriza a biossecagem é sua capacidade de remoção de água e menor consumo de sólidos voláteis.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Considerações iniciais

O experimento foi desenvolvido em duas etapas, no qual a primeira teve como propósito testar o comportamento e a eficiência dos materiais escolhidos para serem utilizados como reatores. Levou-se em consideração serem materiais de baixo custo e buscou-se também a utilização de um processo de automação simples que necessitasse de poucos recursos.

Na primeira etapa testou-se as condições operacionais para a biossecagem proveniente da mistura do lodo de esgoto com resíduos derivados de poda e de capina (folhas, gramas e varrição), sendo que estes últimos serviram de materiais estruturantes. Também foi realizada a comparação de dois tipos de reatores, as caixas de madeira e os *bags* de rafia (simulando um *bag* geossintético). Todos os reatores tiveram aeração nesta etapa.

Na segunda etapa utilizou-se os *bags* de rafia como reatores, mas diferenciando a forma de operação para comparar os resultados de reatores com aeração e revolvimento, reatores apenas com aeração, e um reator sem nenhuma interferência. Além do lodo de esgoto e dos resíduos de poda e capina, adicionou-se resíduos de frutas, legumes e verduras (FLV).

4.2 Construção dos reatores

Foram construídos manualmente reatores utilizando-se madeira compensada de 10mm de espessura e sacos de rafia costurados com linha de pesca visando simular um *bag* geossintético.

As medidas das caixas eram de 0,5 m de extensão, 0,2 m de largura e 0,35 m de altura (Figura 2) e *bags* com 0,86 m de perímetro (Figura 3), sendo aproximadamente quadrados quando vazios.

Os *bags* foram acomodados em bandejas de madeira (Figura 4) para facilitar o manuseio durante as pesagens e coletas de amostras.

As caixas foram revestidas com um plástico internamente para que a evaporação ocorresse pela superfície. Os *bags* foram colocados sobre bandejas baixas envoltas também com plástico, assim a área de evaporação aumentava bastante pois o saco de rafia é permeável.

Figura 2 – Reator de caixa de madeira compensada

Fonte: Autora (2018)

Figura 3 – Reator *bag* de ráfia

Fonte: Autora (2018)

Figura 4 – Bandeja para acomodar o *bag*

Fonte: Autora (2018)

4.3 Sistema de aeração

Em cada reator utilizou-se um tubo de Policloreto de Vinila (PVC) medindo 0,45 m de extensão e 25 mm de diâmetro que foram perfurados em todo o comprimento com broca de aço de 2,5 mm e espaçamento de 25 mm entre furos (Figura 5). As extremidades dos tubos foram fechadas com uma conexão para capeamento em PVC branco. Posteriormente, o tubo foi envelopado com um geossintético não tecido (100% poliéster, 100 g/m²) para não entupir os furos e garantir a passagem do ar (Figura 6).

Em uma extremidade do tubo foi acoplada mangueira de PVC flexível de 3mm visando promoção da ingestão de ar. O compressor para ingestão de ar utilizado é do tipo para aquário, com dimensões (130 x 72 x 79 mm), vazão de ar 25 l/min., potência de 16 W, pressão de 0,02 Mpa, peso 0,8 kg. Para monitoramento da ingestão de ar um rotâmetro com escala de 0 a 15 L/min. foi instalado logo após a saída da bomba (Figura 7).

Figura 5 – Tubo de PVC perfurado

Fonte: Autora (2018)

Figura 6 – Tubo de PVC envelopado

Fonte: Autora (2018)

Figura 7 – Compressor de injeção de ar, rotômetro e mangueiras de distribuição de ar

Fonte: Autora (2018)

4.4 Coleta dos materiais

4.4.1 Lodo de Esgoto

O lodo utilizado foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE – Central, localizada na região do Parque dos Sinos, em Jacareí – SP. A ETE pertence ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), e possui uma área total de 38 mil m², sendo operada e gerenciada pela empresa Aquarum - Saneamento Ambiental (Figura 8)

Figura 8 – Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Central)

Fonte: GOOGLE EARTH (2019)

O esgoto da ETE – Central é de característica residencial, não tem efluente industrial e tem infiltração de água de chuva que varia ao longo do ano.

O tratamento da estação é baseado em associação de dois processos biológicos distintos e complementares. É previsto um estágio primário baseado da depuração biológica por via anaeróbia através do emprego de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente, complementado por um estágio secundário aeróbio através de um sistema de Lodos Ativados. Sistemas periféricos complementam o sistema de tratamento, destacando-se a remoção de sólidos grosseiros, o sistema de acondicionamento e desaguamento do lodo que tem a função de remover parte da água contida no lodo biológico em excesso que deve ser descartado periodicamente dos reatores anaeróbios, bem como o sistema de desinfecção do efluente tratado que tem a função de remover os microrganismos patogênicos remanescentes dos estágios de tratamento anaeróbio e aeróbio (CONSÓRCIO COBRAPE – GERENTEC - SAAE – SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO, 2005)

O lodo coletado é resultante do sistema de lodos ativados derivado do excesso de lodo não recirculado com aproximadamente 20% de sólidos suspensos voláteis (SSV), sendo desaguado no local por centrifugação devendo apresentar teor de sólidos de pelo menos 20% com $\rho \cong 1.100 \text{ Kg/m}^3$.

A coleta foi realizada após a centrifugação diretamente das caçambas, sendo armazenado em baldes para o transporte e onde permaneceu no laboratório até o início do experimento (Figura 9 e Figura 10).

Figura 9 – Lodo sendo coletado

Fonte: Autora (2018)

Figura 10 – Armazenamento do lodo em baldes para transporte

Fonte: Autora (2018)

4.4.2 Agente estruturante derivado da poda e capina (folhas, gramas e varrição)

Os resíduos de poda e capina (folha, grama e varrição) foram coletados na Cidade Universitária da USP, resultantes dos serviços de manutenção das áreas verdes realizados regularmente no Campus.

Após a coleta manual os três tipos de resíduos foram acondicionados em sacos de rafia separadamente, e posteriormente, armazenados no laboratório LAERSIU, conforme ilustrado na Figura 11 que apresenta o resíduos de folhas, a

Figura 12 que apresenta os resíduos de gramas, a Figura 13 que apresenta os resíduos da varrição na poda e capina, e a Figura 14 que apresenta o armazenamento dos sacos no laboratório.

Figura 11 - Resíduos de folhas

Fonte: Autora (2018)

Figura 12 - Resíduos de gramas

Fonte: Autora (2018)

Figura 13 - Resíduos derivado da varrição na poda e capina

Fonte: Autora (2018)

Figura 14 - Resíduos de poda e capina armazenados no laboratório LAERSIU

Fonte: Autora (2018)

4.4.3 Agente de mistura – Frutas, legumes e verduras (FLV)

Os resíduos derivados de frutas, legumes e verduras (FLV), foram cedidos pelo Mercado Municipal Kinjo Yamato, localizado na Rua Cantareira, 377 - SP, em frente ao Mercado Municipal Paulistano (Mercadão).

4.5 Análises físico-químicas

As análises foram realizadas seguindo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012). A Tabela 3 apresenta os parâmetros analisados, bem como o tipo de amostra, a metodologia e a frequência empregada. De forma

geral, foram analisadas amostras sólidas e amostras de sobrenadantes solubilizados do resíduo sólido a ser tratado.

Tabela 3 - Parâmetros analisados, tipo de amostra e metodologia (duplicata)

PARÂMETRO	TIPO DE AMOSTRA	METODOLOGIA	FREQUÊNCIA	LOCAL
pH	Sobrenadante	Potenciometria	A cada 4 dias	Laboratório saneamento (PHA)
Condutividade	Sobrenadante	Potenciometria	A cada 4 dias	Laboratório saneamento (PHA)
Temperatura	Sólida	Termômetro de mercúrio e digital	Diária/a cada 2 dias	Laboratório saneamento (PHA)
Sólidos / umidade	Sólida e Sobrenadante	Filtração e Gravimetria	A cada 4 dias	Laboratório saneamento (PHA)
Análise termogravimétrica (TGA)	Sólida	Equipamento TGA Q500	Início e fim	Central Analítica da USP
Análise elementar (CHN)	Sólida	Equipamento Perkin Elmer CHN 2400	Início e fim	Central Analítica da USP
Análise quantitativa dos elementos	Sólida	Equipamento Spectro Arcos	Início e fim	Central Analítica da USP
Poder calorífico inferior e superior	Sólida	Poder Calorífico: ASTM D-240-17 / POP PA 143	Início e fim	Bioagri Ambiental Ltda
Determinação dos elementos	Sólida	Equipamento: Espectrômetro Ótico de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES, Radial) da marca Spectro, modelo Arcos.	Início e fim	Central Analítica da USP

Fonte: Autora (2021)

4.6 Procedimento experimental da primeira etapa

O aparato experimental (Figura 15) foi montado no Laboratório de Análises Experimentais de Resíduos Sólidos Industriais e Urbanos (LAERSIU), na área do Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH) localizado na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) dentro do Campus da Cidade Universitária.

Figura 15 – Arranjo esquemático do aparato experimental

Legenda: 1 – Energia elétrica; 2 – Temporizador mecânico; 3 – Bomba; 4 – Rotâmetro de ar; 5 – Distribuidor de fluxo de ar; 6 – Mangueira de PVC flexível; 7 – Tubo de PVC perfurado; 8 – *Bag de ráfia*; 9 – Caixa de madeira.

Fonte: Autora (2018)

O delineamento da primeira etapa ocorreu em triplicata com a seguinte configuração:

- 3 caixas com aeração;
- 3 *bags* com aeração.

Após a coleta dos resíduos e armazenamento seguiu-se para a montagem do experimento, inicialmente os três tipos de resíduos derivados da poda e capina foram triturados separadamente (Figura 16, Figura 17 e Figura 18) com equipamento mecânico utilizando-se peneira de 10 mm (Figura 19).

Figura 16 – Resíduo de folhas trituradas

Fonte: Autora (2018)

Figura 17 – Resíduo derivado da varrição da poda e capina

Fonte: Autora (2018)

Figura 18 – Resíduo de grama triturada

Fonte: Autora (2018)

Figura 19 - Equipamento para trituração

Fonte: Autora (2018)

Após a trituração, seguiu-se para a pesagem das caixas de madeira e *bags* vazios, e posteriormente, com a definição da proporção de mistura de cada resíduo.

De forma separada, os resíduos de poda e capina foram levemente compactados em baldes graduados (Figura 20), o mesmo procedimento se fez para o lodo sem compactação. O volume de cada componente é apresentado na Tabela 4.

Figura 20 – Resíduo de poda e capina levemente compactados

Fonte: Autora (2018)

Tabela 4 – Volume da biomassa

Volume da biomassa (litros – L)	
Lodo de esgoto	15
Folhas moída levemente compactada	3
Gramma moída levemente compactada	6
Varrição moída levemente compactada	6

Fonte: Autora (2018)

Na sequência, as massas das biomassas foram medidas utilizando balança digital do tipo para pesca, conforme apresentado na Figura 21.

Figura 21 – Pesagem do lodo

Fonte: Autora (2018)

O lodo e os resíduos de poda e capina foram dispostos no chão (Figura 22) para serem misturados manualmente, sendo o resultado desta mistura apresentada na Figura 23.

Figura 22 – Lodo e resíduos de poda e capina para serem misturados

Fonte: Autora (2018)

Figura 23 – Lodo e resíduos de poda e capina misturados

Fonte: Autora (2018)

Concluiu-se a mistura dos resíduos e iniciou-se a montagem dos reatores. As caixas e as bandejas para acomodar os *bags* foram revestidas com plástico transparente com a finalidade de reter o calor no fundo e nas paredes dos reatores, evitando-se também perda de material e umidade para os recipientes. No fundo de cada reator foi posicionado o tubo de PVC perfurado para ingestão de ar a partir da mangueira flexível (Figura 24 e Figura 25). Em seguida, cada reator foi preenchido até a superfície com material proveniente da mistura (Figura 26 e Figura 27).

Figura 24 – Posicionamento do tubo de PVC no fundo da caixa

Fonte: Autora (2018)

Figura 25 – Posicionamento do tubo de PVC no *bag*

Fonte: Autora (2018)

Figura 26 – Caixa completa com os resíduos da mistura

Fonte: Autora (2018)

Figura 27 - *Bag* completo com resíduos da mistura

Fonte: Autora (2018)

Após preencher os reatores com o produto da mistura de lodo e resíduos de poda e capina ocorreu a pesagem (Figura 28 e

Figura 29), juntamente realizado o registro das pesagens Tabela 5.

Tabela 5 - Massa dos reatores e da mistura dos resíduos

Massa dos reatores e mistura dos resíduos (quilograma - kg)								
	C1	C2	C3	Média das Caixas	B1	B2	B3	Média dos Bags
Caixas de madeira e bandejas vazias	3,040	3,000	3,080	3,040	1,730	1,670	1,750	1,717
Massa do <i>Bag</i>	-	-	-	-	0,055	0,055	0,055	0,055
Balde vazio	0,450	0,450	0,450	0,450	-	-	-	-
15 litros de lodo	11,610	11,570	11,680	11,620	11,680	11,580	11,780	11,680
15 litros resíduos de poda vegetal e capina	3,235	3,180	3,140	3,185	3,225	3,210	3,335	3,257
Somatório lodo + resíduos de poda	14,845	14,750	14,820	14,805	14,905	14,790	15,115	14,937
Massa total de cada reator	18,335	18,200	18,350	18,295	16,690	16,515	16,920	16,708

Fonte: Autora (2018)

Figura 28 – Pesagem da caixa cheia de resíduos

Fonte: Autora (2018)

Figura 29 – Pesagem do *bag* cheio de resíduos

Fonte: Autora (2018)

Com a pesagem de todo material utilizado partiu-se para o posicionamento do protótipo. Instalou-se os reatores sobre uma mesa (Figura 30 e Figura 31), com o sistema de distribuição de ar no centro com a mangueira flexível de cada reator acoplada no rotâmetro antecedendo o compressor de ar.

Figura 30 – Posicionamento dos reatores

Fonte: Autora (2018)

Figura 31 – Protótipo montado

Fonte: Autora (2018)

4.6.1 Modelagem do sistema de injeção de ar

Para o monitoramento da injeção de ar utilizou-se um rotâmetro de 0 a 15 L/min logo após a saída da bomba. O sistema recebeu insuflação de ar no dia seguinte após a montagem do experimento. Um rotâmetro de ar foi posicionado na base no experimento, logo após a bomba para monitoramento do ar que estava sendo distribuído para os reatores.

Durante o experimento foram feitas modulações nas vazões de ar atmosférico, a fim de se conseguir um padrão ideal para o tipo de resíduo e quantidade de composto.

Inicialmente a injeção de ar nos reatores eram de 0,5 L/min com 2 minutos de aeração ininterruptas e 28 minutos de pausa, uma bomba trabalhando em paralelo e um temporizador mecânico controlavam o sistema. No 8º dia visando mudança no panorama a vazão foi aumentada para 1,0 L/min sem pausas. Sem percepção de mudanças na atividade dos reatores, no 13º dia a vazão passou para 1,5 L/min sem pausas.

Nos dias 19º e 31º dia do experimento foram realizados outros delineamentos de vazão, os reatores passaram a receber 2 L/min e posteriormente 3 L/min com duas bombas trabalhando, cada uma em função de 3 reatores. Para os dois últimos delineamentos as bombas insuflavam ar nos reatores por 30 minutos com pausa de 30 minutos.

4.6.2 Tempo de experimento da Primeira Etapa

A primeira etapa do experimento durou 42 dias corridos, sendo o dia 0 (02/12/2018) a montagem dos reatores. A partida no sistema de aeração ocorreu no dia 1 (03/12/2018). Foram realizados delineamento da vazão de ar que melhor atendesse o sistema, e observações no comportamento dos reatores, como facilidade no manuseio dos reatores, e maior eficiência quanto a perdas de umidade, monitoramento das temperaturas e pesagens, e coletas de amostras para posteriores análises físicos/químicas realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

A segunda etapa do experimento durou 90 dias corridos, sendo o dia 0 (30/06/2019) a montagem dos reatores. A partida do sistema de aeração que alimentava os *bags* BA e BAR ocorreu no dia 1 (01/07/2019).

4.6.3 Acompanhamento da temperatura

A temperatura ambiente foi monitorada por um termômetro de mercúrio fixado próximo na base do experimento (Figura 32) e dois termômetros de álcool foram usados para aferir a temperatura nos reatores.

Figura 32 – Posicionamento do termômetro para aferição da temperatura ambiente

Fonte: Autora (2018)

A temperatura ambiente e no interior da biomassa foram aferidas no mesmo horário durante todo o processo, com poucas exceções, não excedendo mais que 1 hora quando foi necessário.

Nos primeiros 6 dias a temperatura foi acompanhada todos os dias e posteriormente a cada 2 dias até o fim do experimento.

A aferição da temperatura se concentrou na superfície, no meio e no fundo das caixas, e para os sacos de rafia na superfície e no fundo, devido as alturas características das unidades, conforme apresentado na Figura 33.

Figura 33 - Pontos de medição da temperatura nos reatores

Fonte: Autora (2018)

Houve revolvimento da biomassa somente no 21º dia do experimento, para assim, detectar-se possíveis alterações, porém não foram constatadas nenhuma alteração de temperatura nos reatores devido a esse processo.

4.6.4 Frequência de coleta da amostra

As amostras de biomassa foram coletadas a cada 4 dias, posteriormente, para as duas últimas coletas houve um intervalo de 10 dias. Os reatores eram retirados da base experimental um por um e pesados, em seguida coletava-se 200 ml de biomassa para análises laboratoriais, sendo posteriormente pesados novamente.

Para retirada das amostras foram considerados locais em cada ponto do reator, sempre alternados, como meio e extremidades (Figura 34 e Figura 35). Utilizou-se um tubo de PVC que descia pela superfície da biomassa até atingir o fundo dos reatores, que através de pressão manual externa ao tubo a biomassa preenchia o canal e o resíduo eram dispostos em recipientes (Figura 36) em seguida embalados em sacos plásticos com a identificação de onde proveu a amostra, sendo posteriormente refrigerados.

Figura 34 - Pontos de coleta no *bag*

Fonte: Autora (2018)

Figura 35 - Local de coleta na caixa

Fonte: Autora (2018)

Figura 36 - Coleta de amostra através do tubo de PVC

Fonte: Autora (2018)

4.7 Procedimento experimental da segunda etapa

A montagem do experimento foi realizada no laboratório LAERSIU utilizando-se 7 *bags* com 0,86 m de perímetro cada. O arranjo do experimento é apresentado na Figura 37.

Figura 37 - Arranjo experimental da segunda etapa

Legenda: 1 – Energia elétrica; 2 – Temporizador mecânico; 3 – Bomba; 4 – Rotâmetro de ar; 5 – Distribuidor de fluxo de ar; 6 – Mangueira de PVC flexível; 7 – Tubo de PVC perfurado; 8 – Bags; 9 – Termômetro de máxima e mínima.

Fonte: Autora (2019)

O delineamento da segunda etapa ocorreu em triplicata com a seguinte configuração:

- 3 *bags* com aeração;
- 3 *bags* com aeração e revolvimento manual;
- 1 *bag* sem aeração e sem revolvimento.

A mistura foi composta por lodo de esgoto, resíduos de poda e capina (folhas, gramas e varrição) e FLV, onde cada reator comportou 30 litros de biomassa. A Tabela 6 apresenta os volumes de cada resíduo que compõem os reatores.

Tabela 6 – Volume dos resíduos

Resíduo	Litros (L)
Lodo de esgoto	15
Folhas moída levemente compactada	4
Grama moída levemente compactada	4
Varrição moída levemente compactada	4
Resíduo de Frutas, Legumes e Verduras (FLV)	3

Fonte: Autora (2019)

A trituração de todos os resíduos ocorreu semelhante à primeira etapa, inclusive para os FLV's.

Após a coleta no mercado os resíduos (Figura 38, Figura 39, Figura 40 e Figura 41) foram dispostos numa base de madeira onde foram grosseiramente picados e levados ao triturador, que após a moagem passam por uma peneira de 10 mm (Figura 42). Os FLV's foram adicionados na composição como o intuito de aumentar a bioatividade aeróbica, gerar calor e promover maior evaporação.

Figura 38 – Folhas de couve

Fonte: Autora (2019)

Figura 39 – Folhas de couve, pimentão, batata, abobrinha e vagem

Fonte: Autora (2019)

Figura 40 – Abobrinha, vagem, abóbora e mandioca

Fonte: Autora (2019)

Figura 41 – Abobrinha, abóbora, vagem e casca de mandioca

Fonte: Autora (2019)

Figura 42 – FLV's triturados

Fonte: Autora (2019)

4.7.1 Montagem dos reatores da segunda etapa

Foi realizada uma nova coleta de lodo de esgoto na ETE e também outra coleta de resíduos de poda e capina no Campus da Universidade.

Os procedimentos de coleta foram realizados seguindo as mesmas diretrizes da primeira coleta.

Lodo e resíduos de poda e capina (folhas, gramas e varrição) após a trituração que ocorreu semelhante a primeira etapa, foram misturados (Figura 43) e em seguida adicionou-se os resíduos provenientes da moagem dos FLV's (Figura 44).

Manualmente e também utilizando uma pá do tipo de construção civil realizou-se a mistura dos componentes da biomassa, conforme apresentado na Figura 45 e na Figura 46.

Figura 43 – Lodo e resíduos de poda e capina misturados

Fonte: Autora (2019)

Figura 44 – Adição de FLV's na composição

Fonte: Autora (2019)

Figura 45 – Lodo, resíduos de poda e capina e FLV's sendo misturados

Fonte: Autora (2019)

Figura 46 – Finalização da mistura dos resíduos

Fonte: Autora (2019)

Conclui-se a mistura dos resíduos e seguiu-se para a montagem e pesagem dos *bags* utilizando-se uma balança eletrônica tipo de mesa.

Os *bags* foram dispostos sobre uma mesa e durante a pesagem receberam nomenclaturas que os diferenciavam conforme o tratamento aplicado. Os *bags* receberam a seguinte denominação:

- *Bags* com aeração – Sigla: BA;
- *Bags* com aeração e revolvimento – Sigla: BAR;
- *Bag* sem aeração e sem revolvimento – Sigla: BSAR.

A Tabela 7 apresenta as massas dos elementos que compõem cada reator.

Tabela 7 – Massa dos componentes dos reatores

Resíduo	Massa (kg)										
	B1AR	B2AR	B3AR	Média BAR	Desvio Padrão BAR	B1A	B2A	B3A	Média BA	Desvio Padrão BA	BSAR
15 litros de lodo	12,260	12,450	12,390	12,367	0,097	12,510	12,380	12,480	12,457	0,068	12,410
12 litros resíduos de poda vegetal e capina	2,330	2,460	2,220	2,337	0,120	2,340	2,100	2,550	2,330	0,225	2,120
3 litros resíduos FLV	2,840	2,980	2,830	2,883	0,084	2,880	2,470	2,860	2,737	0,231	2,540
Lodo + resíduos de poda + FLV (sem bandeja e massa do bag)	17,430	17,890	17,440	17,587	0,263	17,730	16,950	17,890	17,523	0,503	17,070
Bandeja de madeira (suporte)	1,750	1,750	1,750	1,750	0,000	1,750	1,750	1,750	1,750	0,000	1,750
Massa do Bag	0,055	0,055	0,055	0,055	0,000	0,055	0,055	0,055	0,055	0,000	0,055
Massa Total	19,235	19,695	19,245	19,392	0,263	19,535	18,755	19,695	19,328	0,503	18,875

Fonte: Autora (2019)

A Figura 47 apresenta os reatores montados. O sistema de aeração dos *bags* foi através de mangueiras flexíveis de PVC, igual estes reatores na primeira etapa.

Figura 47 – Reatores montados

Fonte: Autora (2019)

4.7.2 Tempo de experimento da segunda etapa

A segunda etapa do experimento durou 90 dias corridos, sendo o dia 0 (30/06/2019) a montagem dos reatores. A partida do sistema de aeração que alimentava os *bags* BA e BAR ocorreu no dia 1 (01/07/2019).

A duração do experimento foi a mesma empregada na compostagem convencional, para assim buscar avaliar e entender como esse período poderia influenciar no resultado final.

4.7.3 Frequência de coleta das amostras e revolvimento da segunda etapa

A primeira coleta de amostras foi feita no dia 0 do experimento (30/06/2019). A segunda coleta de amostras foi no dia 3 (03/07/2019) junto com o 1º revolvimento dos *bags* BAR. A partir daí a coleta das amostras e o revolvimento dos *bags* BAR eram realizados a cada quatro dias até o 31º dia do experimento. Após este período a coleta das amostras e o revolvimento foram realizados a cada 8 dias até o fim do experimento. Eram retirados dos *bags* 150ml de material para análises laboratoriais. O método empregado na coleta das amostras foi o mesmo utilizado na primeira parte do experimento.

4.7.4 Acompanhamento da temperatura e injeção de ar

O monitoramento da temperatura no interior dos *bags* (superfície e fundo) e da temperatura ambiente iniciou no dia 2 do experimento, e foi feito diariamente até o 12º dia. Após este período as temperaturas foram monitoradas a cada dois dias até o fim do experimento. A aferição da temperatura foi realizada da mesma forma que na primeira etapa, no qual se utilizou um termômetro para registrar a temperatura ambiente junto ao experimento, e 2 termômetros de álcool para aferição no interior dos reatores.

Com exceção do *bag* sem aeração e sem revolvimento, os demais *bags* recebiam 3 L/min. de injeção de ar.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados com discussões das duas etapas serão apresentados a seguir.

5.1 Primeira Etapa

Na primeira etapa foram analisados os seguintes parâmetros: temperatura, sólidos, e perdas de umidade.

5.1.1 Temperatura

O Gráfico 1 apresenta o comparativo das temperaturas internas dos dois tipos de reatores durante o primeiro experimento, sendo que nas caixas foram monitorados três pontos (medida de temperatura na superfície, intermediária, e no fundo) devido a sua profundidade, e nos *bags* foram monitorados apenas a superfície e o fundo. Nota-se que as temperaturas médias variaram entre 25 e 27°C, e na maior parte do tempo os valores estavam entre 24 e 29°C, tendo como temperatura máxima 33,5°C no ponto intermediário da caixa, e temperatura mínima de 21°C na superfície da caixa.

Gráfico 1 - Comparativo das temperaturas internas dos reatores

Fonte: Autora (2019)

O Gráfico 2 mostra ao longo do experimento, as temperaturas médias internas dos três reatores nas caixas de madeira e suas relações com a temperatura ambiente.

As temperaturas nas superfícies das caixas tiveram forte influência da temperatura ambiente durante todo o experimento, sendo iguais ou bastante próximas em diversos dias. Nos pontos intermediários e nos fundos das caixas houve um descolamento maior superior da temperatura ambiente até o 7º dia do experimento. Entretanto, estes pontos acompanharam a tendência de alta e queda da temperatura ambiente ao longo de período de operação dos reatores.

Gráfico 2 - Temperaturas médias internas nas caixas de madeira ao longo do experimento

Fonte: Autora (2019)

De maneira similar, o Gráfico 3 apresenta as temperaturas médias internas dos reatores tipo *bags* de rafia. A temperatura do fundo ficou acima da temperatura ambiente e de superfície do reator até o 5º dia, mas depois seguiu a mesma tendência das outras temperaturas.

Gráfico 3 - Temperaturas médias internas nos *bags* ao longo do experimento

Fonte: Autora (2019)

5.1.2 Teores de umidade

O Gráfico 4 mostra a porcentagem média de umidade nas caixas e *bags* no 1º experimento. Estes resultados, por serem a diferença dos sólidos totais, apresentam um decréscimo gradual da umidade nos *bags*, e para as caixas ocorreu um decréscimo até 16º dia, seguido de um pequeno acréscimo da umidade.

Gráfico 4 - Resultados médios do teor de umidade

Fonte: Autora (2019)

5.1.3 Perdas de umidade nas caixas e *bags* de rfia

As pesagens dos reatores evidenciaram uma capacidade substancial quanto as perdas de umidade, caracterizando-se por uma perda inicial mais significativa, possivelmente devido ao aumento da temperatura e mantendo perdas progressivas de umidade em relao a massa inicial, tendo perdas mais expressivas nos *bags* comparando-se com as caixas (Grfico 5).

Grfico 5 - Resultados das perdas de umidade em relao a massa inicial

Fonte: Autora (2019)

5.1.4 Consideraes da etapa preliminar

Na etapa preliminar no houve revolvimento progressivo nos reatores visando assim, testar se haveria evoluo do tratamento sob essa condio, e assumiu-se testar e analisar o progresso da biossecao com revolvimento dos resduos na etapa seguinte.

Na anlise da pesagem dos reatores identificou-se mudanas interessantes relacionadas s perdas de umidade, portanto, para a segunda etapa foram usados *bags* devido maior eficincia comparando-os com as caixas.

5.2 Segunda Etapa

Na segunda etapa foram avaliados: a temperatura, a umidade, a análise termogravimétrica, os teores de sólidos, o pH, a condutividade, a análise elementar - CHN, a análise química dos elementos, as perdas de umidade e a análise do poder calorífico.

5.2.1 Temperatura

A temperatura é um fator muito importante para a biossecagem, sendo seu controle essencial para o trabalho dos micro-organismos responsáveis pela evolução do processo e evaporação da água e a degradação da matéria orgânica.

O Gráfico 6 apresenta e compara o comportamento da temperatura superficial e de fundo de cada tipo de reator durante todo o período do experimento. As temperaturas máximas, com exceção da temperatura de fundo do BAR, ficaram abaixo dos 25°C. As temperaturas mínimas chegaram em 11°C, por influência direta da temperatura ambiente, já que o experimento ocorreu durante o inverno. A média das temperaturas ficou em torno dos 18 °C, sendo que a maior parte dos dados coletados oscilam entre 15 e 20°C para as temperaturas superficiais e de fundo.

Gráfico 6 - Comparativo das temperaturas superficiais e de fundo dos *bags*

Fonte: Autora (2020)

O Gráfico 7 faz uma comparação entre as variações das temperaturas superficiais dos três tipos de *bags* utilizados como reatores e da temperatura ambiente. Também são identificados os dias que ocorreram revolvimento nos reatores tipo BAR. Percebe-se que a aeração e o revolvimento não tiveram impactos nas temperaturas superficiais dos *bags*, visto que os três tipos tiveram praticamente as mesmas variações. A temperatura ambiente foi a controladora da temperatura superficial dos *bags*, sendo que estes ficaram a maior parte do tempo poucos graus centígrados abaixo da temperatura ambiente, mas sempre seguindo a mesma tendência.

O Gráfico 8 compara as variações das temperaturas de fundo dos *bags* com a temperatura ambiente, e indica os dias de revolvimento nos reatores tipo BAR. De maneira similar ao comportamento da temperatura superficial dos *bags*, as temperaturas de fundo não mostraram variações significativas quanto as suas diferenças operacionais, e tiveram uma grande influência da temperatura ambiente. Nota-se que as temperaturas superficiais e de fundo tiveram maiores diferenças nos 6 primeiros dias do experimento, mas depois deste período as variações foram bastante pequenas, apresentando em muitos dias diversos valores iguais.

Gráfico 7 – Comparação entre as temperaturas superficiais dos *bags* com a temperatura ambiente

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 8 - Comparação entre as temperaturas de fundo dos *bags* com a temperatura ambiente

Fonte: Autora (2020)

5.2.2 Umidade

Nota-se pelo Gráfico 9 que o teor de umidade inicial estava acima de 70%, porém as características da mistura promoveram uma redução de umidade significativa nas 3 condições estudadas.

Gráfico 9 - Teor de umidade inicial e final nos reatores provenientes da mistura dos resíduos

Fonte: Autora (2020)

O teor de umidade inicial é um fator muito importante pois sendo muito alto limita o transporte de oxigênio e acaba prejudicando a atividade dos micro-organismos e, se for muito baixa a atividade microbiana será retardada, e para a biossecagem o teor de umidade inicial ideal é entre 50-70% (HUILIÑIR; VILLEGAS, 2015). Segundo Zhang (2018) o teor de umidade inicial da matriz é de 70% para a bioatividade aeróbia. Conforme Yang *et al.* (2013) o teor de umidade inicial para o processo de biossecagem é entre 50-70%.

Para Zhang *et al.* (2008) o índice de biossecagem pode ser definido como a razão entre a perda total de umidade de água e a perda orgânica total, ou seja, espera-se que o processo de biossecagem elimine mais água e consuma menos orgânicos.

Nos estudos de Huiliñir e Villegas (2015), utilizando lodo desidratado, tendo como agente estruturante aparas de madeira de diâmetro 2,5mm, após 8 dias de experimento resultou em um teor de umidade final entre 50 e 60%.

Conforme CAI *et al.* (2016) o experimento utilizou lodo de esgoto desidratado misturado com serragem e lodo previamente biosseco como agente estruturante, o processo durou 20 dias e resultou num teor de umidade final de 54,7%.

O estudo de Winkler *et al.* (2013) realizado em escala real contendo na mistura lodo, aparas de madeira e lodo previamente biosseco, atingiu 33% de umidade em 24 dias de experimento.

5.2.3 Análise Termogravimétrica (TGA)

A análise termogravimétrica nos fornece informações sobre a dinâmica das transformações físico-químicas, durante a perda de massa das amostras em função do tempo e da temperatura, onde a inclinação dos gráficos de perda de massa é indicativa da reatividade dos processos termoquímicos das amostras.

Nas condições de análise das amostras para avaliar perda de massa em função da temperatura utilizou-se um sistema de análise termogravimétrica a partir de uma taxa de aquecimento de 10°C/min., com temperatura mínima de 25 °C e máxima de 950 °C.

Foram realizadas 3 análises de amostras iniciais (in) e 3 de amostras finais (fi) dos *bags* que receberam aeração e revolvimento (BAR), do *bag* que recebeu somente aeração (BA), e do *bag* que não recebeu aeração e nem revolvimento (BSAR).

Na análise de TGA foram encontradas semelhanças nas amostras iniciais dos três tipos de reatores, que são apresentados no Gráfico 10, Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 11 e no Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 12. Nota-se que nestes três gráficos uma média de 80% da massa é reduzida com o acréscimo da temperatura até chegar em torno de 70 °C. Outros 11% em média da massa é reduzida até a temperatura atingir aproximadamente 550°C. A análise finaliza com aproximadamente 9% de massa dos resíduos.

No Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 13, que apresenta o TGA da amostra final do reator tipo BA, uma primeira perda de massa de 38,88% ocorre até o aumento da temperatura em aproximadamente 150°C. A segunda perda de 37,15% da massa ocorre até uma temperatura aproximada de 600°C, quando não perde mais massa até a temperatura final. A análise finaliza com 23,92% de massa de resíduos.

No Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 14, que apresenta o TGA da amostra final do reator tipo BAR, uma primeira perda de massa de 48,13% ocorre até o aumento da temperatura em

aproximadamente 150°C. A segunda perda de 32,36% da massa ocorre até uma temperatura aproximada de 600°C, quando não existe uma variação de massa até atingir a temperatura final. A análise finaliza com 19,46% de massa de resíduos.

No Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 15, que apresenta o TGA da amostra final do reator tipo BSAR, uma primeira perda de massa de 29,13% ocorre até o aumento da temperatura em aproximadamente 150°C. A segunda perda de 29,03% da massa ocorre até uma temperatura aproximada de 600°C, quando não existe uma variação de massa até atingir a temperatura final. A análise finaliza com 41,81% de massa de resíduos.

Gráfico 10 - TGA da amostra inicial do reator tipo BA

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 11 - TGA da amostra inicial do reator tipo BAR

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 12 - TGA da amostra inicial do reator tipo BSAR

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 13 – TGA da amostra final do reator tipo BA

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 14 – TGA da amostra final do reator tipo BAR

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

Gráfico 15 – TGA da amostra final do reator tipo BSAR

Fonte: Central Analítica da USP (2021)

5.2.4 Teores de Sólidos (Totais, Fixos e Voláteis)

As análises de teores de sólidos foram realizadas no início e fim do experimento obtendo-se uma média dos valores relativos a cada tratamento recebido pelos *bags*.

O Gráfico 16 representa o teor sólidos totais sendo a porcentagem correspondente aos sólidos fixos e voláteis da amostra, o restante da amostra está relacionado à umidade.

A evolução dos teores de sólidos evidencia o processo de degradação na biomassa, onde os sólidos voláteis (Gráfico 17) tendem a diminuir conforme ocorre a degradação da matéria orgânica e consequentemente ocorre um aumento na porcentagem de sólidos fixos (Gráfico 18).

Huiliñir e Villegas (2015) mostraram que no final do processo de biossecagem ocorreu redução de 50 a 70% em de teor de umidade inicial com redução de sólidos voláteis entre 12,3 e 21,2%. Conforme Hao *et al.* (2018) relata que em 7 dias experimento houve a diminuição de 49,78% da água e 23,17% dos sólidos voláteis contidos no lodo de esgoto.

Gráfico 16 - Teor de sólidos totais (ST)

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 17 - Teor de sólidos voláteis

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 18 - Teor de sólidos fixos

Fonte: Autora (2020)

5.2.5 pH e condutividade elétrica

O Gráfico 19 representa comparativo das amostragens de valores de pH ao longo do processo nos *bags*.

A análise retrata a evolução quanto a análise de pH ao longo dos 90 dias de experimento de acordo com cada condição recebida nos reatores. Tanto para o *bag* que recebeu aeração e revolvimento, para o *bag* que recebeu aeração e o *bag* que não recebeu aeração e nem revolvimento o comportamento do pH foi semelhante e com poucas variações e encerrou-se o experimento com valores entre 5,5 e 7 na escala.

O Gráfico 20 dos *bags* que receberam aeração e revolvimento houve um leve aumento do pH no 4º dia coincidindo com o dia do revolvimento, perdurando até o 8º dia. Isso pode ser explicado pois a fase termófila é marcado por uma rápida elevação do pH devido a liberação de ácidos orgânicos (OLIVEIRA *et al.* 2008).

No Gráfico 21 e no Gráfico 22, que representam respectivamente os *bags* com aeração (BA), e os *bags* sem aeração e sem revolvimento (BSAR), o pH inicial se manteve em 7 depois teve ligeiras quedas, seguidas de pouca variação até a estabilização.

O lodo utilizado no processo tinha valor de pH igual a 6,83 e segundo PROSAB (2001), lodos normalmente com pH próximo a 7 se desenvolvem muito bem em

processos de compostagem misturados com resíduos de poda de árvores etc., e quando são utilizadas misturas muito próximas a neutralidade pode ocorrer uma queda sensível de pH variando de 6 a 5,5 devido à produção de ácidos orgânicos, fato ocorrido entre o 12º e 28º dia.

Conforme Li *et al.* (2013) valores de pH em faixas ácidas diminuem significativamente a atividade dos micro-organismos, e Mancini *et al.* (2007) relata que valores de pH que se encontram em torno de 7 é um ambiente propício para sobrevivência e proliferação da comunidade bacteriana.

Gráfico 19 - Comparativo de pH nos reatores

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 20 - Comportamento do pH no *bag* com aeração e revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 21 - Comportamento do pH no *bag* com aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 22 - Comportamento do pH no *bag* sem aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

A condutividade elétrica está relacionada à quantidade de sais presentes no composto, principalmente as substâncias inorgânicas. A exemplo do pH, também a CE está relacionada ao grau de maturação e estabilidade química do composto (ZHANG e SUN, 2014).

Em relação à condutividade o mesmo comportamento desse estudo foi encontrado na pesquisa de Boina (2018) onde diferentemente do pH a C.E. apresentou aumentos gradativos do início até o fim conforme amostragem de comparação dos reatores (Gráfico 23).

Essa condição de aumento gradual ocorreu nos *bags* com aeração e revolvimento (Gráfico 24), nos *bags* que receberam aeração (Gráfico 25), e nos *bags* que não receberam aeração nem revolvimento (Gráfico 26). A da coleta de amostra referente ao 40º dia pode ser desconsiderada pois é um dado fora do parâmetro de evolução do processo.

Boina¹ (2018, *apud* Paralela, 2014) justifica que o declínio da C.E. no processo de compostagem do lodo está relacionado com a fixação da amônia e outros íons da atividade metabólica, e o aumento gradual está ligado com o grau de maturação e fixação da amônia ao longo do processo.

Gráfico 23 – Comparação da C.E. entre os *Bags*

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 24 - Condutividade no *bag* com aeração e revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 25 - Condutividade no *bag* com aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 26 - Condutividade no *bag* sem aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

5.2.6 Análise elementar

As análises dos teores de Carbono (C), Hidrogênio (H) e Nitrogênio (N) foram realizadas pelo equipamento CHN 2400 Perkin-Elmer. Esse método baseia-se combustão completa da amostra e posterior análise dos gases liberados.

Na Tabela 8 são apresentados os resultados da análise elementar dos *bags* dos ensaios iniciais (in) e finais (fi). Verifica-se que o *bag* com maior porcentagem de C inicial foi o *bag* (BA in), seguido do *bag* (BSAR in), e posteriormente o *bag* (BAR in), respectivamente, 33,54%, 33,06% e 32,80%. Nas amostras finais os *bags* (BA fi) reduziu o conteúdo de C para 33,40% tendo uma variação de 1,92%. O *bag* (BSAR fi), aumentou o conteúdo C para 36,64%, com variação de 3,58%. O *bag* (BAR fi) reduziu o conteúdo de C para 30,88, com uma variação de 1,92%.

O conteúdo de H nos *bags* inicial e final do ensaio do *bag* (BA) foi de 4,89% a 4,72, tendo de uma variação de 0,17%. O *bag* (BSAR) foi de 4,48% para 4,98% variando 0,50%. O *bag* (BAR) passou de 4,81% para 4,48% tendo uma variação de 0,33%.

Para o conteúdo de N os valores obtidos foram: (BA) início e fim, 3,26 a 3,89 com variação de 0,63%. O *bag* (BSAR) início e fim 3,43% a 3,59 com variação de 0,16%. O *bag* (BAR) teve início e fim de 3,53% e 3,53%, não apresentando variação. Os valores onde se tem variação negativa podem ser considerados como uma pequena disfunção da análise.

Para o cálculo da relação C/N da mistura final usou-se como base a razão entre o total de carbono presente na mistura e o total de nitrogênio. Conforme a amostragem a relação C/N final teve pouca variação em relação a inicial, uma vez que, iniciou-se o processo com a relação já muito baixa.

Tabela 8 - Carbono, hidrogênio e nitrogênio das amostras iniciais e finais dos *bags*

Ensaio	C (%)	N (%)	H (%)	Relação (C/N)
BAR in	32,80	3,53	4,81	9,29:1
BAR fi	30,88	3,53	4,48	8,74:1
BAR variação (%)	-1,92	0,00	-0,33	-
BA in	33,54	3,26	4,89	10,28:1
BA fi	33,40	3,89	4,72	8,58:1
BA variação (%)	-0,14	0,63	-0,17	-
BSAR in	33,06	3,43	4,48	9,63:1
BSAR fi	36,64	3,59	4,98	10,20:1
BSAR variação (%)	3,58	0,16	0,50	-

Fonte: Autora (2020)

A valores apresentados de CHN são semelhantes aos relatados na literatura conforme Tabela 9.

Tabela 9 - CHN do lodo de esgoto doméstico

C (%)	Referência	N (%)	Referência	H (%)	Referência
27,52	Madeira (2017)	4,67	Madeira (2017)	4,18	Madeira (2017)
15,90	Wang et al. (2015)	1,90	Wang et al. (2015)	4,61	Li et al. (2014)
19,80	Rosa et al. (2016)	4,70	Park et al. (2017)	4,70	Gómez et al. (2017)
34,90	Aliakbari (2017)	0,60	Duan et al. (2017)	-	-

Fonte: Adaptada de Madeira (2017)

Conforme PROSAB (2001) carbono e nitrogênio são fundamentais ao crescimento bacteriano. O carbono é a principal fonte de energia e o nitrogênio é necessário para a síntese celular. A falta de nitrogênio e carbono limitam a atividade microbiológica, porém, a relação carbono-nitrogênio pode variar de 20 a 70 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato. Quando a relação C/N estiver muito baixa pode ocorrer grande perda de nitrogênio através da volatilização da amônia, se for muito alta os micro-organismos não encontrarão N suficiente para a

O porcentual de C encontrado nas amostras está de acordo com o apresentado por Correia (2009) onde define que o carbono orgânico está presente na massa seca de lodo em concentrações que variam entre 18% e 50% devido a decomposição natural de plantas e animais.

Conforme Pasquini (2014, apud De Sena, 2005) o combustível deve possuir elevado teor de carbono fixo e material volátil, além de alto poder calorífico superior. Quanto maior o teor de carbono e hidrogênio, melhor será a combustão, enquanto

altos teores de nitrogênio e enxofre poderão resultar em altos índices de emissões de NOx e SO₂. Segundo Madeira (2017, apud Obernberger, Brunner e Bärnthaler, 2006) concentrações de N acima de 0,6% podem apresentar emissões de Nox durante a combustão que ultrapassem o limite da legislação.

5.2.7 Análise do Poder Calorífico Superior (PCS) e Poder Calorífico Inferior (PCI)

O PCI representa o calor efetivamente possível para utilizado nos combustíveis, enquanto o PCS tem o valor elevado por volta de 10-20%. O poder calorífico de um material pode ser definido como a quantidade de calor liberado durante a combustão de uma quantidade específica deste material.

A incineração do lodo de esgoto não é um processo simples devido ao alto teor de umidade e cinzas. Além disso, poluentes tóxicos como a dioxina e furano podem ser liberados como resultado da incineração de lodo. Por isso, tecnologias de controle de emissões devem ser utilizadas a fim de reduzir as emissões de gases tóxicos a valores inferiores aos limites das normas de qualidade do ar (ADAR et al., 2016).

No processo de queima, os metais se concentram e se estabilizam dentro da cinza de lodo. Dependendo da temperatura e do tempo de reação, a fixação do metal à cinza de lodo pode variar entre 50% e 97% (MULCHANDANI; WESTERHOFF, 2016).

Os principais elementos presentes que são responsáveis pelo teor de cinzas em base seca, são Alumínio (Al), Cálcio (Ca), Ferro (Fe), Potássio (K), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Fósforo (P), Enxofre (S) e Silício (Si), juntamente com menores quantidades de Cloro (Cl), Cobre (Cu), Titânio (Ti) e Zinco (Zn). Estes elementos podem existir na forma de óxidos, silicatos, carbonatos, sulfatos, cloretos e fosfatos (SHAO et al., 2010).

O metal pesado pode ser entendido como um elemento que é passível de oferecer risco à saúde humana e ao meio ambiente a depender de determinada concentração e tempo de exposição. Nos esgotos domésticos comumente aparecem em concentrações reduzidas, e não há notícias de problema de toxicidade na disposição, porém, em relação ao esgoto industrial, e principalmente, de lodos, sendo as principais fontes dos metais pesados (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014).

Na análise da biomassa foi possível a identificação os seguintes elementos: Cromo (Cr), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Cu, P e S Tabela 10.

Tabela 10 – Determinação quantitativa de alguns elementos das amostras iniciais e finais da biomassa dos bags utilizando Espectrômetro Ótico de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES, Radial)

Amostra	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)	P (%)	S (%)
BAR IN	115,425	168,865	330,515	39,725	1,0795	1,054
BAR FI	146,27	189,175	383,61	44,23	1,2975	1,3215
BA IN	123,59	172,83	376,61	43,54	1,116	1,125
BA FI	129,645	193,62	357,38	41,79	1,1825	1,334
BSAR IN	140,36	189,525	357,895	45,155	1,224	1,1875
BSAR FI	132,94	186,655	443,215	42,915	1,2035	1,1765

Fonte: Autora (2021)

A análise do poder calorífico foi desenvolvida em amostras *in natura* com teor de umidade presente, dos *bags* que receberam aeração e revolvimento (BAR), *bags* que receberam aeração (BA), e *bags* que não receberam aeração e nem revolvimento (BSAR) nas condições de início (in) e fim do experimento (fi) conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Análise de poder calorífico das amostras iniciais e finais dos *bags*

Ensaio	PCI (Kcal/kg)	PCS (Kcal/kg)	Sólidos (% p/p)
BAR in	625	675	19,2
BAR fi	1650	1780	51,1
<i>BAR aumento da variação (%)</i>	<i>164</i>	<i>164</i>	-
BA in	598	646	18,5
BA fi	1630	1760	58,3
<i>BA aumento da variação (%)</i>	<i>173</i>	<i>172</i>	-
BSAR in	537	580	20,8
BSAR fi	1500	1620	54,1
<i>BSAR aumento da variação (%)</i>	<i>179</i>	<i>179</i>	-

Fonte: Autora (2021)

A análise do poder calorífico entre os ensaios iniciais e finais demonstram um aumento nos *bags* (BAR), *bags* (BA) e nos *bags* (BSAR) em relação ao PCI de 164%, 173% e 179%, com porcentagem de sólidos finais de 51,1%, 58,3% e 54,1%, respectivamente.

O estudo de Winkler *et al.* (2013) no procedimento de secagem de 24 dias atingiu um teor de matéria seca (67%), preservando o valor calorífico entre 7700-10.400 kJ/kg (1840-2486 kcal/kg) e qualidade necessária para a combustão de lodo comparando-se com outros materiais conforme Tabela 12.

Tabela 12 - Poder calorífico de diferentes tipos de materiais

Materiais	PCI (Kcal/kg)	PCS (kcal/kg)	Referências
Aglomerados de biomassa	2271	2497	KEMA (1999)
Lodo de esgoto seco termicamente	2988	3247	EPON e KEMA (2000)
Resíduo municipal com plástico	2940	3346	Venendaal (1994)
Carvão marrom	2414	2844	Hein (1994)
Carvão antrácito	7934	8102	Van Doom et al. (1996)

Fonte: Adaptado de Winkler *et al.* (2013)

A Resolução SIMA 47/2020 no artigo 16 designa que para a utilização de CDRs preparados a partir de quaisquer tipos de resíduos listados no artigo 6º do mesmo documento, no qual se enquadra o lodo de esgoto, deverão atender aos seguintes critérios conforme Tabela 13.

Tabela 13 - Critérios para utilização de CDR

Tipologia	PCI (Kcal/Kg) Base seca *	Cloro (%) Base seca	Temperatura (°C)
Caldeiras industriais a biomassa entre 50 e 100 t/h de vapor	≥ 2300	≤ 0,3	≥ 500 ***
Caldeiras industriais a biomassa entre > 100 t/h de vapor	≥ 2300	≤ 0,6	≥ 500
Fornos de produção de clínquer	≥ 2775	≤ 1,0	NA
Pirólise	≥ 2300	NA	≥ 400
Gaseificação	≥ 2300	NA	≥ 750
Unidade de recuperação energética (URE)	NA	NA	≥ 850
Fornos industriais com usos de biomassa e sem contato com a matéria prima	**	≤ 1,0	≥ 500

Fonte: SIMA 47/2020

O estudo de Rosa *et al.* (2015) incluiu o levantamento das características de diversos tipos de lodos, onde se pode fazer uma comparação relação ao poder calorífico (Tabela 14). É possível constatar que dependendo da origem, o lodo é um material com potencial de combustão, e quanto ao poder calorífico se enquadra nos critérios para utilização de CDR.

Tabela 14 – Características e comparação do potencial energético do lodo de diversas origens

Origem do material	Composição imediata (%)b.s				Potencial energético (Kcal/kg).b.s		Referência
	SV	Sfa	A	w	PCS	PCI	
Lodo desidratado (seco ou processado termicamente)							
LDAn	59,8	7,5	32,5	6,4	4089	3238	Arijham et al. (2013)
LB+S	38	7,9	54,4	7,3	2605	-	Trinh et al. (2013)
LDAn (LA)+S	38,8-66,8	0,9-19,7	22,6-52,0	1,5-7,1	-	-	Fonts et al. (2012)
LDAn (LA)+S	59,2	8,4	32,4	6,8	3943	-	Otero et a. (2010)
	50,4	6,8	42,8	6,7	2940c	2677c	
LDAn (LA)+S	40,4	4,6	54,9	5,3	2127c	1912c	Fonts et al. (2012)
	50,2	5,7	44,1	7,1	2844c	2581	
UASB+Lae	43,3	-	47,6	9,1	4803	4445	Borges (2008)
-	-	-	51,8	31,7	-	-	Ginoris (2010)
-	-	-	37,5	20	2366c	2103c	Faaij et al. (1997)
-	-	-	42,4	15	3346	-	GroB (2008)
-	44,5	-	55,9	3,9	2271	-	Otero et al. (2008)
Lodo desidratado							
LP	65	-	-	-	3609	-	Manara e Zabaniotou (2012)
LDAn	50	-	-	-	2581	-	
-	46,3	1,3	52,4	84,1	1833	-	Xu et al. (2012)
LDAe	42,9	3,8	53,3	58,7	2079c	478	Rosa et al. (2011)
-	60,1	10,9	29	-	4182	-	Courtaud et al. (2010)
LDAn (LA)	-	-	-	72,8	2749	-	
LDAn (LA)	-	-	-	77,7	3011	-	Font et al. (2010)
LDAn (LA)	-	-	-	80,4	3274	-	
LB	16,8	-	32,4	65	3944	837c	
LDAn(LA)	9,6	-	50,8	65	2916	501c	Houdkova (2008)

Fonte: Adaptado de Rosa et al. (2015) Legenda: LDAn: lodo digerido anaerobiamente, LDAe: lodo digerido aerobiamente LA: lodos ativados, LAe: lagoa aerada, S: secagem, LP: lodo primário, LB: lodo bruto. SV: sólidos voláteis, SF: sólidos fixos, A: cinzas, w: umidade, PCS: poder calorífico superior, PCI: poder calorífico inferior, N.d: não detectado, (-) não analisado, b,s: base seca, a: carbono fixo, b: base combustível (livre de cinzas), c: base de trabalho.

5.2.8 Perdas de umidade

Durante o processo de biossecagem houve a pesagem dos reatores com a finalidade de acompanhamento da perda de massa em função da perda da umidade.

Desconsiderou-se no cálculo das perdas da umidade a massa do reator, da bandeja usada para pesagem e do volume de resíduo que era frequentemente coletado para as análises, portanto o somatório de perdas é referente somente a biomassa secada biologicamente.

O Gráfico 27 dos *bags* com aeração e revolvimento mostra perdas de umidade final de 57%, o Gráfico 28 dos *bags* com aeração indica perdas de 59%, e o Gráfico 29 dos *bags* sem aeração e sem revolvimento evidencia perdas no fim do experimento de 56%.

Embora os *bags* tenham recebidos tratamentos diferentes, o comportamento no fim do processo de biossecagem referentes a perdas de umidade foram semelhantes.

Gráfico 27 – Perdas médias de umidade nos *bags* com aeração e com revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 28 – Perdas médias de umidade nos *bags* com aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

Gráfico 29 – Perdas de umidade no *bag* sem aeração e sem revolvimento

Fonte: Autora (2020)

6 CONCLUSÕES

Na primeira etapa testou-se as condições em reatores construídos com caixa de madeira e bag de ráfia, onde os resultados demonstraram que os bags ofereceram uma maior eficiência quanto as perdas de umidade.

Não houve a atividade biológica necessária e característico do processo dito biossecagem. A temperatura no interior do reator não foi suficiente para o desenvolvimento da fase termofílica, onde atuariam micro-organismos de extrema atividade e capacidade de reprodução. Essa atividade favoreceria a produção de calor, quebraria das partículas do lodo e consequente promoveria evaporação.

Mesmo sem atingir a temperatura adequada para o processo, a massa de resíduos alcançou valores quanto a umidade, SV e ST próximos a valores de pesquisas anteriores.

Levanta-se a hipótese de que a quantidade de material nos reatores não tenha sido suficiente para promover a retenção do calor gerado pela atividade microbiana inicial, perdendo-se calor mais rapidamente para o meio ambiente do que a capacidade de geração. Sugere-se para pesquisas futuras a possibilidade de experimentos serem desenvolvidos em escala real.

Para estudos em escala laboratorial a temperatura tanto ambiente quanto no interior do reator deve ser cuidadosamente controlada e sistemas que evitem a perda de calor nas paredes do reator devem ser utilizados.

Há de se considerar que o revolvimento sendo feito de forma mecânica reduz os riscos de perdas de resíduos e padroniza o revolvimento da biomassa.

O levantamento bibliográfico mostra que não existe um padrão para a biossecagem. Há dificuldade de comparação, pois existem formas de condução diversas, proporção de mistura, tipo de estruturante e tamanhos de partículas, tempo de experimento (7 a 24 dias de variação), massa nos reatores, que variaram de 1-22kg, formas de aeração, tempo de revolvimento e reatores variados, e também a falta de especificação do lodo utilizado. Sendo assim, de suma importância mais estudos sobre esse tema.

A maioria das pesquisas anteriores atingiram as temperaturas consideradas ditas características do processo de biossecagem mas não apresentaram o parâmetro quanto ao poder calorífico – parâmetro importante para avaliação de enquadramento como um CDR.

Conclui-se que embora não tenha ocorrido alteração significativa da temperatura através da atividade microbiana que levasse a evolução do processo de biossecagem, as perdas de umidade foram significativas em todos os bags. Embora os valores finais de poder calorífico estejam abaixo comparando-se com os de outros materiais, a evolução desse parâmetro foi expressiva, dessa forma evidenciou-se que o lodo de esgoto pode tornar-se um composto com potencial para ser usado como material combustível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADANI, Fabrizio et al. The influence of biomass temperature on biostabilization–biodrying of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, [s.i], n. 83, p.173-179, 8 dez. 2001.

ADAR, E.; KARATOP, B.; INCE, M.; BILGILI, M. S. Comparison of methods for sustainable energy management with sewage sludge in Turkey based on SWOTFAHP analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 62, 2016. 429-440 p.

ALMEIDA, Marina da Costa Ribeiro de et al. Influência da taxa de aeração no processo de biossecagem de lodo gerado em Estação de Tratamento de. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, São Carlos. **Anais [...]**. São Paulo: Abes, 2019. p. 1-7.

ANDREOLI, Cleverson Vitorio. **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. Curitiba: Abes, 2001. 282 p. (Projeto PROSAB). Disponível em: <http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/CLeverson.pdf#page=50>. Acesso em: 10 jul. 2020.

ANDREOLI, C. V., TAMANIN, C. R., HOLSBACH, B., PEGORINI, E. S., NEVES, P. S. (2006) Uso de lodo de esgoto na produção de substrato vegetal, In: *Biossólidos Alternativas de uso de resíduos do saneamento*, Editora ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), Rio de Janeiro, 2006.

ANDREOLI, Cleverson V.; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Lodo de Esgoto: tratamento e disposição final**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 444 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuais)

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **10004: Resíduos Sólidos - Classificação**. 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandyr. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. 3. ed. São Carlos: EESC USP Projeto Reenge, 2010. 120 p.

BILGIN, Melayib; TULUN, Sevket. **Biodrying for municipal solid waste: volume and weight reduction**. Environmental Technology, [s.l.], v. 36, n. 13, p.1691-1697, 16 fev. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2015.1006262>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (Org.). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: Versão Preliminar para Consulta Pública**. Brasília: Governo Federal, 2011.109 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: 20 maio 2017.

BRASIL. Brasil. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2015**. Brasília: Ministério das Cidades, 2017. 173 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>>. Acesso em: 15 ago. 2017.

CAI, Lu et al. Moisture variation associated with water input and evaporation during sewage sludge bio-drying. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 117, p.13-19, ago. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.092>.

CAI, Lu et al. Influence of forced air volume on water evaporation during sewage sludge bio-drying. **Water Research**, [s.l.], v. 47, n. 13, p.4767-4773, set. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.048>.

CAI, Lu et al. **Bacterial communities and their association with the bio-drying of sewage sludge**. Water Research, [s.l.], v. 90, p.44-51, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.026>.

CONSÓRCIO COBRAPE – GERENTEC - SAAE – SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO (São Paulo) (org.). **Projeto Executivo Hidráulico da Estação de Tratamento – ETE Central**.: ete - hidráulico. 20. ed. Jacareí, 2005.

CORREIA, J. E. Caracterização físico-químico e microbiológica do lodo gerado na estação de tratamento de esgoto Contorno, Feira de Santana, BA. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, BA, 2009.

HAO, Zongdi *et al.* Combustion characteristics of biodried sewage sludge. **Waste Management**, [S.L.], v. 72, p. 296-305, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.008>.

HUILIÑIR, Cesar; VILLEGAS, Manuel. Simultaneous effect of initial moisture content and airflow rate on biodrying of sewage sludge. **Water Research**, [s.l.], v. 82, p.118-128, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.046>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário / IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais. - Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2011. 969 p.

MATOS, Antônio Teixeira de. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias**. 1. ed. Minas Gerais: Ed. UFV, 2015. 149 p.

LIANG, Xiaohui *et al.* Optimization and Process Analysis of Biodrying of Low Organic Matter Content Municipal Sludge. **Journal Of Biobased Materials And Bioenergy**. Jinan, China, p. 66-73. out. 2015.

LUCATTI, Tayná Barros Mazer *et al.* Estudo do processo de biossecagem de lodo de ETE. In: CONGRESSO ABES/FENASAN, 28., 2017, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: Abes, 2017. p. 1-11.

MENDES, Cláudia Rodrigues. **Métodos inovadores para a bio-secagem do CDR produzido na linha de processo da unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB):** – Caso de estudo na VALNOR SA. 2014. 137 f. Dissertação (Mestrado) -

Curso de Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2014. Disponível em: <https://run.unl.pt/bitstream/10362/13953/1/Mendes_2014.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2017.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: McGrawHill Education, 2016. 1980 p. Traduzido por Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa.

MULCHANDANI, A.; WESTERHOFF, P. Recovery opportunities for metals and energy from sewage sludges. *Bioresource Technology*, 215, 2016. 215-226 p

O'KELLY, Brendan C.. Sewage Sludge to Landfill: some pertinent engineering properties. : Some Pertinent Engineering Properties. **Journal Of The Air & Waste Management Association**, [s.l.], v. 55, n. 6, p. 765-771, jun. 2005. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2005.10464670>.

PANORAMA DO COPROCESSAMENTO 2020. São Paulo: Associação Brasileira de Cimento Portland, dez. 2020. Disponível em: https://coprocessamento.org.br/wp-content/uploads/2020/12/Panorama_coproprocessamento_2020_v3_Base_2019.pdf. Acesso em: 20 fev. 2021.

PASQUINI, Nilton Cesar. Potential Use of Sludge From Domestic and Industrial Sewage as a Source of Energy. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 35-57, jul. 2014. GN1 Genesis Network. <http://dx.doi.org/10.5935/recen.2014.01.03>.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G.E.G.; SOUSA J.F; PICKLER A.C.; LEAL, E.R.M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. *Revista Liberato*, Novo Hamburgo, v. 11, n. 16, p. 89-188, jul./dez. 2010.

RADA, E. C. et al. **Bio-Drying Role in Changeable Scenarios of Romanian MSW Management**. Waste and Biomass Valorization, [s.l.], v. 1, n. 2, p.271-279, jun. 2010. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-010-9023-9>.

RADA, Elena Cristina; RAGAZZI, Marco; BADEA, Adrian. **MSW bio-drying: Design criteria from a 10 years research**. Scientific Bulletin, [s.i.], v. 74, p.209-216, 2012. Disponível em: https://www.scientificbulletin.upb.ro/rev_docs_arhiva/fullc08_619353.pdf. Acesso em: 15 maio 2017.

RAGAZZI, M.; RADA, E. C.; ANTOLINI, D.. Material and energy recovery in integrated waste management systems: An innovative approach for the characterization of the gaseous emissions from residual MSW bio-drying. **Waste Management**, [s.l.], v. 31, n. 9-10, p.2085-2091, set. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.024>.

RAGAZZI, M.; RADA, E. C.. **RDF/SRF evolution and MSW bio-drying**. Wit Transactions On Ecology And The Environment, [s.i.], v. 163, p.199-208, 2012. Disponível em: <https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-ecology-and-the-environment/163/23697>. Acesso em: 15 maio 2017.

REIS, R. F. Sistema de Remoção de Água de Lodo Gerado em Estação de Tratamento de Esgoto com Duas Fases: Desaguamento Inicial em Leito de Drenagem Seguido de Biossecagem. São Carlos, SP, 2017. 256p. Tese de doutorado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana - Universidade Federal de São Carlos, 2017.

ROSA, André Pereira *et al.* Contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETES em processos térmicos. **Revista DAE**, Minas Gerais, p. 55-62, abr. 2015.

SADAKA, Samy et al. **Partial Composting for Biodrying Organic Materials**. 2011. Cooperative Extension Service, University of Arkansas, Division of Agriculture, US Dept. of Agriculture and county governments cooperating. Disponível em: <https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-1055.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2017.

SÃO PAULO. Comitê Intersecretarial Para A Política Municipal de Resíduos Sólidos. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Cidade de São Paulo**. São Paulo: Prefeitura de São Paulo, 2014. 456 p. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2017.

SANTOS FILHO, Ronaldo Célio dos *et al.* O APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS, POR MEIO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM AERÓBIA ENRIQUECIDA COM CASCA DE SURURU PARA APROVEITAMENTO NA CONSTRUÇÃO CIVIL. **Ciências Exatas e Tecnológicas: Cadernos de Graduação**, Alagoas, v. 4, n. 2, p. 125-134, set. 2017. [Periodicos.set.edu.br](http://periodicos.set.edu.br).

SHAO, J.; YAN, R.; CHE N, H.; YANG, H.; LEE, H. D. Catalytic effect of metal oxides on pyrolysis of sewage sludge. *Fuel Processing Technology*, v. 91, n.9, p. 1113 – 1118, 2010.

TAMBONE, F. *et al.* **Effects of biodrying process on municipal solid waste properties**. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 102, n. 16, p.7443-7450, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.010>.

TEIXEIRA PINTO, M. Higienização de Lodos. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, V.M.; FERNANDES, F. (Ed.). *Lodo de esgotos: tratamento de disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA (UFMG); Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001.P.261-297

TOM, Asha P.; HARIDAS, Ajit; PAWELS, Renu. **Biodrying Process Efficiency: - Significance of Reactor Matrix Height**. *Procedia Technology*, [s.l.], v. 25, p.130-137, 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.protcy.2016.08.240>.

TOM, Asha P.; PAWELS, Renu; HARIDAS, Ajit. Biodrying process: A sustainable technology for treatment of municipal solid waste with high moisture content. **Waste Management**, [s.l.], v. 49, p.64-72, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.004>.

VAN HAANDEL, Adrianus; MARAIS, Gerrit. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado**: teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VELIS, C.a. et al. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: a review of process science and engineering. **Bioresource Technology**, Reino Unido, v. 100, p. 2747-2761, 11 jun. 2009.

WINKLER, M.-k.h. et al. **The biodrying concept: An innovative technology creating energy from sewage sludge**. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 147, p.124-129, nov. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.138>.

YANG, Benqin; ZHANG, Lei; JAHNG, Deokjin. Importance of Initial Moisture Content and Bulking Agent for Biodrying Sewage Sludge. **Drying Technology**, [s.l.], v. 32, n. 2, p.135-144, 27 dez. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/07373937.2013.795586>.

YUAN, Jing et al. **Effects of adding bulking agents on biostabilization and drying of municipal solid waste**. *Waste Management*, [s.l.], v. 62, p.52-60, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.027>.

ZHANG, Dong-Qing *et al.* Bio-drying of municipal solid waste with high water content by aeration procedures regulation and inoculation. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 99, n. 18, p. 8796-8802, dez. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.046>.

ZHANG, L.; SUN, X.Y. **Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the twostage composting of green waste**. *Bioresource Technology*. vol.163, p.112–122, 2014.

ZHANG, Difang *et al.* Co-biodrying of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste: role of mixing proportions. **Waste Management**, [S.L.], v. 77, p. 333-340, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.016>.

ZAWADZKA, Agnieszka; KRZYTEK, Liliana; LEDAKOWICZ, Stanisaw. Autothermal biodrying of municipal solid waste with high moisture content. **Chemical Papers**, [s.l.], v. 64, n. 2, p. 266-268, 1 jan. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.2478/s11696-009-0118-3>.