



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Allison Ruan de Moraes Silva

**Avaliação do potencial da compostagem de digestato da digestão anaeróbia seca de
resíduo alimentar**

FLORIANÓPOLIS

2021

Allison Ruan de Moraes Silva

**Avaliação do potencial da compostagem de digestato da digestão anaeróbia seca de
resíduo alimentar**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação
em Engenharia Química da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Moreira Soares

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Camila Michels

FLORIANÓPOLIS

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva, Allison Ruan de Moraes

Avaliação do potencial da compostagem de digestato da
digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar / Allison Ruan
de Moraes Silva ; orientador, Hugo Moreira Soares,
coorientadora, Camila Michels, 2021.

120 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Química. 2. Digestão Anaeróbia Seca. 3.
Compostagem. 4. Resíduo Alimentar. 5. Autoaquecimento. . I.
Soares, Hugo Moreira. II. Michels, Camila. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Química. IV. Título.

Allison Ruan de Morais Silva

**Avaliação do potencial da compostagem de digestato da digestão anaeróbia seca de
resíduo alimentar**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a), Dr.(a) Elisângela Edila Schneider
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof., Dr. Paulo Belli Filho
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Química.

Prof.(a), Dr.(a) Débora de Oliveira
Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
Orientador

Prof.(a), Dr.(a) Camila Michels
Coorientadora

Florianópolis, 2021.

Este trabalho é dedicado aos meus pais, Vadim e Regina.

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Sagrada Família, pela força que me foi fornecida e os caminhos que se abriram para que, em um momento tão delicado da história, eu pudesse vencer mais esse obstáculo.

Aos meus pais, Vadim e Regina, por todo apoio, amor, palavras confortáveis e paciência. Aos meus irmãos, Ângela, Anderson, Keyse e Livia por estarem sempre presentes e me apoiando. À minha avó Maria, por sentir tanto orgulho de mim.

Aos companheiros do e-Biotech, laboratório com a rotina constituída por companheirismo, respeito e espírito de trabalho em equipe. Vocês foram essenciais para que fosse possível viver tão longe de casa. Em especial a Janaina dos Santos, Elisângela Schneider, Maikon Kelbert e Camila Michels por todo o comprometimento e colaboração direta no desenvolvimento desta pesquisa, sem vocês não teria sido possível.

Aos professores membros da banca de avaliação por sua disposição em contribuir com esta dissertação.

Ao meu orientador Hugo Moreira pela oportunidade de aprendizado, e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo financiamento e por disponibilizar minha bolsa de mestrado.

A todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

Técnicas de valorização de resíduos sólidos orgânicos têm sido um dos principais tópicos de pesquisa devido às preocupações com prejuízos ambientais. Tecnologias convencionais como a compostagem e a digestão anaeróbia baseiam-se na degradação da matéria orgânica através da ação de microrganismos, resultando em substâncias estáveis. Possuem um papel indispensável na abordagem do desenvolvimento de uma economia circular, desviando esses resíduos dos aterros sanitários e da incineração, promovendo a recuperação de nutrientes e energia. Esta pesquisa visa avaliar a viabilidade da aplicação de um processo de compostagem em resíduos sólidos orgânicos (RSO) pré-tratado por um processo de digestão anaeróbia seca, estabelecendo uma metodologia específica em escala laboratorial. Para tal, foi utilizado resíduo alimentar (RA) e realizado ensaios preliminares para determinar o potencial de produção de metano do substrato e as melhores condições de processo, como pH e temperatura. Utilizou-se a metodologia de autoaquecimento das amostras do digestato como indicativo da viabilidade de aplicação do processo de compostagem. Observou-se o aumento expressivo da temperatura devido a atividade biológica, porém temperaturas termofílicas não foram alcançadas. As variações máximas de temperatura são aproximadamente iguais, sendo de 10,6 °C para a compostagem de resíduo alimentar, atingindo 40,6 °C e de 11,1 °C para a compostagem de digestato com adição de inóculo atingindo 41,1 °C, e a energia térmica total gerada foi de 1.537,5 J e 1.642,4 J por grama de SV degradado, respectivamente. A digestão anaeróbia seca promoveu a remoção de 28,9% ± 0,1 de sólidos voláteis (SV), a compostagem de resíduo alimentar alcançou valor de remoção de SV de 60,5% ± 0,7, chegando a atingir o percentual de 63,8% ± 0,2 para a compostagem de digestato anaeróbio. O ensaio de compostagem mostrou-se capaz de remover significativamente o AGV acumulado pela digestão anaeróbia seca de RA, resultando em uma concentração final de 840,0 ± 10 mgHAc L⁻¹. A metodologia desenvolvida alcançou resultados que permite, de forma simplificada, prever o comportamento energético e físico-químico em sistemas de compostagem e digestão anaeróbia.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia Seca, Compostagem, Resíduo Alimentar, Autoaquecimento.

ABSTRACT

Techniques for the recovery of organic solid waste have been one of the main research parameters due to concerns about environmental problems. Conventional technologies such as composting and anaerobic digestion are based on the degradation of organic matter through the action of microorganisms, resulting in stable substances. They play an indispensable role in addressing the development of a circular economy, diverting this waste from landfills and incineration, promoting the recovery of nutrients and energy. This research aims to evaluate the feasibility of applying a composting process in organic solid waste (OSW) pretreated by a process of dry anaerobic digestion. For this purpose, it was used as food residue (FR) and preliminary tests were carried out to determine the methane production potential of the substrate and the best process conditions, such as pH and temperature. The digestate self-heating methodology was used as an indication of the feasibility of applying the composting process. There was a significant increase in temperature due to biological activity, but thermophilic temperatures were not achieved. The maximum temperature variations are approximately equal, being 10.6 °C for composting food waste, reaching 40.6 °C and 11.1 °C for digestate composting with addition of inoculum reaching 41.1 °C, and energy Total thermal generated was 1,537.5 J and 1,642.4 J per gram of degraded SV, respectively. The dry anaerobic digestion promoted the removal of $28.9\% \pm 0.1$ and $28.1\% \pm 0.2$ of volatile solids (VS), a composting of food waste reached an VS removal value of $60.5\% \pm 0.7$, reaching the percentage of $63.8\% \pm 0.2$ for the composting of anaerobic digestate. The known composting test can remove the VFA accumulated by the dry anaerobic digestion of FR, found in a final concentration of 840.0 ± 10 mgHAc L⁻¹. The developed methodology achieved results that allow, in a simplified way, to predict the energetic and physicochemical behavior in composting and dry anaerobic digestion systems.

Keywords: Dry Anaerobic Digestion, Composting, Food Waste, Self-heating.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Tratamento e descarte global de resíduos.	20
Figura 2 – Fluxograma de processo de degradação da matéria orgânica através de digestão anaeróbia.....	24
Figura 3 – Representação gráfica das etapas da compostagem em relação ao tempo: temperatura, degradação, microbiota e pH.....	36
Figura 4 – Fluxograma das etapas do ensaio de digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar seguida de compostagem de digestato anaeróbio.....	51
Figura 5– Design experimental do ensaio de digestão anaeróbia: (1) reator, (2) banho termostaticado, (3) eudiômetro, (4) mangueira de conexão e (5) frasco mariotte.....	54
Figura 6 – Design experimental do ensaio de compostagem: (1) caixa com isolamento térmico, (2) estufa de bancada para cultura bacteriológica, (3) compressor de ar, (4) sistema para aquisição de dados de temperatura.	58
Figura 7 – Produção de metano.	71
Figura 8 – Teste preliminar para escolha da temperatura ambiente adequada ao ensaio.	73
Figura 9 – Teste preliminar para escolha da umidade adequada ao ensaio.	74
Figura 10 – Perfil de temperatura do teste de autoaquecimento para CO-I.	77
Figura 11 – Perfil de temperatura do teste de autoaquecimento para CO-RA, CO-DARAA e CO-DARAb.....	78
Figura 12 – Estimativa do coeficiente de transferência de calor para CO-RA.....	82
Figura 13 – Estimativa do coeficiente de transferência de calor para CO-DARAA.....	82
Figura 14 – Área sob a curva do teste de autoaquecimento para CO-RA.....	83
Figura 15 – Área sob a curva do teste de autoaquecimento para CO-DARAA.....	83
Figura 16 – Microcontrolador Arduino Uno R3 e cabo USB.	107
Figura 17 – Sensor de temperatura modelo DS18B20.	108
Figura 18 – Esquema do circuito.....	108

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Definição de amostras analisadas e abreviações.	52
Quadro 2 – Código do programa para aquisição de endereços de sensores de Temperatura.	109
Quadro 3 – Código do programa para aquisição de dados de Temperatura e exibição em PLX-DAQ.	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Digestão anaeróbia seca de diferentes substratos em condições operacionais diversas.	27
Tabela 2 – Compostagem de digestatos anaeróbios em diferentes condições operacionais. ...	45
Tabela 3 – Composição das misturas e o número de repetições para o ensaio de digestão anaeróbia.....	57
Tabela 4 – Valores das capacidades caloríficas específicas para o composto seco, água e calor latente de evaporação da água.	61
Tabela 5 – Composição das misturas e o número de repetições para o ensaio de compostagem.	64
Tabela 6 – Caracterização físico-química dos inóculos de digestão anaeróbia (I-DA) e compostagem (I-CO), resíduo alimentar (RA) e pó de serragem (PS).....	67
Tabela 7 – Caracterização físico-química das misturas iniciais dos ensaios de digestão anaeróbia.....	69
Tabela 8 – Produção de metano e caracterização físico-química das amostras após a digestão anaeróbia.....	70
Tabela 9 – Caracterização físico-química das misturas iniciais dos ensaios de compostagem.	75
Tabela 10 – Comportamento da temperatura e caracterização físico-química das amostras após os ensaios de compostagem.....	79
Tabela 11 – Dados referentes a variação de massa no sistema.	81
Tabela 12 – Valores aplicados ao balanço de energia térmica.	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
DA	Digestão Anaeróbia
C/N	Relação proporcional entre carbono e nitrogênio
AGV	Ácidos graxos voláteis
AT	Alcalinidade Total
FORSU	Fração orgânica de resíduos sólidos urbanos
I-DA	Inóculo da Digestão Anaeróbia
I-CO	Inóculo da Compostagem
PS	Pó de Serragem
RA	Resíduo Alimentar
DA-I	Digestão Anaeróbia contendo apenas inóculo
DA-RAa	Digestão anaeróbia com alto teor de sólidos
DA-RAb	Digestão anaeróbia com baixo teor de sólidos
CO-I	Compostagem contendo apenas inóculo
CO-RA	Compostagem de resíduo alimentar
CO-DARAA	Compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar com adição de inóculo
CO-DARAb	Compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar sem adição de inóculo
PEM	Produção específica de metano
V_n	Volume do gás seco no estado normal
V	Volume do gás conforme lido
P	Pressão da fase gasosa no momento da leitura
P_v	Pressão de vapor da água em função da temperatura do espaço ambiente
T_n	Temperatura normal
P_n	Pressão normal
T_a	Temperatura ambiente
V_{metano}	Volume de metano, igual ao volume do gás seco no estado normal
gSV	Massa de sólidos voláteis
$gSV_{\text{substrato}}$	Massa de sólidos voláteis no substrato
$gSV_{\text{inóculo}}$	Massa de sólidos voláteis no inóculo

$Q_{\text{geração}}$	Taxa de calor gerado pela degradação biológica de SV
$Q_{\text{sensível}}$	Taxa de perda de calor sensível ao ambiente
Q_{latente}	Taxa de perda de calor latente devido à evaporação
M	Massa fresca de resíduo da amostra
SV	Sólidos voláteis
C	Capacidade calorífica específica da amostra de resíduos úmidos
T	Temperatura da amostra de resíduo úmido no reator
H	Calor gerado pela degradação de SV
L	Calor latente de evaporação
U	Coefficiente global de transferência de calor do reator
A	Área total da superfície do reator
K_c	Coefficiente de transferência de calor específico do teste
A_c	Área sob a curva de variação de temperatura em relação ao tempo
M_{ST}	Massa seca do composto
M_U	Massa de umidade do composto
M_m	Massa média da amostra
COT	Carbono Orgânico Total
NT	Nitrogênio Total
%U	Percentual de umidade
%ST	Percentual de sólidos totais
%SV	Percentual de sólidos voláteis
m_1	massa da amostra fresca
m_2	massa da amostra após secagem
m_3	massa da amostra após calcinada
$T_{Máx}$	Temperatura máxima
$\Delta T_{Máx}$	Variação máxima de temperatura
ΔSV	Variação de sólidos voláteis
ΔH_2O	Variação de umidade no composto
T_s	Temperatura perdida através da taxa de calor sensível
T_L	Temperatura perdida através da taxa de calor latente
T_G	Ganho de temperatura através da taxa de geração de calor biológico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	Objetivo Geral.....	17
1.1.2	Objetivos Específicos	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	18
2.2	PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DEGRADAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS	22
2.2.1	Digestão anaeróbia.....	23
2.2.1.1	<i>Digestão anaeróbia seca</i>	25
2.2.1.2	<i>Parâmetros de processo</i>	29
2.2.2	Compostagem.....	35
2.2.2.1	<i>Parâmetros de processo</i>	38
2.2.3	Compostagem como pós-tratamento do digestato anaeróbio	42
2.2.3.1	<i>Pontos que requerem atenção</i>	47
3	MATERIAL E MÉTODOS	51
3.1	MATÉRIA-PRIMA	52
3.1.1	Resíduo alimentar	52
3.1.2	Inóculo da digestão anaeróbia	52
3.1.3	Inóculo da compostagem.....	53
3.1.4	Agente de volume.....	53
3.2	DESIGN EXPERIMENTAL	54
3.2.1	Digestão anaeróbia.....	54
3.2.1.1	<i>Composição do meio reacional</i>	56
3.2.2	Compostagem.....	57
3.2.2.1	<i>Análise teórica do teste de compostagem.....</i>	59

3.2.2.2	<i>Testes preliminares</i>	63
3.2.2.3	<i>Composição do meio reacional</i>	64
3.3	MÉTODOS ANALÍTICOS	64
3.3.1	Relação Carbono/Nitrogênio	65
3.3.2	Umidade, Sólidos Totais e Sólidos Voláteis	65
3.3.3	pH, Ácidos Graxos Voláteis e Alcalinidade Total	66
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA-PRIMA	67
4.2	DIGESTÃO ANAERÓBIA	68
4.3	COMPOSTAGEM	73
4.3.1	Testes preliminares	73
4.3.2	Teste de compostagem	74
4.3.3	Análise teórica do teste de compostagem	80
5	CONCLUSÃO	87
6	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	89
	REFERÊNCIAS	90
	APÊNDICE A – Projeto: sistema de leitura automática de temperatura	107
	ANEXO A – Laudos de ensaios de carbono e nitrogênio	113

1 INTRODUÇÃO

A expansão de áreas urbanizadas aliada ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico resultam no aumento da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU), especialmente em países emergentes (WANG *et al.*, 2018). Porém, a geração per capita de RSU é superior em países desenvolvidos, por estar inteiramente ligada a prosperidade econômica e social de um país (FAZELI *et al.*, 2016).

No Brasil, um país com população estimada de 211.755.692 hab (IBGE, 2020), vasto território e o maior país da América Latina, apenas 59,5% de RSU é descartado em aterros sanitários. Isso representa cerca de 29,5 milhões de toneladas de RSU destinados para lixões ou aterros controlados (ABRELPE, 2019). Conseqüentemente, o país perde cerca de 2,5 bilhões de dólares anuais porque os resíduos recicláveis são descartados de forma inadequada em aterros (IPEA, 2010).

É comum que países em desenvolvimento encaminhem os resíduos aos aterros sanitários, aterros controlados ou despeje-os a céu aberto (CAICEDO-CONCHA *et al.*, 2019). Essas técnicas sofrem empecilhos devido à escassez de terra adequada para aterro em áreas urbanas, à emissão de gases de efeito estufa, além de outros poluentes nocivos ao ambiente natural (KUMAR; SAMADDER, 2020). Tais técnicas de destinação final são um reflexo de um modelo de economia linear, focado no aumento da produção, consumo e descarte (BLÁZQUEZ *et al.*, 2018).

Técnicas de valorização desses resíduos têm sido um dos principais focos de pesquisa devido às preocupações com prejuízos ambientais às áreas urbanas e rurais em vários países industrializados e emergentes (WAINAINA *et al.*, 2020). Considerando a proteção ambiental e o desenvolvimento sustentável, a proposta de uma economia circular tendo como princípios a reutilização e reciclagem é fundamental no desenvolvimento de tecnologias adequadas para a recuperação de resíduos sólidos urbanos (MAYER; BHANDARI; GÄTH, 2019).

Com exceção da Europa, Ásia Central e América do Norte, o resíduo sólido gerado é composto, em média, por cerca de 50% ou mais de resíduos verdes ou alimentares, portanto matéria orgânica biodegradável, não havendo muita variedade nos fluxos de produção além daqueles alinhados com a renda (KAZA *et al.*, 2018). É, portanto, uma fonte abundante de recursos.

Tecnologias que visam à recuperação de energia e nutrientes da fração orgânica dos resíduos sólidos, como a digestão anaeróbia e a compostagem, serão apresentadas e discutidas

em uma abordagem de integração. Ambos são processos que ocorrem devido à atividade microbiana, promovendo a degradação da matéria orgânica e resultando em produtos considerados estáveis e de conteúdo nutricional elevado. Distinguem-se, principalmente, pela presença, ou não, de aeração.

A digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio, transformando materiais orgânicos complexos em uma fonte de energia limpa e renovável, o biogás. Além de outro produto rico em nutrientes e aplicável a solos agrícolas, conhecido como digerido ou digestato (HAGOS *et al.*, 2017). O processo pode acontecer em meio úmido ou com alto teor de sólidos totais, sendo esse segundo conhecido como digestão anaeróbia seca ou em estado sólido (GE; XU; LI, 2016; LI; PARK; ZHU, 2011), contendo características distintas, como maior produtividade de biogás, quando comparada ao processo com elevada umidade (ANGELONIDI; SMITH, 2015), além de necessitar de menores volumes de reatores e gerar menores quantidades de efluente (JHA *et al.*, 2011).

A compostagem, por outro lado, ocorre em meio aerado. É um processo exotérmico, tendo calor gerado através da atividade dos microrganismos, promovendo a higienização do material. Ao fim, obtemos o composto, um produto estável, livre de patógenos, rico em nutrientes e que contribui para a melhoria das propriedades físicas, químicas e microbiológicas de solos agrícolas (SANCHEZ; OSPINA; MONTROYA, 2017).

A associação de ambos os processos, buscando recuperar energia contida nos resíduos orgânicos na forma de biogás e posterior estabilização do material digerido (digestato) pela compostagem tem sido estudada (MENG *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2018a). É importante o uso de métodos analíticos capazes de prever o comportamento de processos, principalmente meios reacionais tão complexos quanto os formados por atividade biológica.

Pode-se encontrar diversos métodos, padronizados ou não, envolvendo a avaliação da qualidade de lodos anaeróbios e substratos, sendo capazes de avaliar a cinética da digestão anaeróbia, como por exemplo: AME, ISO 13.641, ISO 11.734, DIN 38.414-8, VDI 4630 e ASTM E2170-01 (KUNZ; STEINMETZ; DO AMARAL, 2019). A necessidade de pequenas quantidades de amostras e tempos relativamente rápidos para a finalização dos ensaios são algumas das vantagens na aplicação desses métodos, sendo o ponto de partida para o planejamento de processos em maior escala.

Porém, tratando-se de ensaios de compostagem, normalmente são realizados em escala real ou piloto, utilizando grandes volumes de biomassa. Mesmo quando o estudo propõe ser feito em escala laboratorial (BARRENA; ARTOLA; VÁZQUEZ, 2009; CHEN *et al.*, 2020;

KOPČIĆ *et al.*, 2014; VINNERÅS; BJÖRKLUND; JÖNSSON, 2003), quantidades significativas de substrato são aplicadas. Alguns métodos analíticos em escala laboratorial são aplicados para avaliar a maturidade e estabilidade do composto, entre eles estão teste de autoaquecimento de Dewar, teste Solvita[®], taxa de consumo de oxigênio e taxa de evolução de dióxido de carbono (BRINTON, 2000; NICHUALAIN; PRASAD, 2007; MALIŃSKA, 2016).

Por tanto, levando em consideração a crescente geração de resíduos e a promoção de uma economia circular, esta pesquisa visa verificar a resposta às propriedades físico-químicas do substrato após o processo de digestão anaeróbia seca seguida de compostagem, executado em escala laboratorial, propondo uma metodologia que avalie a digestão anaeróbia seca com posterior estabilização do seu resíduo pelo processo de compostagem. Para isso, modificou-se o método VDI 4630 (2006) de forma a conectá-lo ao teste de autoaquecimento, utilizando pequena quantidade de substrato.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Desenvolver metodologia para avaliar o potencial da compostagem de digestato da digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar promovendo a recuperação de metano e estabilização de material rico em nutrientes.

1.1.2 Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo geral, os seguintes objetivos específicos deverão ser alcançados:

- Determinar a produção específica de metano para a digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar e compará-la com o processo por via úmida para obter o potencial máximo de produção de metano do resíduo alimentar;
- Avaliar o potencial de compostagem do resíduo da digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar por meio do perfil de temperatura gerado pelo autoaquecimento, comparando-o com os resultados para a compostagem de resíduo alimentar;
- Desenvolver o balanço térmico para a etapa de compostagem e obter a energia térmica total produzida pela degradação biológica de sólidos voláteis, comparando os resultados entre a compostagem de resíduo alimentar e compostagem de digestato anaeróbio seco.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentado o levantamento bibliográfico necessário para a contextualização de aspectos relevantes ao estudo. A seguir, serão expostos dados referentes à geração dos resíduos sólidos orgânicos e discutidos os processos biológicos de reaproveitamento desses resíduos.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Através da NBR 10.004 (2004) a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT define que resíduos sólidos são resíduos nos estados sólido e semi-sólido, resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água.

Com o crescimento populacional aliado ao aumento do padrão de vida no mundo, tem-se um maior consumo de bens e energia que, por sua vez, implica no aumento de geração de resíduos. No mundo, cerca de 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos municipais são gerados anualmente, com produção per capita média de 0,74 kg por dia, variando amplamente de 0,11 a 4,54 kg, conforme a região. Estima-se que até 2050 a produção anual de resíduos chegue a 3,40 bilhões de toneladas. Porém a taxa de geração de resíduos não está distribuída de forma homogênea, ela se relaciona à urbanização, tamanho da população e condições econômicas das sociedades (MALINAUSKAITE *et al.*, 2017; KAZA *et al.*, 2018).

A Abrelpe – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais publica todos os anos, com dados do ano anterior, o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. A edição mais recente que traz novos dados, publicada em 2019, informa que em 2018 foram gerados no Brasil 79 milhões de toneladas de RSU, um aumento de pouco menos de 1% em relação ao ano anterior. Desse montante, 92% (72,7 milhões) foram coletados, porém 6,3 milhões de toneladas de resíduos não foram recolhidas junto aos locais de geração. A destinação em aterros sanitários recebeu 59,5% dos resíduos sólidos urbanos coletados, o restante foi despejado em locais inadequados por 3.001 municípios brasileiros, resultando em 29,5 milhões de toneladas de RSU destinados para lixões ou aterros controlados.

Apesar da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei 12.305/10 (BRASIL, 2010), ter determinado que o fim dos lixões deveria acontecer até 2014. Entretanto, o novo marco do saneamento básico, definido pela lei nº 14.026, sancionada em

2020, postergou o prazo para o fim dos lixões. Os novos prazos para acabar com os lixões estão entre 2021 e 2024, variando de acordo com o volume populacional da cidade.

Para além da PNRS, em 2015, países membros das Nações Unidas adotaram uma nova política global: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Foram estabelecidos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) a serem trabalhados por diferentes níveis de governo, organizações, empresas e a sociedade como um todo. O documento demonstra o compromisso do mundo com a erradicação da pobreza extrema e reconhece a necessidade de operar dentro dos limites ecológicos do planeta (DANTAS; FONTGALLAND, 2021). Quanto as metas relacionadas aos resíduos sólidos, podem ser alcançadas por meio da redução da geração de resíduos além da adoção de tecnologias que recuperem os resíduos, aproveitem ao máximo a matéria-prima, pensando no pós-consumo e nas embalagens, ligando ao princípio da responsabilidade estendida do produtor. A legislação ambiental brasileira está entre as mais avançadas do mundo, porém, de acordo com o III Relatório da Sociedade Civil da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável (GT Agenda 2030, 2019), a violação e o desrespeito aos direitos sociais, ambientais e econômicos sofridos pelo Brasil, põe o país no sentido contrário ao desenvolvimento sustentável (DANTAS; FONTGALLAND, 2021).

Alguns fatores influenciam na composição dos resíduos sólidos urbanos, entre eles o poder aquisitivo da população, pois refletem padrões variados de consumo. Em países onde a população apresenta renda per capita elevada, a geração de resíduos verdes e alimentares é menor, chegando até 32% do total de resíduos sólidos. Nota-se um aumento nesse percentual quando observada a produção desses resíduos em países de média e baixa renda per capita, sendo de 53% e 56% da produção total de resíduos sólidos, respectivamente. Com exceção da Europa, Ásia Central e América do Norte, todas as regiões geram, em média, cerca de 50% de resíduos verdes ou alimentares em relação ao total de resíduos sólidos gerados, não havendo muita variedade nos fluxos de produção além daqueles alinhados com a renda (KAZA *et al.*, 2018).

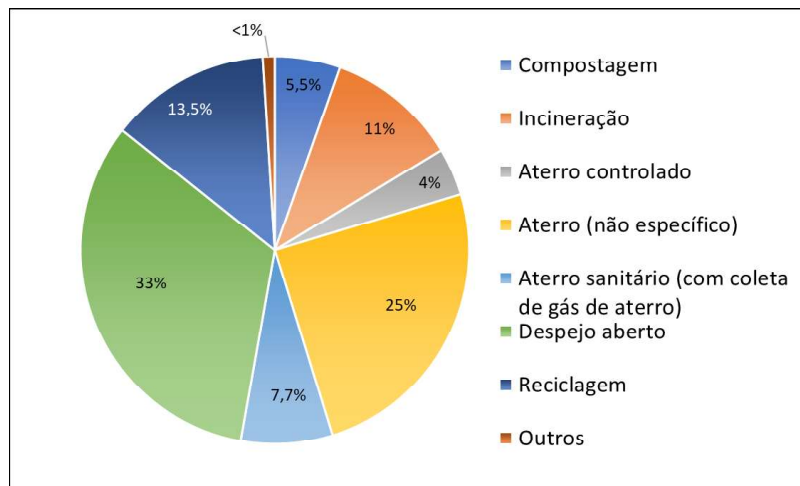
Os resíduos sólidos orgânicos possuem diferenças em relação a sua origem, composição, sazonalidade e volume gerado, resultando em variados níveis de biodegradabilidade. A geração depende em grande parte das atividades econômicas e clima do país (GIL *et al.*, 2019). A disposição de resíduos biodegradáveis de forma inadequada resulta em efeitos perniciosos sobre o meio ambiente, além de riscos para a saúde humana (ANGELONIDI; SMITH, 2015; WILSON *et al.*, 2015).

Na Europa, os resíduos alimentares compõem cerca de 45% dos resíduos sólidos urbanos, podendo alcançar uma média de 55% em países em desenvolvimento (PIPATTI;

SHARMA; YAMADA, 2006; TROSCHINETZ; MIHELICIC, 2009). A composição desses resíduos depende de sua fonte e hábitos alimentares dos consumidores. De acordo com a revisão realizada por Thi, Kumar e Lin (2015), esses resíduos podem apresentar umidade entre 74 e 90%, razão de sólidos voláteis para sólidos totais entre 80 e 97% e uma relação entre carbono e nitrogênio podendo variar de 14,7 a 36,4.

O Banco Mundial (KAZA *et al.*, 2018), através de sua revisão global da gestão de resíduos sólidos, indica que cerca de 37% dos resíduos produzidos em todo o mundo são encaminhados a aterros, porém apenas 7,7% são depositados em aterros que possuem sistema de coleta de gás de aterro. Um alto percentual de disposição é encontrado para despejo a céu aberto (33%). (KAZA *et al.*, 2018). Essa distribuição pode ser observada na Figura 1.

Figura 1– Tratamento e descarte global de resíduos.



Fonte: Adaptado de KAZA *et al.* (2018).

Em 2010, aproximadamente 13% das emissões antropogênicas globais de gases de efeito estufa, com exceção do dióxido de carbono (CO₂), foram provenientes de fontes de resíduo (USEPA, 2014). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) especula um aumento de 13% nas emissões globais dos aterros entre 2010 e 2030, podendo os aterros representarem 10% do total global de emissões de metano (CH₄), entre todas as fontes, no ano de 2030. Os gases de aterro são constituídos por aproximadamente 50% de CH₄ e 50% de CO₂ misturado com pequenas quantidades de outros gases, incluindo compostos orgânicos voláteis. O potencial de aquecimento da atmosfera pelo CH₄ é em torno de 21 vezes maior do que do CO₂ em um período de 100 anos. O grande volume de CH₄ produzido e seu elevado

potencial de poluição o tornam fator chave na tomada de decisões visando à mitigação de impactos ambientais (USEPA, 2014).

Ainda de acordo com a USEPA, diversas alternativas estão disponíveis para a redução e controle dessas emissões de gases de aterro, entre as principais temos a coleta e queima do gás com e sem produção de energia, além de práticas aprimoradas de desvio de resíduos, como a reciclagem e a reutilização (USEPA, 2014). Em um cenário nacional, Barros, Tiago Filho e da Silva (2014) investigaram a viabilidade econômica da geração de energia elétrica a partir da recuperação energética do biogás de aterro sanitário. Com base nas simulações realizadas, concluiu-se que se tratando de cidades com população superior a 200.000 habitantes há atratividade financeira e econômica na operação de usinas termoeletricas que usem gás de aterro, sendo necessária a criação de políticas de incentivo para que outros municípios com menor população possam viabilizar a geração de energia através dessa operação. Essa proposta abrange apenas 154 das 5.570 cidades brasileiras, por possuírem população acima de 200.000 habitantes (IBGE cidades, 2020). Existem diversos projetos de aproveitamento energético em funcionamento no Brasil, como por exemplo, os aterros Bandeirantes e São João, no município de São Paulo, que já produzem energia elétrica a partir da queima do metano (BRASIL, 2020).

Apesar da PNRS incentivar a formação de consórcios intermunicipais visando à redução de custos na gestão dos RSU, muitas regiões não alcançariam o volume populacional necessário para atingir a viabilidade técnico-econômica do reaproveitamento do gás de aterro na produção de energia elétrica. Compõem os objetivos do PNRS a gestão integrada, a promoção da reciclagem e do tratamento desses resíduos. Permitindo a aplicação de tecnologias que visam à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental (BRASIL, 2010).

A recuperação desses resíduos se enquadra no conceito de economia circular, podendo ser definida como um modelo econômico voltado para o uso eficiente de recursos, através da redução do uso de recursos primários, promovendo a criação de ciclos fechados de produtos, minimizando a geração de resíduos e mantendo-se dentro dos limites de proteção ambiental e benefícios socioeconômicos BABBITT *et al.*, 2018; HOFMANN, 2019; MURRAY; SKENE; HAYNES, 2017. Algumas tecnologias identificam-se com os princípios da economia circular, como a digestão anaeróbia (DA) e a compostagem. No entanto, a sustentabilidade ambiental e econômica depende de muitos fatores, incluindo a composição e o volume dos resíduos, bem como a região geográfica onde são gerados e tratados (SLORACH *et al.*, 2019).

Tecnologias tradicionais de degradação da matéria orgânica por ação de microrganismos como a DA e a compostagem têm sido estudadas e aplicadas como alternativas ambientalmente corretas e economicamente viáveis, além do aterro sanitário, aos aterros controlados e lixões (ZULKEPLI *et al.*, 2017). Para isso, a avaliação da adequação de um resíduo como substrato depende de suas características, como o conteúdo de matéria orgânica, principais nutrientes e a relação carbono/nitrogênio (GIL *et al.*, 2019). O conhecimento de sua natureza e suas características é essencial na seleção da tecnologia adequada. Diversos tipos de resíduos sólidos orgânicos vêm sendo reciclados em produtos valiosos de acordo com as tecnologias que serão apresentadas a seguir.

2.2 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DEGRADAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

No tocante à gestão de resíduos sólidos orgânicos, as tecnologias ideais para o seu tratamento não devem apenas ser ambientalmente sustentáveis, mas também economicamente viáveis e socialmente aceitas (MALINAUSKAITE *et al.*, 2017; MAYER; BHANDARI; GÄTH, 2019).

Tecnologias convencionais como a compostagem e a digestão anaeróbia baseiam-se na degradação da matéria orgânica através da ação de microrganismos, resultando em substâncias estáveis. Diversos produtos podem ser obtidos através desses processos, principalmente o composto, proveniente da compostagem, e o digestato, proveniente da DA, que podem ser utilizados como fertilizantes na agricultura, e o metano extraído do biogás produzido pela digestão anaeróbia, podendo ser aplicado na produção de calor, na geração de energia elétrica ou utilizado como combustível (SOOBHANY, 2019).

Apesar de não serem tecnologias inovadoras, elas apresentam um papel indispensável na abordagem do desenvolvimento de uma economia circular, desviando esses resíduos dos aterros sanitários e da incineração, promovendo a recuperação de nutrientes e energia (ZHANG; LOH; ZHANG, 2019). A seguir, os processos de digestão anaeróbia e compostagem serão apresentados.

2.2.1 Digestão anaeróbia

Frequentemente encorajada por sua capacidade de reduzir o volume de matéria orgânica biodegradável, a digestão anaeróbia é um processo microbiano complexo que envolve uma série de reações metabólicas, decompondo a matéria orgânica para produção de biogás e fertilizante orgânico. Geralmente o valor atrelado aos produtos é o que promove a aceitação da tecnologia, sendo comum a aplicação da digestão anaeróbia visando à produção de biogás com foco na concentração de metano (HORAN; YASER; WID, 2018; KUMAR; SAMADDER, 2020).

Esses produtos são obtidos através da atividade biológica, na ausência de oxigênio, envolvendo uma comunidade microbiana diversa que atua sintroficamente e é responsável por uma série de reações bioquímicas que se encontram inter-relacionadas. Tal processo se distingue em quatro etapas: (i) hidrólise, onde polímeros complexos são degradados em produtos solúveis; (ii) acidogênese, responsável pela fermentação de produtos solúveis em ácidos graxos voláteis; (iii) acetogênese, onde ocorre a oxidação de ácidos graxos voláteis em acetatos e hidrogênio; (iv) metanogênese, onde, finalmente, ocorre a produção do metano (AMEKAN, 2020). As fases individuais são realizadas por diferentes grupos de microrganismos que continuamente degradam substâncias orgânicas por meio de reações paralelas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

Na hidrólise, compostos não dissolvidos como celulose, proteínas e gorduras são transformados em monômeros utilizando enzimas extracelulares, tornando-os solúveis. Também ocorre a conversão de carboidratos em açúcares simples, lipídios em ácidos graxos e proteínas em aminoácidos. A hidrólise dos carboidratos ocorre em poucas horas, enquanto a hidrólise de proteínas e lipídios pode demorar alguns dias. Já, a degradação da lignocelulose e da lignina é lenta e incompleta. Os microrganismos anaeróbios facultativos consomem o oxigênio dissolvido na água e provocam o baixo potencial redox necessário para microrganismos obrigatoriamente anaeróbios (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; GERARDI, 2003).

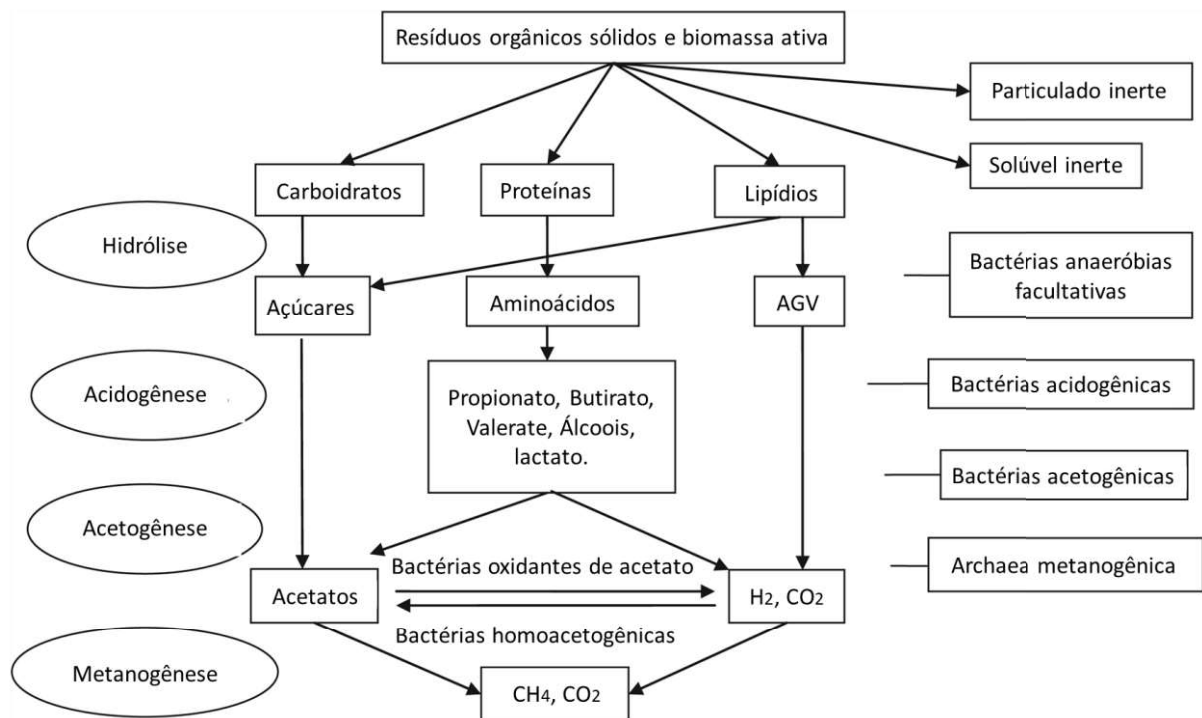
Em sequência, na fase da acidogênese, os monômeros formados pela hidrólise (açúcares simples, ácidos graxos e aminoácidos) são degradados pelos diferentes micróbios anaeróbios, formando ácidos orgânicos de cadeia curta, moléculas C₁-C₅, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. A concentração dos íons de hidrogênio formada afeta o tipo de produtos

da fermentação. Quanto maior a pressão parcial do hidrogênio, menos compostos reduzidos (como o acetato) são formados (GERARDI, 2003).

Os produtos formados na fase da acidogênese são consumidos pelas bactérias na fase seguinte: a acetogênese, na qual os microrganismos homoacetogênicos reduzem constantemente o H_2 e o CO_2 exergônicos em ácido acético. Observa-se simbiose entre o crescimento das bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas. Ácidos orgânicos e álcoois são convertidos em acetato, o acetato serve como substrato para arqueas formadoras de metano (CHANDRA; TAKEUCHI; HASEGAWA, 2012).

Finalmente ocorre a fase metanogênica, onde há a formação de metano, ocorrendo em condições estritamente anaeróbias. Essa reação é categoricamente exergônica. O mecanismo de oxidação de hidrogênio e redução de dióxido de carbono é único às metanogênicas. Arqueas metanogênicas utilizam H_2 com CO_2 , formiato, metanol e acetato como substratos para a metanogênese, além de usarem o dióxido de carbono como o receptor final de elétrons e produzirem metano (CHEREMISINOFF, 1997; ZEIKUS, 1977). Um fluxograma simplificado do processo para a conversão de matéria orgânica em metano é apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Fluxograma de processo de degradação da matéria orgânica através de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Kothari *et al.*, (2014).

2.2.1.1 *Digestão anaeróbia seca*

Conhecida como digestão anaeróbia seca ou em estado sólido, a principal característica deste processo está no teor de sólidos do substrato, sendo superior a 15%. Aplicado, principalmente, no caso de culturas energéticas, subprodutos e resíduos agrícolas e parte dos resíduos urbanos. Em processos de digestão anaeróbia por via úmida, deve-se adicionar água a matéria-prima, mantendo a concentração de matéria sólida moderadamente baixa e, em geral, são usados digestores com tanques que promovem uma mistura completa. Na digestão anaeróbia seca mantém-se elevado teor de sólidos totais, não havendo adição de água, costumando empregar o uso de reatores de mistura com o fluxo em bateladas sequenciadas (LI; PARK; ZHU, 2011; ANGELONIDI; SMITH, 2015; GE; XU; LI, 2016).

Entre as vantagens da digestão anaeróbia seca, temos reatores com menores volumes necessários, menor quantidade de energia utilizada para aquecimento e com reduzido gasto energético para agitação, tornando-o mais fácil de operar quando comparado à digestão anaeróbia úmida. Porém, há desvantagens operacionais em comparação a processos úmidos, como por exemplo: a necessidade de maiores quantidades de inóculo e o maior tempo de retenção. Além disso, o baixo teor de água interfere no metabolismo microbiano, além de dificultar a difusividade do meio e, conseqüentemente, o acesso microbiano ao substrato e o acúmulo de diferentes inibidores (LI; PARK; ZHU, 2011; GE; XU; LI, 2016). Na Tabela 1 são apresentados estudos relacionados a digestão anaeróbia seca de diversos tipos de substratos e destacadas suas principais conclusões.

Alguns trabalhos foram desenvolvidos comparando diferentes condições operacionais e os resultados entre a digestão anaeróbia seca e a úmida, como no estudo produzido por Brown, Shi e Li (2012), comparando o rendimento de metano utilizando diferentes biomassas lignocelulósicas. Os rendimentos globais de metano obtidos na digestão anaeróbia por via seca e úmida foram semelhantes, exceto para resíduos de papel e pinho. No entanto, ao comparar a produtividade volumétrica ($L_{\text{Produzido de metano}} / L_{\text{Volume de trabalho do reator}}$), o processo por via seca mostrou um incremento entre 240-730% para todas as matérias-primas experimentadas, exceto para resíduos de papel. Conseqüentemente, a maior produtividade volumétrica indica que aplicando as mesmas cargas, a digestão anaeróbia por via seca requer um reator com menor volume (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019).

Angelonidi e Smith (2015) examinaram diferentes plantas de digestão anaeróbia destinadas ao tratamento de resíduos sólidos urbanos e de alimentos em operação na Europa, e

compararam o desempenho técnico e econômicos dos processos que ocorriam por via úmida e seca. Todas as plantas examinadas operavam processos de pré-digestão, que envolviam técnicas de pré-tratamento mecânico, removendo resíduos recicláveis não biodegradáveis. Tratamentos pós-digestão também foram realizados na maioria das plantas visando o cumprimento de diversos objetivos, como a remoção de contaminantes, melhoria das características físico-químicas e microbiológicas, e até mesmo aumentar o teor de sólidos do produto para o uso em terras pelo consumidor. Após comparação, os autores concluíram que nas plantas onde o processo por via úmida ocorria, foram encontrados maiores rendimentos de biogás por tonelada de resíduos tratados em comparação com os processos por via seca, além de um custo de capital específico mais baixo por tonelada de resíduos tratados e menor custo de capital específico por m³ de biogás produzido. No entanto, os processos por via seca ofereceram vários benefícios importantes, incluindo maior flexibilidade sobre o tipo de matéria-prima aceita, uso reduzido de água e gerenciamento mais flexível, além de um maior cenário de oportunidades de comercialização do produto. Em geral, plantas de digestão anaeróbia por via úmida foram mais rentáveis e tinham maior produtividade de biogás, mas, por outro lado, pode haver certas vantagens econômicas fornecidas por processos secos que não foram avaliados, relacionadas aos custos do sistema de coleta, evitando a necessidade de infraestrutura adicional para o tratamento de resíduos verdes, além da logística e comercialização do produto.

Portanto, podemos destacar como vantagens da digestão anaeróbia seca a simplicidade da operação, devido à necessidade de menores volumes de reatores, facilidade do manuseio de resíduos digeridos, poucas perdas de nutrientes durante o pré-tratamento, além da geração de menores quantidades de efluentes. Contudo, desvantagens também estão presentes durante a operação de digestão anaeróbia seca, sendo as principais como longos tempos de degradação, potencial acúmulo de compostos tóxicos e inibidores causado pelo alto teor de sólidos, levando a uma menor produção de metano por quilograma de sólidos voláteis e à necessidade de adição de maiores volumes de inóculo (JHA *et al.*, 2011; CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Tabela 1 – Digestão anaeróbia seca de diferentes substratos em condições operacionais diversas.

Condições operacionais	Substrato	Inóculo	Principais resultados	Referência
DA seca com ST de 18–19%, em reatores de vidro de 1 L por período de 30 dias a $37 \pm 1^\circ\text{C}$. DA líquida com água desionizada e efluente para obter uma mistura de 5% de ST, em reatores de vidro de 2 L agitados por um período de 30 dias a $37 \pm 1^\circ\text{C}$.	Substrato formado por palha de milho, de trigo, grama, folhas de árvore, resíduos de quintal, madeira de pinho, bordo com casca e resíduos de papel.	Efluente de um digestor anaeróbio líquido mesofílico alimentado com lodo de águas residuais municipais e resíduos alimentares.	O processo por via seca mostrou um incremento entre 240-730% para todas as matérias-primas experimentadas, exceto para resíduos de papel.	BROWN; SHI; LI, 2012.
Volume de trabalho de 6,0 L, com agitação, operado semicontinualmente a $35 \pm 1^\circ\text{C}$, ST de 10%, 15% e 20%.	Lodo de esgoto desidratado.	Lodo de digestor anaeróbio mesofílico tratando efluentes domésticos.	O ensaio com 20% de ST foi aprovada como viável, podendo suportar maior taxa de carregamento orgânico e maior taxa de produção volumétrica de metano.	DUAN <i>et al.</i> , 2012.
Realizado em batelada, usando frascos de 600 mL com um volume de trabalho de 100 mL, a mistura foi preparada de modo a atingir ST de 10%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, mantidos por 298 dias a 35°C e sem mistura.	Papelão.	Lodo granular de um digestor anaeróbio mesofílico de uma fábrica de açúcar.	A produção total de metano diminuiu com o aumento de ST até ST igual a 25%. A partir de 30% de ST algumas repetições apresentaram produção de metano inibida, sugerindo o limite do teor de ST.	ABBASSI-GUENDOUZ <i>et al.</i> , 2012.

<p>Variou-se as razões entre substrato e inóculo em 1, 2 e 3, em um reator de vidro de 1 L, durante 30 dias a $36 \pm 1^\circ\text{C}$.</p>	<p>Resíduo alimentar e de quintal.</p>	<p>Efluente de DA líquido mesofílico alimentado com resíduos alimentares, gorduras, óleos e graxas e lodo de esgoto.</p>	<p>A maior produtividade volumétrica de metano ($8,6 \text{ L}_{\text{metano}}/\text{L}$) foi obtida com um carregamento de 10% de BROWN; LI, 2013. desperdício de alimentos a uma razão duas porções de substrato para uma de inóculo.</p>
<p>Reatores de vidro de 1 L com um volume de trabalho de 0,5 L a 37°C durante 30 dias, agitados manualmente, com conteúdo de ST variando entre 5,1 e 22,4%.</p>	<p>Estercos de galinha e palha de milho.</p>	<p>Lodo anaeróbico da estação de tratamento de águas residuais municipais.</p>	<p>Maior rendimento de metano ($218,8 \text{ mL/gSV}$) para a DA líquida. Maior produtividade volumétrica de metano ($14,2 \text{ L}_{\text{metano}}/\text{L}_{\text{reator}}$) para DA seca.</p>
<p>Reatores de vidro de 1 L a $35 \pm 1^\circ\text{C}$, durante 45 dias, misturado manualmente, com conteúdo de ST de 12% e 20%.</p>	<p>Resíduos de tomate, esterco de vaca e palha de milho.</p>	<p>Digerido anaeróbico mesofílico de esterco de porco.</p>	<p>Rendimento máximo de metano foi obtido para ST de 20% na mistura ternária ($415,4 \text{ L/kgSV}$).</p>

2.2.1.2 Parâmetros de processo

Diferentes condições operacionais influenciam o processo de digestão anaeróbia, como a temperatura, a relação entre carbono e nitrogênio, a concentração de sólidos totais, o pH, a concentração de ácidos orgânicos voláteis e a proporção de inóculo na mistura. A seguir, tais parâmetros serão apresentados.

Temperatura:

A temperatura influencia a atividade dos grupos microbianos que compõe o processo de digestão anaeróbia, sendo possível a sua execução em diferentes faixas de temperatura (KIM *et al.*, 2006). O metano, produto de maior interesse, é formado em uma ampla faixa de temperatura, definidas como temperatura psicrófila (10 °C a 20 °C), mesófila (20 °C a 40 °C) e termófila (50 °C a 65 °C), sendo comum que digestores operem na faixa mesófila, normalmente entre 35 e 37 °C (KIM *et al.*, 2006; MATHERI *et al.*, 2018). Digestores operados em faixas de temperaturas termofílicas atingem menores tempos de retenção devido à alta atividade microbiana, além de outras vantagens como menor acúmulo de contaminantes, maior produção de gás e taxas mais altas de destruição de patógenos (KIM *et al.*, 2006), porém encontramos desvantagens atribuídas, principalmente, a menor estabilidade do processo, que está relacionada a concentrações cronicamente altas de propionato e a baixa qualidade do sobrenadante (RAPOSO *et al.*, 2011).

A tomada de decisão quanto à temperatura leva em consideração, principalmente, à composição da matéria-prima e do tipo de reator, mas para que a taxa de produção de gás seja máxima, a temperatura deve ser mantida aproximadamente constante (MATHERI *et al.*, 2018).

Relação C/N:

A proporção entre o carbono orgânico total e o nitrogênio total é um parâmetro crítico e deve estar bem balanceado. O nitrogênio presente no substrato é derivado, principalmente, de proteínas e é necessário para o crescimento microbiano. Em uma situação em que a relação C/N esteja extremamente alta, as metanogênicas assimilariam rapidamente o nitrogênio disponível para atender às suas necessidades para a promoção do crescimento microbiano, o que levaria à falta de nitrogênio, resultando em uma considerável redução na produção de biogás. Por outro lado, em uma relação C/N extremamente baixa, a quantidade de nitrogênio amoniacal total aumenta e a alta concentração de amônia no digestor é tóxica às metanogênicas, aumentando o

risco de inibição (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019; ROCAMORA *et al.*, 2020). Essa condição pode resultar na falha do sistema, pois a inibição da metanogênese pela alta concentração de amônia pode causar a redução do pH, uma vez que o consumo de ácidos graxos pelas metanogênicas deve corresponder à produção de ácidos graxos pelos microrganismos acetogênicos para manter um pH constante do digestor (KAYHANIAN, 1999). Recomenda-se uma proporção C/N ótima entre 20 e 30 para a digestão anaeróbia seca e, quando necessário, a adição de co-substratos para que haja o equilíbrio entre os nutrientes (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019; ROCAMORA *et al.*, 2020).

Concentração de sólidos:

Como dito anteriormente, a digestão anaeróbia seca ocorre através de teores elevados de sólidos, acima de 15%, permitindo o tratamento de maiores quantidades de resíduos por volume de digestor. Porém, é comum que a produção de metano por quilograma de sólidos voláteis seja inferior quando comparada a digestão úmida, pois a baixa umidade do meio pode acarretar alguns problemas, como o acúmulo de inibidores e a baixa difusividade de gás e líquido, que resulta em baixa homogeneidade e conseqüente redução da disponibilidade de substrato à biomassa microbiana, afetando seu metabolismo (ROCAMORA *et al.*, 2020).

pH:

É um importante parâmetro de controle operacional em digestores anaeróbios, pois a concentração de íons hidrogênio tem influência direta no crescimento microbiano (JHA *et al.*, 2011). Diferentes autores encontraram faixas de pH ideal para a atividade dos microrganismos metanogênicos: 6,8 - 7,6 (MOSEY; FERNANDES, 1989); 6,5 - 8,2 (LEE *et al.*, 2009); 6,7 - 7,4 (CLARK; SPEECE, 1971). Um pH abaixo de 6,6 reduz significativamente o crescimento das arqueas metanogênicas (MOSEY; FERNANDES, 1989), enquanto o pH ideal para as etapas de hidrólise e acidogênese estão em uma faixa entre 5,5 - 6,5 (KIM; OH, 2011). Não há produção de metano em pH muito abaixo desses valores, também sendo desfavorecido em pH excessivamente alcalino, resultando na destruição dos grânulos microbianos e conseqüente falha do processo (SANDBERG; AHRING, 1992).

O pH também influi na forma de compostos que podem estar no resíduo a ser tratado, como a amônia (BRAUN; HUBER; MEYRATH, 1981) e os AGV (FUKUZAKI *et al.*, 1990), interferindo na proporção relativa das formas ionizadas e não ionizadas (WARD *et al.*, 2008), agindo como inibidores tóxicos à metanogênese apenas em suas formas não ionizadas (LAY *et*

al., 1997). Em pH elevado os ácidos graxos voláteis (AGV) sofrem ionização, tornando-se, geralmente, menos tóxicos para a fermentação anaeróbia quando comparada a sua forma não ionizada (ANDERSON; DONNELLY; MCKEOWN, 1982; FUKUZAKI *et al.*, 1990). A concentração da amônia livre (NH_3) aumenta com a elevação do pH, ocorrendo a liberação de H^+ dos íons de amônio (NH_4^+). Com o aumento do pH, a concentração de amônia livre aumentará devido à liberação de H^+ dos íons de amônio. A espécie não ionizada existe como um gás em solução ao invés de se ligar ionicamente à água, como acontece com a espécie ionizada. O nitrogênio amoniacal livre é responsável pela inibição da metanogênese, pois a forma ionizada de amônia é mais benéfica devido à produção de um íon de hidróxido durante a reação de ionização da amônia livre, que por sua vez reage com o dióxido de carbono produzido durante o processo de digestão anaeróbia para formar bicarbonato, colaborando com o tamponamento do sistema (KAYHANIAN, 1999).

Ácidos graxos voláteis:

Os principais produtos intermediários na via metabólica da produção de CH_4 são os ácidos acético, propiônico e butírico (SINGH; SZAMOSI; SIMÉNFAI, 2020), que são ácidos de cadeia curta conhecidos como ácidos graxos voláteis (AGV). Produzidos na etapa de hidrólise, que é a etapa limitante da digestão anaeróbia, sendo comum o seu acúmulo no período de inicialização do processo, resultando na queda do pH (JHA *et al.*, 2011; MASSACCESI *et al.*, 2013). A taxa de consumo de AGV influencia significativamente em toda a cinética de degradação da digestão de resíduos sólidos orgânicos, tornando o seu acúmulo um limitante da reação (GUENDOZ *et al.*, 2010). Quando em concentrações muito elevadas, os AGV causam estresse microbiano (KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2013).

Em processos de digestão anaeróbia seca, ocorrem facilmente o acúmulo de AGV relacionado a diversos fatores, tais como: mistura ineficaz ou a ausência dela; concentração de ST; difusividade; taxa de produção e consumo por microrganismos dentro do sistema de biorreator; tempo de retenção de sólidos e métodos de recirculação de lixiviado/digerido; pré-tratamento; e características de alimentação (DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010; KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2013; GE; XU; LI, 2016). Esse acúmulo contribui para a instabilidade do sistema, requerendo tempos de retenção mais longos e podendo chegar à falha do processo (ZHU; YANG; LI, 2015; SHEETS *et al.*, 2015; SHEETS; GE; LI *et al.*, 2015; FAGBOHUNGBE *et al.*, 2015). Durante operações contínuas, concentrações de AGV superiores a 2000 mg.L^{-1} interferem na etapa da metanogênese, ao ser avaliada em unidade de

concentrações de ácido acético, ou 8000 mg.L^{-1} , quando medida em concentração total de AGV. É comum o acúmulo de AGV durante a inicialização de biorreatores, sendo necessária a sua neutralização. Portanto, o monitoramento de suas concentrações é essencial na avaliação do desempenho do digestor e da toxicidade do sistema (KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2013). Um parâmetro de avaliação e predição do efeito de toxicidade causada por acúmulo de AGV em digestores anaeróbios é a relação de proporção entre AGV e a alcalinidade total (AGV/AT), indicando que para que haja sucesso na operação, a relação deve apresentar um valor $\leq 0,4$, alcançando a falha do sistema em uma relação $\geq 0,8$ (KHANAL, 2008). De acordo com (ANDREOLI, VON SPERLING e FERNANDES, 2001), em seu livro sobre o tratamento e disposição final de lodos de esgoto, digestores em boas condições operacionais apresentam valor da relação AGV/AT inferior a 0,3, estando em deficiência quando dentro da faixa 0,3-0,5 e indicam que o digestor está acidificado e na iminência do colapso quando essa relação é superior a 0,8 (KUSCH; OECHSNER; JUNGBLUTH, 2012).

Inóculo:

A adição de inóculo em processos de digestão anaeróbia serve para facilitar a inicialização, fornecendo a comunidade microbiana necessária para que haja a degradação do substrato e a consequente formação de produtos. É comum a utilização de materiais digeridos anteriormente, como lodo de esgoto de estações de tratamento de águas residuais ou esterco digerido. O volume de inóculo adicionado, suas características físico-químicas e microbiológicas resultam na redução do tempo de retenção e, conseqüentemente, na quantidade de substrato que será degradado. Além disso, há interferência direta no rendimento de produção de biogás. Ao reduzir o volume de inóculo inicial, a capacidade de tratamento de resíduos aumenta, porém são requeridos maiores tempos de retenção, além de registrar menor rendimento de biogás devido a problemas inibitórios. Embora seja um dos principais parâmetros operacionais da digestão anaeróbia, não existe uma proporção ideal para o substrato/inóculo, variando com o tipo de sistema, condições operacionais e características do substrato (CHUGH *et al.*, 1999; CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; LI; PARK; ZHU, 2011; DI MARIA *et al.*, 2013; KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2013).

2.2.1.3 Métodos para avaliação de ensaios de digestão anaeróbia

Vários métodos estão disponíveis para a avaliação de ensaios de digestão anaeróbia. São compostos por ensaios laboratoriais executados em pequena escala e sob condições controladas ou monitoradas. Eles focam na obtenção de diferentes tipos de respostas, como, por exemplo, a eficiência dos microrganismos, a biodegradabilidade do substrato em condições anaeróbias, o potencial que o substrato tem de produzir metano ou a avaliação da toxicidade de substâncias inibidoras no processo anaeróbio. Consistem na avaliação cinética por meio de testes de respirometria e, geralmente, avaliam a produção de biogás (ou de metano) a partir do substrato e do inóculo selecionados. Alguns desses métodos são resumidamente apresentados a seguir.

Atividade metanogênica específica (AME)

Capaz de estimar a atividade específica de produção de metano em lodos anaeróbios, servindo para comparar inóculos, avaliar o desempenho dos microrganismos metanogênicos e a eficiência de reatores. A medida da produção de gás ocorre através do deslocamento de líquido promovido pelo aumento da pressão do sistema, usando uma solução de soda cáustica para absorver o gás carbônico e possibilitar a resposta da quantidade de metano liberada pelo lodo. Apesar de ser um parâmetro importante, os métodos disponíveis para a avaliação da AME não possuem padronização, dificultando a comparação entre experimentos (AQUINO *et al.*, 2007).

ISO 13641 (2003)

Com o título traduzido: Qualidade da água - Determinação de inibição na produção de gás; especifica um método para avaliar a toxicidade potencial de substâncias, misturas, águas superficiais, águas subterrâneas e águas residuais, efluentes, lamas ou outras amostras ambientais a partir da digestão anaeróbica de lodo de esgoto, juntamente com substrato padrão e mesclado a diferentes concentrações de agente inibidor ao qual se quer avaliar, em períodos de até 3 dias a 35°C, verificando a produção de biogás, comparando com a produção de gás de testes sem adição do inibidor. A norma se divide em dois documentos, onde o primeiro se refere ao procedimento geral do ensaio e a segunda parte às adaptações de metodologia para baixas concentrações de biomassa microbiana.

ISO 11734 (1995)

Com o título traduzido: Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia final de compostos orgânicos em lodo digerido – Método por medição da produção de biogás; a norma fornece um método para a avaliação da biodegradabilidade final de compostos químicos orgânicos em lodo digerido em uma dada concentração por microrganismos anaeróbios. Com período de incubação superior a 60 dias, medidas manométricas são utilizadas para a avaliação da produção de biogás.

DIN 38414-8 (1985)

Com o título traduzido: Determinações de degradabilidade para digestão anaeróbia; é uma norma alemã que descreve um método químico-biológico para a determinação da capacidade de digestão anaeróbia de lodo, resíduo de filtração e água residual com alta concentração de conteúdo orgânico, através de ensaios cinéticos em batelada. Além disso, é descrito o aparelho para o desenvolvimento e medição do volume de gás e um método de cálculo para a avaliação do experimento.

VDI 4630 (2006)

Com o título traduzido: Fermentação de materiais orgânicos – Caracterização do substrato, amostragem, coleta de dados e testes de fermentação; esta norma fornece regras para avaliar a fermentação de materiais orgânicos e os equipamentos e aparelhos necessários para as configurações de teste correspondentes, estabelecendo condições para execução de ensaios cinéticos em batelada, semicontínuos e contínuos. São fornecidas definições de termos importantes e informações sobre a caracterização dos substratos e especifica os requisitos de como certas variáveis que caracterizam os substratos devem ser medidas, além de fornecer instruções sobre como uma amostra representativa deve ser retirada dos vários fluxos de materiais disponíveis.

Os resultados dependem da atividade do lodo escolhido como inóculo anaeróbio, sendo geralmente coletado em uma planta de biogás ou estações de tratamento de efluentes domésticos, com intuito de fornecer a maior diversidade de microrganismos anaeróbios possíveis. Como requisitos estabelecidos, o inóculo deve conter uma concentração de sólidos voláteis 50% maior que a dos sólidos totais. Além disso, objetivando prevenir inibições no ensaio em batelada, a relação de proporção entre a quantidade de sólidos voláteis entre o substrato e o inóculo, deve respeitar a inequação $SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}} \leq 0,5$. Deve-se,

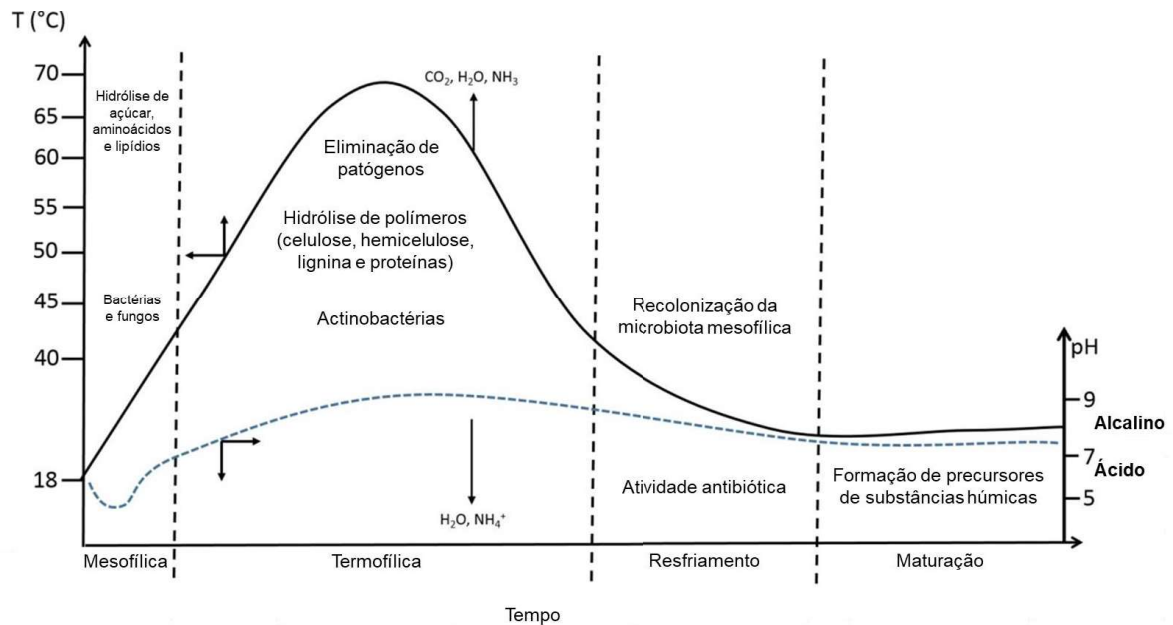
também, as condições que determinam que para o teste em batelada a concentração de sólidos totais do meio não devem exceder 10%, para que seja assegurada a adequada transferência de massa e que a produção de biogás a partir do substrato deve ser, no mínimo, 80% maior do que a contribuição atribuída ao inóculo.

2.2.2 Compostagem

A compostagem envolve a oxidação biológica de matéria orgânica biodegradável através da ação de microrganismos na presença de oxigênio, promovendo a mineralização e a produção de substâncias húmicas biologicamente estáveis, gerando CO₂, água e calor. A principal vantagem do processo de compostagem é a obtenção de um produto estabilizado, livre de fitotoxicidade e patógenos (KO *et al.*, 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; KIBLER *et al.*, 2018; REYES-TORRES *et al.*, 2018).

O processo de compostagem pode ser dividido em quatro fases, como podemos observar na Figura 3, sendo a fase mesofílica a primeira. Com o início da decomposição da matéria orgânica ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesófilos, à medida que a ação dos microrganismos se intensifica há liberação de calor e elevação rápida da temperatura que resulta das reações exotérmicas geradas através da atividade metabólica microbiana. Estes microrganismos utilizam compostos solúveis e prontamente assimiláveis, tais como açúcares, aminoácidos e lipídios. Em leiras de compostagem, essa fase ocorre em um período de até 24 horas, atingindo até 45°C em seu interior. Dependendo das características do material orgânico e do método aplicado, a fase mesofílica inicial pode ser mais longa (até 3 dias) ou mais curta (menos de 15 horas) (INÁCIO; MILLER, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

Figura 3 – Representação gráfica das etapas da compostagem em relação ao tempo: temperatura, degradação, microbiota e pH.



Fonte: Adaptado de Sánchez, Ospina e Montoya (2017).

Por causa do aumento da temperatura, os microrganismos mesófilos tornam-se menos competitivos e são substituídos pelos termofílicos, havendo a proliferação de actinobactérias e outros termófilos, permitindo a ação de enzimas degradadoras de moléculas complexas como a celulose, lignina, hemicelulose e as proteínas, iniciando assim a segunda fase. Distingue-se por temperaturas acima de 45°C, onde se predomina a faixa de 50-65°C, permitindo plena atividade de microrganismos termófilos, causando intensa decomposição do material e a formação de água metabólica, manutenção da geração de calor e vapor de água. As altas temperaturas também promovem a eliminação de agentes patogênicos e a desativação de sementes, tornando-as incapazes de germinar (INÁCIO; MILLER, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

Em seguida, as fontes de energia são esgotadas e a pilha de composto retorna a faixa de temperatura mesofílica, levando à segunda colonização pelos mesófilos. Durante esta fase, conhecida como fase de resfriamento, os microrganismos mesofílicos quebram as quantidades remanescentes de açúcares, celulose e hemicelulose, além de substâncias orgânicas mais resistentes, havendo a redução da atividade microbiana e consequente queda da temperatura e perda de umidade. A fase anterior é dominada por bactérias, mas a partir desse momento os fungos e actinomicetos também representam papéis importantes (INÁCIO; MILLER, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017).

Na última fase, ou fase de maturação, os precursores das substâncias húmicas são formados, ocorre baixa atividade biológica e perda da capacidade de autoaquecimento. Ainda há decomposição, porém a taxas muito baixas, prosseguindo até o composto orgânico ser aplicado ao solo, liberando nutrientes (INÁCIO; MILLER, 2009; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017). O composto, produto da compostagem aeróbia, pode servir como biofertilizante e corretivo do solo, a aplicação de composto melhora e restaura a matéria orgânica do solo (MAEDA *et al.*, 2010; RYALS; SILVER, 2013; JURADO *et al.*, 2015). Durante o processo de compostagem ocorre a pasteurização do resíduo orgânico, além de concentrar o conteúdo de nutrientes e reduzir o efeito fitotóxico da aplicação direta do resíduo orgânico bruto. Contém micróbios benéficos que aumentam a resistência de plantas ao estresse e a doenças (MEHTA *et al.*, 2014).

No composto, a maior parte dos nutrientes, especialmente nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), está conservada na forma de matéria orgânica na biomassa microbiana e uma pequena parte em estado mineral. A liberação de nutrientes ao solo, e a disponibilidade às plantas, depende da sua mineralização, ou seja, do processo de decomposição biológica da matéria orgânica no solo. Devido a isso, a liberação de nutrientes ao solo ocorre de forma lenta, resultando em uma maior produtividade primária líquida, reduzindo as necessidades de aplicação constante de fertilizantes. Além disso, a elevada capacidade de troca de cátions do composto orgânico, atribuída, principalmente, às substâncias húmicas, permite que os nutrientes sejam mais bem aproveitados pelas raízes das plantas, resultando em menores perdas por lixiviação (INÁCIO; MILLER, 2009; RYALS; SILVER, 2013).

Quando comparado a fertilizantes inorgânicos comerciais, como ureia e fosfato de diamônio, fertilizantes de resíduos de alimentos podem ser uma fonte relativamente barata de aplicação de ao solo, por haver grande quantidade e à possibilidade de produção em larga escala e de baixo custo (CHEONG *et al.*, 2020; WAQAS *et al.*, 2018). A composição variável dos resíduos de alimentos altera o conteúdo de nutrientes e muda as características gerais de um biofertilizante (EDJABOU *et al.*, 2016 ; HO; CHU, 2019).

Rico em substâncias húmicas, o composto aumenta a porosidade do solo, a retenção de água e melhora a preservação de nutrientes (GUO *et al.*, 2016; VOLIKOV *et al.*, 2016). Substâncias húmicas são capazes de suprimir vários fitopatógenos, agindo como pesticidas naturais, minimizando os impactos atrelados a toxicidade de produtos químicos (LOFFREDO; SENESI, 2009; MEHTA *et al.*, 2014). Esses benefícios são conferidos a diversos grupos

funcionais que compõe as substâncias húmicas, incluindo grupos carboxílicos, fenólicos, hidroxílicos e quinonil (GUO *et al.*, 2016).

2.2.2.1 Parâmetros de processo

Igualmente à digestão anaeróbia, diversos são os fatores que influenciam a compostagem, entre eles estão: relação carbono e nitrogênio, pH, tamanho de partícula, umidade, fornecimento de O₂ e temperatura. A seguir são apresentados e discutidos os principais parâmetros operacionais do processo de compostagem.

Relação C/N:

A relação de proporção entre carbono e nitrogênio influencia tanto o processo de compostagem quanto a qualidade do produto, servindo inclusive de parâmetro de maturação, considerando o composto como maturado ao atingir uma proporção de C/N menor que 20 (MICHEL *et al.*, 1996; ZHU, 2007; CHANG; HSU, 2008; INÁCIO; MILLER, 2009), sendo tida como ideal uma proporção na faixa entre 25 e 35 para a ótima execução do processo (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; KUTSANEDZIE; OFORI; DIABA, 2015). Processos onde a mistura contenha uma elevada proporção C/N resultam em baixas atividades dos microrganismos, provocando uma lenta taxa de degradação e conseqüentemente baixas temperaturas, isso ocorre devido ao excesso de substrato degradável (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; KUMAR; OU; LIN, 2010). De acordo com Inácio e Miller (2009), considera-se alta uma relação de proporção C/N de 50, sendo mais adequados valores entre 30 e 40. Por outro lado, quando o valor de C/N for baixo, o excesso de nitrogênio em relação ao carbono degradável resulta em elevada produção de nitrogênio inorgânico, sendo perdido através da volatilização da amônia ou por meio de lixiviação da massa que está sendo compostada (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; GUO *et al.*, 2012; MÉNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2018). Substratos com relações C/N fora da faixa considerada ideal ao processo podem ser corrigidos adicionando um agente de volume para fornecer carbono orgânico degradável (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A relação C/N também está relacionada, aliada a granulometria do substrato, à porosidade das pilhas de compostagem e, conseqüentemente, ao consumo de O₂ pelos microrganismos responsáveis pelo processo, afetando a taxa de degradação, o aumento da temperatura, a presença de gases odorosos e a qualidade do produto. Substratos que contém

elevada relação C/N, como por exemplo, as podas urbanas e as aparas de madeira, são utilizadas de forma a conferir estrutura às pilhas de compostagem, atribuindo sustentação e facilitando a transferência de O₂. Em comparação, materiais com baixa proporção C/N possuem alto conteúdo de água, provocando a perda de sua estrutura no início da biodegradação, tendendo a diminuir rapidamente os espaços livres, prejudicando difusão de ar. Essa característica atribuída a substratos com baixa relação C/N implica na desestabilização da estrutura das pilhas de compostagem, causando a interrupção do processo, por não haver transferência de O₂ o suficiente, causando a redução das temperaturas e, conseqüente, redução da atividade microbiana (INÁCIO; MILLER, 2009). Ao longo do processo pode ser observada a redução na relação C/N, atribuída a degradação do substrato e mineralização do nitrogênio (YANG *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2016; RASTOGI; NANDA; NAIN, 2019).

pH:

A taxa de decomposição e o aumento da temperatura são afetados pelo pH do material que está sendo compostado. De acordo com Bustamante *et al.*, (2008), um pH inicial de 6 a 8 é considerado adequado, sendo proposto por Zhang e Sun (2016) uma faixa ideal de pH entre 5,5 e 8,0. Porém, Bernal, Albuquerque e Moral (2009) afirmam que um valor de pH entre 6,7 e 9,0 seria eficaz para promover uma boa ação microbiana. Em pH ácido a compostagem ocorre de forma mais lenta, pois afeta a velocidade de respiração dos microrganismos. O pH do composto torna-se alcalino ao longo do processo e permanece até no final, sendo atribuída a alcalinidade a razão da alta atividade dos microrganismos no estágio termofílico (SUNDBERG; SMÅRS; JÖNSSON, 2004). Os valores de pH para o material compostado deve ter um valor na faixa entre 6,0 e 8,5 para garantir que durante a aplicação ao solo seja compatível com a maioria das plantas (LASARIDI *et al.*, 2006).

Umidade:

É um fator chave em processos de compostagem, a água é importante para a manutenção da atividade biológica, sendo necessária para o metabolismo microbiano e no transporte de nutrientes. Contudo, o teor de água pode afetar a estrutura física das pilhas, como a permeabilidade ao ar e a condutividade térmica (HUET *et al.*, 2012; KULIKOWSKA, 2016). A umidade da mistura deve estar entre 40 e 65%, podendo ser modificada pelo uso de agentes de volume (INÁCIO; MILLER, 2009). À medida que o conteúdo de água aumenta, o grau de porosidade do meio diminui, dificultando o fluxo de ar e provocando a formação de zonas

anaeróbias (GUO; LIU; WU, 2019; RASTOGI; NANDAL; KHOSLA, 2020). Por outro lado, a escassez de umidade poderá afetar o desenvolvimento do sistema biológico, pois compromete a atividade dos microrganismos (INÁCIO; MILLER, 2009).

Oxigênio:

A compostagem é, fundamentalmente, um processo aeróbio (INÁCIO; MILLER, 2009). A inserção de O₂ é um aspecto crítico, que além de ser fornecido para a execução da atividade microbiana, age no controle de temperatura, umidade e na remoção de excessos de dióxido de carbono (RASTOGI; NANDAL; KHOSLA, 2020). Concentração excessiva de oxigênio leva a uma decomposição exacerbada do material orgânico, causando resfriamento excessivo e dificultando o alcance de condições termofílicas; evaporação e secagem mais rápidas do composto; além de reduzir o teor de substâncias húmicas. Entretanto, oxigênio insuficiente provoca a formação de zonas anaeróbias dentro da pilha, também dificultando a formação de substâncias húmicas e provocando a produção de metano e outros gases causadores de odor (AWASTHI *et al.*, 2014; GAO *et al.*, 2010; SUNDBERG; JÖNSSON, 2008). A concentração de oxigênio está diretamente correlacionada à dinâmica microbiana e à temperatura (NAKASAKI; HIRAI, 2017).

Temperatura:

Como foi citado anteriormente, o aumento da temperatura é resultado da atividade dos microrganismos, que produzem calor ao degradar a matéria orgânica. É um parâmetro tão importante que utilizamos para distinguir as etapas do processo de compostagem. Afeta diretamente a velocidade de biodegradação da matéria orgânica, sendo necessária sua regulação para que haja o controle do processo (WASZKIELIS *et al.*, 2013). O volume de material compostado interfere na quantidade de calor gerada e, conseqüentemente, no aumento de temperatura, podendo impedir que se atinjam temperaturas termofílicas (AYILARA *et al.*, 2020). Temperaturas entre 50 e 55°C favorecem a decomposição dos resíduos e garantem a higienização (SALAMA *et al.*, 2017). Contudo, o excesso de fornecimento de calor, podendo atingir temperaturas superiores a 70°C, podem desativar microrganismos essenciais ao processo, sendo necessária a manutenção do regime de temperatura (VARMA; KALAMDHAD, 2015).

2.2.2.2 Métodos para avaliação de ensaios de compostagem

Os métodos de avaliação para compostagem, em geral, foram elaborados para determinar a maturidade ou estabilidade do composto, importante meio de tomada de decisão quanto o momento de parada do processo. O desenvolvimento desses testes fundamenta-se no acompanhamento de algum parâmetro ao longo do tempo, como, por exemplo, o consumo de oxigênio, produção de dióxido de carbono ou a elevação de temperatura. Alguns desses métodos são, resumidamente, descritos a seguir.

Teste de autoaquecimento Dewar:

Mede o aumento de temperatura devido ao calor liberado pela atividade biológica e química de uma amostra de composto (BRINTON *et al.*, 1995). O teste convencional de autoaquecimento Dewar utiliza frascos que recebem o mesmo nome (frasco Dewar) e possuem volume líquido entre 1 e 10 L. Os frascos Dewar são recipientes de parede dupla de aço ou vidro com vácuo no meio, normalmente são citados como tendo formato cilíndrico. Além disso, termômetros que registram temperaturas máxima e mínima são acoplados para acompanhamento do teste. Esses frascos possuem elevado custo comercial (BUTLER *et al.*, 2001; WEPPEN, 2002; NICHUALAIN; PRASAD, 2009). O teste Dewar é limitado no sentido de que geralmente distingue apenas muito maduro de muito imaturo, havendo pouca interpretação sobre o estado intermediário (END, 2000).

Métodos baseados no consumo de O₂:

Métodos de respirometria são mais aceitos para a determinação da atividade biológica de um material, fornecendo informações precisas sobre a atividade de uma amostra de composto. A principal desvantagem é utilização de instrumentos específicos que necessitam de constante manutenção e calibração, além da necessidade de mão de obra mais qualificada, estão disponíveis diversos equipamentos comerciais (Costech, Oxytop, Micro-Oxymax, etc.), mas eles apresentam elevado custo. A taxa de consumo de O₂ pode ser medida quantitativamente usando respirômetros manométricos ou eletrolíticos, podendo medir o O₂ diretamente ou como O₂ dissolvido em suspensões aquosas (ADANI; LOZZI; GENEVINI *et al.*, 2001; ADANI *et al.*, 2003; IANNOTTI *et al.*, 1994; GEA *et al.*, 2004; GÓMEZ *et al.*, 2005).

Métodos baseados na produção de CO₂:

Amplamente usados em laboratórios comerciais, necessitam de equipamento simples e de fácil aplicação. A produção de CO₂ está diretamente relacionada à respiração aeróbia, contudo a principal desvantagem desses métodos é a incapacidade de distinguir entre o CO₂ produzido aerobicamente daquele produzido anaerobicamente. Para simplificar a aplicação do método, assume-se que a relação entre CO₂ e O₂ é igual a 1. Acompanhar a produção de CO₂ possui como principais desvantagens a solubilidade do CO₂ em soluções aquosas e a dependência que a solubilidade encontra com o pH do meio. Entre os métodos mais comuns estão as armadilhas alcalinas usadas para fixar o CO₂ e o kit comercial Solvita®, amplamente utilizado para a determinação da atividade respirométrica e produção de amônia em amostras de composto (GÓMEZ; LIMA; FERRER, 2006).

2.2.3 Compostagem como pós-tratamento do digestato anaeróbio

Podemos elencar vantagens e desvantagens específicas atreladas à utilização da compostagem e da digestão anaeróbia no processamento de resíduos sólidos. Comumente, tem-se a compostagem como um processo mais rápido do que o tratamento anaeróbio (LOPES; LEITE; PRASAD, 2004; MOHAIBES; HEINONEN-TANSKI, 2004). Porém, considera-se a digestão anaeróbia uma tecnologia mais adequada para a recuperação de resíduos orgânicos de fácil biodegradabilidade, incluindo os resíduos de processamento de alimentos (PACE *et al.*, 2018). Isto ocorre devido ao seu principal produto, o biogás, que resulta em um balanço energético positivo, tornando-a vantajosa em relação à compostagem (EDELDMANN; BAIER; ENGELI, 2005). Além disso, obtemos o digerido, um subproduto que contém um grande valor agrônomico devido à sua alta concentração de nitrogênio mineralizado e um conteúdo orgânico parcialmente estabilizado (TAMBONE *et al.*, 2010; SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2017).

A expansão da indústria de biogás tem resultado em excesso de produção de digestato anaeróbio, dificultando o desenvolvimento sustentável deste segmento. Costuma-se separar as fases sólido-líquido, encaminhando a parte líquida de volta ao reator para reduzir o consumo de água necessária para a produção, enquanto a parte sólida é utilizada como fertilizante e corretivos orgânicos para solos, principalmente por fornecer nutrientes (N, P, K) e melhorar a estrutura do solo (ARTHURSON, 2009). Porém, o processo apresenta curta retenção hidráulica do substrato no digestor, impossibilitando a estabilização total do digestato e comprometendo sua aplicação ao solo, resultando em odores desagradáveis, compostos orgânicos tóxicos,

patógenos e fitotoxinas (NKOA, 2014; TERHOEVEN-URSELMANS *et al.*, 2009). A exemplo disso, a aplicação de digestatos anaeróbios a solos agrícolas, devido a estabilização incompleta, pode promover a emissão de gases NH_3 , NO_2 e NO_3^- , resultando em perda de nitrogênio (Wulf; MAETING; CLEMENS, 2002; NKOA, 2014; VALLEJO *et al.*, 2006). Outro problema consiste em que usinas de biogás levem a um excesso de produção de digestato, ultrapassando a capacidade de consumo da região. O material excedente deverá ser transportado para regiões com déficit de nutrientes e algumas dessas características, como a alta umidade, podem causar problemas logísticos, resultando em uma poluição ambiental secundária (LI *et al.*, 2018b).

O digestato obtido na digestão anaeróbia não está adequado para a aplicação direta em solos agrícolas devido à sua elevada concentração de AGV e consequente fitotoxicidade, excesso de umidade, alta viscosidade, odor desagradável, dificuldades técnicas de manuseio e aplicação, exigindo maquinários complexos e caros. Aliás, se o processo de digestão anaeróbia não ocorrer em condições termofílicas, não haverá higienização dos sólidos decompostos, sendo necessária a aplicação de pós-tratamento (ALVARENGA *et al.*, 2015; BUSTAMANTE *et al.*, 2012; ABDULLAHI *et al.*, 2008). Esses empecilhos dificultam o retorno financeiro do processo de digestão anaeróbia de forma isolada.

Dentro desse contexto, percebemos a importância do pós-tratamento do digerido da digestão anaeróbia, com o intuito de torná-lo aplicável a solos agrícolas e, conseqüentemente, somar ao seu valor comercial (ABDULLAHI *et al.*, 2008). Uma opção para o pós-tratamento do digerido é a compostagem, que é um processo de recuperação de resíduos orgânicos, transformando-os em um composto maduro com baixo teor de água, rico em nutrientes e que pode ser aplicado a solos agrícolas. Espera-se que, inicialmente, o processo de compostagem degrade a matéria orgânica restante no digestato, atingindo a estabilidade desejada; que a fase termofílica remova potenciais patógenos sobreviventes a digestão anaeróbia, especialmente no caso da digestão anaeróbia mesofílica (APPELS *et al.*, 2008; SMITH *et al.*, 2005). Por fim, a formação de substâncias húmicas melhora a qualidade do composto (WANG *et al.*, 2017). A integração desses dois processos resultará na produção de bioenergia e biofertilizante amadurecido (LI *et al.*, 2018b).

A compostagem age de modo a reduzir a concentração de compostos voláteis produzidos na digestão anaeróbia e, conseqüentemente, o odor e a fitotoxicidade causada pelos ácidos graxos voláteis. A umidade é reduzida e os patógenos são destruídos, além de promover a inativação de possíveis sementes (MC CARTHY *et al.*, 2011; SCAGLIA *et al.*, 2011; HO *et al.*, 2013). Por fim, o processo de humificação que ocorre durante a compostagem pode

melhorar a qualidade do produto como condicionador ou fertilizante do solo (WANG *et al.*, 2017). Existem vários estudos onde aplicaram o processo de compostagem à digestatos anaeróbios, alguns desses trabalhos são encontrados na Tabela 2, junto às condições operacionais, substrato degradado e principais resultados de temperatura.

Além de obtermos valorização completa da biomassa de resíduos, existem outras vantagens na integração desses processos, como o baixo custo em relação ao consumo de energia, produtos químicos e de equipamentos necessários, tornando-se operacionalmente simples (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2016). Ao final deste processo obtém-se um produto valioso e comercializável, útil para a agricultura e de maior facilidade logística.

Porém, apesar de tantos benefícios atribuídos à integração desses dois processos, a regulação de parâmetros operacionais é necessária para que a conexão seja eficiente e resulte em um produto de qualidade. As tecnologias de tratamento biológico de resíduos atuam de forma a promover a reciclagem desse material, resultando em produtos ambientalmente aceitos e de valor agregado.

Tabela 2 – Compostagem de digestatos anaeróbios em diferentes condições operacionais.

Condições operacionais	Substrato	Temperatura	Referência
Composteira de 220 L isolada com tampa, com sistema de coleta de lixiviado e aeração passiva. O experimento durou 63 semanas.	Resíduos de cozinha, lodo aeróbio e lodo anaeróbio desidratado.	A compostagem do lodo anaeróbio atingiu temperatura termofílica após 4 dias (máx. T = 57 ° C) e durou duas semanas.	HIMANEN; HÄNNINEN, 2011.
Aproximadamente 1800 kg de mistura foi compostada em uma planta piloto pelo sistema de compostagem de pilha estática. Controle de temperatura por meio de ventilação (T _{máx} : 65 ° C).	Fração sólida de um digestado e podas de ramos de videira como agente de volume.	A temperatura aumentou rapidamente atingindo valores superiores a 50°C na primeira semana, principalmente na pilha sem agente de volume (55°C), permanecendo na fase termofílica por 60 dias.	BUSTAMANTE <i>et al.</i> , 2012.
Aproximadamente 150 kg das misturas preparadas alimentaram composteiras de 350 L, com aeração passiva.	Fração sólida da DA termofílica de dejetos de suínos e diferentes agentes de volume: palha de trigo, bagaço de uva, podas de ramos de videira e podas de pimenta.	A temperatura aumentou rapidamente em todas as misturas atingindo valores semelhantes superiores a 50°C na primeira semana.	BUSTAMANTE <i>et al.</i> , 2013.
Reatores cilíndricos de aço inoxidável de 10L, hermeticamente fechado e termicamente isolado, operaram por 28 dias, com temperatura ambiente média variando de 22,2 a 24,3 ° C, sob ação de aeração forçada.	Fração sólida da DA de esterco animal e resíduos orgânicos das indústrias alimentícias, mais agentes de volume: pedaços de tubo de plástico, lascas de madeira, bio-carvão, palha de cevada e resíduos de tremçoço.	Todos os reatores atingiram condições termofílicas em 48 horas e temperaturas máximas (66,2°C - 69,6°C) em até 4 dias.	CHOWDHURY; DE NEERGAARD; JENSEN, 2014.

<p>Reator adiabático, hermeticamente fechado, com volume de 20L com aeração forçada, seguido por outro recipiente para a etapa de cura, somando um tempo total de tratamento de 90 dias.</p>	<p>Fração sólida de cinco diferentes digestatos de cinco plantas em escala real de DA úmida em condições mesofílicas (40 °C).</p>	<p>Durante os cinco ensaios, os valores máximos de temperatura variaram de 26 a 35°C.</p>	<p>TAMBONE <i>et al.</i>, 2015.</p>
<p>Reator de 28 L, com volume de substrato de 16 L, aeração forçada e temperatura controlada e mantida entre 33°C e 60°C, a depender da etapa do processo.</p>	<p>Digestato de DA seca termofílica tratando resíduos de grãos destilados, serragem como agente de volume e composto maturado como inóculo.</p>	<p>Em um dia, a temperatura aumentou drasticamente para a temperatura definida em 60°C, atingindo seu máximo de 61,4°C. Temperaturas termofílicas foram mantidas por três dias.</p>	<p>WANG <i>et al.</i>, 2017.</p>
<p>Usina de compostagem com área de 30.000 m², dividida em duas zonas: a zona de compostagem intensiva e a zona de estágio de maturação. A viragem é realizada uma vez a cada duas semanas.</p>	<p>Lodo de esgoto, lodo de esgoto digerido anaerobicamente a temperatura mesofílica e resíduos de mercado com folhas de oliveira.</p>	<p>A temperatura atingiu valores máximos diferentes para cada resíduo compostado, sendo de 42 ° C em 60 dias para o lodo de esgoto digerido anaerobicamente, valor inferior às demais misturas.</p>	<p>TOLEDO <i>et al.</i>, 2018.</p>
<p>Tanque de compostagem de concreto de 80 m de comprimento, 4 m de largura e 1,9 m de profundidade, com equipamento de aeração forçada, virada diariamente, durante 80 dias.</p>	<p>Fração sólida do digestato da DA de palha de milho.</p>	<p>Temperaturas termofílicas (> 50 °C) mantiveram-se por 20 dias, atingindo a maturação em 80 dias.</p>	<p>MENG <i>et al.</i>, 2020.</p>

2.2.3.1 Pontos que requerem atenção

Agente de volume:

Agentes de volume são materiais de baixa umidade e ricos em carbono, como lascas de madeira, serragem ou resíduos de culturas. Quando misturados aos sólidos digeridos, promovem o ajuste do teor de umidade, aumentam a relação C/N e melhoram a estrutura, garantindo uma boa distribuição do fluxo de ar (CHOWDHURY; DE NEERGAARD; JENSEN, 2014).

Ao contrário de um fluxo convencional de resíduo orgânico encaminhado para compostagem, os digeridos anaeróbios geralmente possuem um elevado teor de umidade, afetando a estrutura das pilhas de compostagem e a aeração, provocando a formação de zonas em anaerobiose. Além disso, é comum que haja um baixo valor na relação carbono/nitrogênio, causada pela degradação de matéria orgânica e produção de biogás. Deve-se buscar a melhor solução operacional para sanar as lacunas e promover uma compostagem eficiente, dentre as propostas para contornar estes problemas existe a adição de agentes de volume (GEA *et al.*, 2007; CHOWDHURY; DE NEERGAARD; JENSEN, 2014).

Bustamante *et al.* (2013) avaliaram a viabilidade do pós-tratamento da fração sólida de dejetos suínos digeridos através da co-compostagem com diferentes agentes de volume e a qualidade agrícola dos compostos finais. Identificaram forte influência do tipo de agente de volume utilizado na evolução do processo e nas características finais do composto. Palhas de trigo e ramos de videira foram avaliadas como mais adequadas, quando comparadas a bagaço de uva exausto e podas de plantas de pimenta. Em todos os ensaios, com exceção da avaliação do bagaço de uva exausto, ocorreu rápido aumento de temperatura, atingindo temperaturas iguais ou superiores a 50°C na primeira semana. A pilha que continha bagaço de uva exausto como agente de volume não atingiu valores de temperatura termofílica ao longo do processo de compostagem. Os ramos de videira contribuíram para a estrutura da pilha que se manteve durante um maior período em condições termofílicas.

Comunidade microbiana:

Durante a compostagem do digestato anaeróbio, enquanto as condições operacionais mudam de um ambiente anaeróbio para aeróbio, ocorre uma mudança drástica na comunidade microbiana (WEI *et al.*, 2018). Para que ocorra a compostagem, condições aeróbias são necessárias (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014). Um grupo diversificado de micróbios é

responsável por esse processo, cuja dinâmica varia no tempo e espaço, promovendo a elevação de temperatura como resultado do calor produzido biologicamente (FARRELL; JONES, 2009).

Evidentemente, apesar de ambos os processos ocorrerem devido à ação de microrganismos, o perfil da comunidade microbiana se difere sendo de fundamental importância o conhecimento sobre a dinâmica microbiana para a otimização do processo. Após a digestão, é necessário um período de adaptação dos microrganismos ao meio aerado. A adição de microrganismos aeróbios pode ajudar no processo de compostagem, diminuindo o tempo necessário para inicializar, atingir temperaturas termofílicas e o tempo total de processo. Porém, efeitos negativos também poderão ser identificados, devendo ser avaliando a sinergia entre microrganismos presentes no processo (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014).

Em um estudo publicado em duas partes, foi avaliada a co-compostagem da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) e do digerido da mistura de três diferentes fontes de resíduos: (1) FORSU, (2) orgânicos separados na fonte de setores institucional, comercial e industrial, e (3) uma mistura que continha esterco de cavalo, urina e serragem. A parte I (ARAB; MCCARTNEY, 2017) focada na avaliação de parâmetros físico-químicos, concluiu que a co-compostagem realizada com a adição de digestato ao FORSU repercutiu no aumento da taxa de reação de compostagem, com maior incidência na proporção de 20-40% em base de peso úmido.

A parte II (ARAB *et al.*, 2017) do estudo nos traz a investigação da ligação entre o desempenho do reator de compostagem e a dinâmica da comunidade microbiana durante a co-compostagem de matéria-prima digerida e fresca. Os autores avaliaram as proporções de digestato na co-compostagem com matéria fresca de 0, 40 e 100% (identificados por C0, C40 e C100, respectivamente) na análise da comunidade microbiana, objetivando uma melhor compreensão das mudanças durante o período em que ocorre a reação e as diferenças entre reatores. C0 e C100 são consideradas amostras de controle, contendo nenhum ou totalmente composta por digestato anaeróbio, respectivamente. Em resumo, na inicialização de C100, havia a presença de microflora adaptada às condições da DA, contendo riqueza inferior à comunidade encontrada em C0, pois era formado por um resíduo fresco não tratado obtido de uma mistura de diferentes fontes, composto por uma maior contagem de espécies em bactérias e fungos. Ao atingir a fase termofílica, não houve mudança significativa na riqueza de bactérias em C0, porém C100 alcançou um aumento de cerca de 75% em comparação a fase inicial. Ao comparar-se aos controles, durante a mesma fase, os índices de diversidade bacteriana e fúngica melhoraram em C40. Sugerindo que uma gama mais ampla de microrganismos foi capaz de se

beneficiar das condições em C40 durante a fase termofílica em comparação aos controles. Identificou-se que duas ordens bacterianas específicas podem ter resultado em melhor desempenho, *Thermoactinomycetaceae* e *Actinomycetales*com. Apresentaram-se em maior abundância de sequência durante a fase de compostagem termofílica e durante a fase de maturação do processo, respectivamente. Provavelmente, quatro gêneros de fungos também são responsáveis pela maior degradação da matéria orgânica no reator C40, sendo eles: *Galactomyces*, *Pichia*, *Chaetomium* e *Acremonium*. Através de uma análise de redundância *biplot*, os autores avaliaram variáveis ambientais e determinaram que grande parte das principais mudanças na abundância da sequência microbiana durante o processo de co-compostagem ocorreram devido à temperatura, ao nitrogênio amoniacal total e à concentração de nitrato.

Perfil de temperatura:

Até aqui, já ficou claro a importância e o efeito da temperatura em processos de compostagem, sendo a temperatura um dos principais indicadores do avanço do processo e da expectativa da qualidade final do composto. A compostagem de resíduos da produção de biogás, os digestatos anaeróbios, requerem mais atenção. São materiais que já sofreram degradação prévia através de um complexo processo bioquímico, resultando em diversos produtos intermediários, muitas vezes tóxicos aos microrganismos.

Em Meng *et al.* (2020), os autores avaliaram a compostagem em grande escala para tratar o digestato anaeróbio da palha de milho. Como resultado, ocorreu um rápido aumento de temperatura após iniciada a compostagem, confirmando a abundância de compostos orgânicos biodegradáveis. A etapa termofílica durou 20 dias, de acordo com os autores, esse período é necessário devido à grande concentração de substâncias passíveis de decomposição, porém com características refratárias, em especial a lignocelulose. Iniciou-se a etapa de resfriamento após o trigésimo dia de aquecimento, alcançando 31°C aos 80 dias, indicando a fase de amadurecimento do composto. Foi dado ênfase a uma avaliação visual e odorífica, afirmando que o produto era inodoro, maduro e higienizado (MENG *et al.*, 2020).

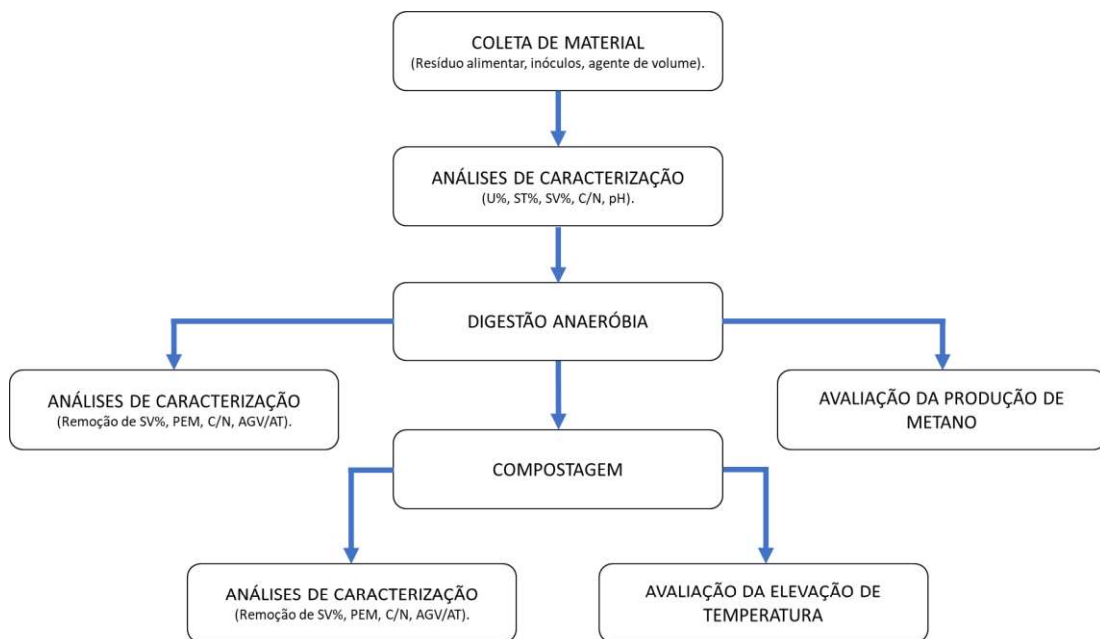
Enquanto isso, em Tambone *et al.* (2015), foi avaliada a compostabilidade e a qualidade do composto produzido a partir da fração sólida de digestatos anaeróbios de dejetos suínos, culturas energéticas e resíduos agroindustriais, obtidos em fábricas no norte da Itália. O processo de digestão anaeróbia ocorreu em excesso de umidade e em condições mesofílicas, a fração sólida foi separada e encaminhada para ensaios de compostagem. Os ensaios de

compostagem foram executados em reatores adiabáticos com volume de 20 L e temperatura inicial de 15°C, alcançando valores máximos de temperatura entre 26 e 35°C. Apesar de não atingir valores elevados, os autores afirmam que houve redução de patógenos humanos e, portanto, a higienização da biomassa atribuída ao processo de compostagem. Porém, mencionam a influência da digestão anaeróbia e o seu tempo de retenção nesse processo sanitizante. Contudo, a relação C/N não se mostrou adequada à legislação italiana para o composto. Concluíram que a compostagem da fração sólida dos digestatos não registrou resultados com diferença significativa, resultando apenas em uma pequena modificação das características das misturas iniciais não compostadas. Sugerindo, portanto, que a compostagem após a digestão anaeróbia não é estritamente necessária para produzir um aditivo orgânico de alta qualidade (TAMBONE *et al.*, 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo serão descritos o material, os equipamentos, reagentes e metodologias utilizadas neste trabalho. Para facilitar o entendimento, o fluxograma apresentado pela Figura 4 aponta, resumidamente, a sequência de execução de ensaios experimentais e análises que caracterizam cada etapa.

Figura 4 – Fluxograma das etapas do ensaio de digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar seguida de compostagem de digestato anaeróbio.



Autoria: Autor (2021)

Devido às diferenças entre os ensaios, contendo ou não pós-tratamento, além do grande número de amostras distintas, o quadro 1 abrevia, antecipadamente, o endereço dos ensaios a qual pertence cada amostra.

Quadro 1 – Definição de amostras analisadas e abreviações.

Amostra	Abreviação
Inóculo da Digestão Anaeróbia	I-DA
Inóculo da Compostagem	I-CO
Pó de Serragem	PS
Resíduo Alimentar	RA
Digestão anaeróbia contendo apenas inóculo	DA-I
Digestão anaeróbia com alto teor de sólidos	DA-RA _a
Digestão anaeróbia com baixo teor de sólidos	DA-RA _b
Compostagem contendo apenas inóculo	CO-I
Compostagem de resíduo alimentar	CO-RA
Compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar com adição de inóculo	CO-DARA _a
Compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar sem adição de inóculo	CO-DARA _b

Autoria: Autor (2021)

3.1 MATERIAL

3.1.1 Resíduo alimentar

Como descrito anteriormente na revisão bibliográfica, na fração orgânica de resíduos sólidos urbanos é encontrado, principalmente, resíduos verdes e alimentares. Sabendo disso, foram escolhidas como fornecedores de material de pesquisa fontes reais de geração de resíduos alimentares.

O resíduo alimentar, separado na fonte, foi coletado diretamente do restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), campus Trindade, em Florianópolis, somada a outra fonte de geração domiciliar localizada no perímetro do campus Trindade da UFSC. Em sua composição havia, de forma generalizada, principalmente arroz, seguida em menores quantidades de farinha de mandioca, feijão, vegetais e carne de porco. Após coletado, o resíduo foi triturado, reduzindo o diâmetro das partículas e se tornando mais homogêneo. Em seguida, inserido em sacos de 50 L e armazenado à 4 °C.

3.1.2 Inóculo da digestão anaeróbia

De acordo com a metodologia para teste de digestão anaeróbia VDI 4630 (2006), de preferência, deve-se usar lodo digerido não tratado de uma estação de tratamento municipal,

pois, devido à sua natureza, este tipo de lodo entra em contato com uma grande variedade de substâncias e, portanto, constituem um inóculo com biocenose diversificada.

O inóculo utilizado nos ensaios de digestão anaeróbia foi coletado em um reator anaeróbio de fluxo ascendente de alta eficiência (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASB) que opera continuamente em uma estação de tratamento de efluentes domésticos pertencente à Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN, localizada no bairro Saco Grande, Florianópolis – SC. O material foi colhido em ponto de coleta composto por uma válvula manual localizado ao lado da estrutura do reator. Após a coleta, o lodo foi armazenado em recipiente hermeticamente fechado, com ausência de luz e sob refrigeração à 4 °C.

3.1.3 Inóculo da compostagem

Segundo Haug (1993), o uso de composto maturado é uma boa alternativa como inóculo para o processo de compostagem, proporcionando um menor volume final para manuseio.

O inóculo utilizado nos ensaios de compostagem foi coletado de um pátio-escola de compostagem, mantido pela Autarquia de Melhoramento da Capital – Comcap, localizado no Jardim Botânico, bairro Itacoribu, Florianópolis – SC. O inóculo consistia em composto maturado e peneirado, produzido através da compostagem termofílica de resíduos alimentares. Após a coleta, o composto foi armazenado em recipiente hermeticamente fechado, com ausência de luz e sob refrigeração à 4 °C.

3.1.4 Agente de volume

De acordo com Tremier *et al.* (2005), os agentes de volume são usados na compostagem para absorver a umidade, melhorando a aeração e a qualidade final do composto. Comumente é usado material que contém celulose, como, por exemplo: aparas de madeira, serragem, casca de árvore e palha. Dessa forma, decidiu-se usar pó de serragem coletada na marcenaria da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

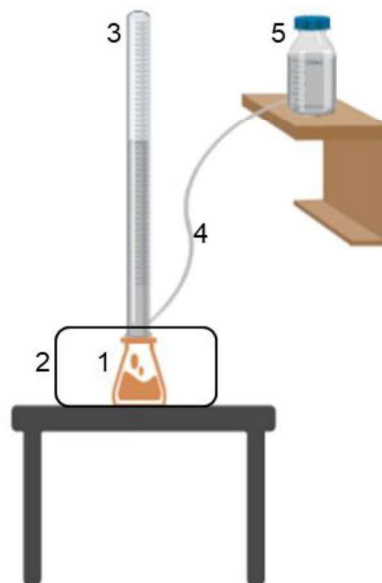
3.2 DESIGN EXPERIMENTAL

Desenhado em escala de bancada, a construção do método experimental foi feita de modo a padronizar as condições operacionais dos ensaios de digestão anaeróbia e compostagem. A seguir são descritos separadamente a estrutura de cada processo e os detalhes necessários para a integração deles.

3.2.1 Digestão anaeróbia

Estruturado de forma a avaliar a produção específica de metano (PEM) através de uma digestão anaeróbia de resíduo alimentar por via seca, utilizou-se um sistema de reator acoplado a tubo eudiômetro, como ilustrado na Figura 5.

Figura 5– Design experimental do ensaio de digestão anaeróbia: (1) reator, (2) banho termostaticado, (3) eudiômetro, (4) mangueira de conexão e (5) frasco mariotte.



Fonte: Autor (2021).

A degradação do substrato ocorre em um reator de vidro esmerilhado graduado com volume útil de 250 mL mais 10% de *headspace* (1), que está submerso em um banho termostaticado (2) com água em temperatura controlada à 30 ± 2 °C, aquecida pela ação de duas resistências, com 100 W de potência cada. O biogás produzido promove um aumento de pressão e o conseqüente deslocamento do líquido contido no tubo eudiômetro (3), empurrando-o através

de uma mangueira de conexão (4) para o frasco mariotte (5). Considerando que o biogás é composto principalmente de CO₂ e CH₄, utilizou-se solução de NaOH 3M para que houvesse a solubilização do CO₂ e o volume de gás deslocado correspondesse somente ao metano produzido.

Os reatores foram cobertos com folhas de alumínio para evitar contato com a luz e purgados durante 2 min com o gás argônio para utilização de uma atmosfera inerte e sem oxigênio. A escolha da temperatura foi tomada de forma a relacionar os ensaios de digestão anaeróbia e compostagem, posteriormente será apresentado que 30 °C foi a menor temperatura capaz de promover o autoaquecimento em ensaio de compostagem com volume reacional de aproximadamente 250 mL nas condições fornecidas pela presente pesquisa.

Para a correta leitura do volume de gás metano produzido na reação, as pressões interna e externa foram equalizadas. Para isso, no momento da leitura, manteve-se o frasco mariotte e a saída do líquido do eudiômetro no mesmo nível. Após o registro, o valor obtido foi inserido na equação 1 e calculado o Volume Normal (V_n) do gás.

$$V_n = \frac{V \times (P - P_v) \times T_n}{P_n \times T_a} \quad (1)$$

Onde,

V_n – Volume do gás seco no estado normal, em mLn;

V – Volume do gás conforme lido, em mL;

P – Pressão da fase gasosa no momento da leitura, em hPa (*AccuWeather*, sistema operacional Android);

P_v – pressão de vapor da água em função da temperatura do espaço ambiente, em hPa (FELDER; ROUSSEAU, 2008);

T_n – temperatura normal, igual a 273 K;

P_n – pressão normal, igual a 10013 hPa;

T_a – temperatura do espaço ambiente, K.

Com o valor do volume normal em mãos, aplicamos à equação 2 e assim obtemos a produção específica de metano (PEM), razão que descreve o volume de metano produzido pela massa inicial de sólidos voláteis do substrato.

$$PEM = \frac{V_n}{g_{SV}} \quad (2)$$

Onde,

PEM – produção específica de metano (mLCH₄ gSV⁻¹)

V_n – Volume do gás seco no estado normal, em mLn;

gSV – massa de sólidos voláteis (g) presente no substrato, calculado através da massa total inserida no ensaio e os percentuais de ST% e SV% obtidos experimentalmente.

3.2.1.1 Composição do meio reacional

Diferentes composições reacionais foram desenvolvidas com o intuito de avaliar a PEM em diferentes condições de operação. Em cada amostra foi inserido aproximadamente 100g de substrato, tendo suas massas verificadas e registradas no início e fim de cada ensaio. A Tabela 1 resume a composição das misturas e o número de repetições de repetições realizadas para cada ensaio.

Pode-se observar através da Tabela 3 que, inicialmente, avaliou-se a atividade do lodo de UASB realizando um ensaio com composição de 100% de inóculo. Em seguida, calculou-se a relação de proporção entre a massa de sólidos voláteis (gSV) do resíduo que está sendo analisado e do inóculo, para que seja evitada a inibição por excesso de substrato conforme a norma VDI 4630 (2006). Fixou-se o valor de 0,5 para a razão proposta pela Equação 3 descrita logo abaixo.

$$\frac{g_{SV\text{substrato}}}{g_{SV\text{inóculo}}} \leq 0,5 \quad (3)$$

Além disso, a norma indica que o teor de sólidos do lote não deve exceder 10% para garantir uma transferência de massa adequada. Esse ensaio foi proposto para servir de comparativo aos resultados obtidos através da digestão anaeróbia com excesso de sólidos.

A terceira condição proposta é a de excesso de sólidos totais, mantendo uma proporção de mistura de 80% de resíduo e 20% de inóculo, sempre em grandeza mássica. Um maior número de repetições se torna necessário, pois além das amostras utilizadas para realização de análises, o material digerido será encaminhado como matéria-prima para os ensaios de

compostagem. Adicionou-se bicarbonato de sódio (NaHCO_3) em todas as misturas, até que atingissem pH 7,5.

Tabela 3 – Composição das misturas e o número de repetições para o ensaio de digestão anaeróbia.

Meio Reacional	Composição	Repetições
DA-I	100 % inóculo	4
DA-RAa ₁	80% resíduo alimentar e 20% inóculo	4
DA-RAa ₂	80% resíduo alimentar e 20% inóculo	8
DA-RAb	Equação 3	4

Fonte: Autor (2021).

Os ensaios DA-I, DA-RAa₁ e DA-RAb aconteceram simultaneamente e, após avaliado o tempo necessário para o fim da reação e analisados os resultados, iniciou-se o ensaio DA-RAa₂. Este segundo ensaio foi realizado com o intuito de produzir o digestato usado como matéria-prima para a segunda etapa do experimento, o ensaio de compostagem.

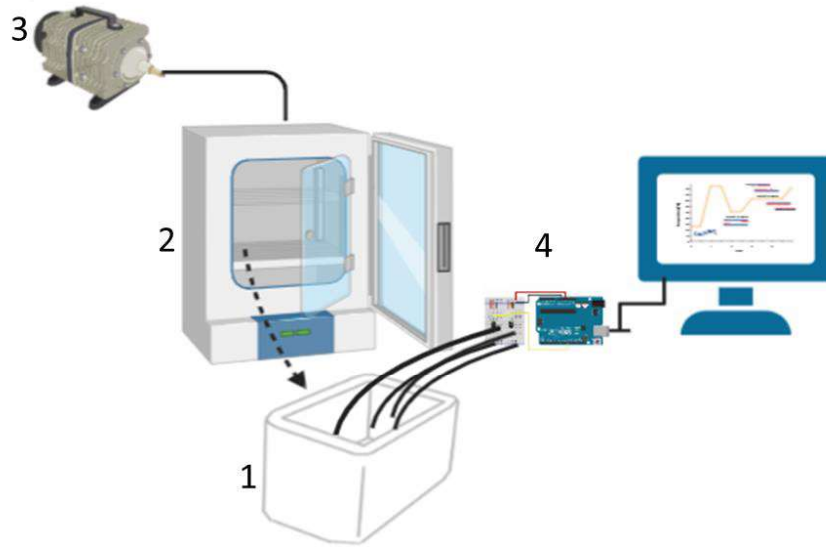
3.2.2 Compostagem

A proposta do ensaio foi avaliar a elevação da temperatura da biomassa resultante da geração de calor produzido pela reação exotérmica que ocorre devido ao metabolismo dos microrganismos, que a partir de agora iremos denominar de calor biológico. Para isso, adaptou-se o teste de autoaquecimento de Dewar, desenvolvido para servir de indicador da estabilidade biológica do composto (BRINTON, 2000). O modelo adaptado para essa pesquisa foi aplicado de forma a avaliar a compostabilidade do digerido produzido através de uma digestão anaeróbia de resíduo alimentar por via seca, colaborando com a previsão do comportamento físico-químico e biológico do produto.

O teste convencional de autoaquecimento de Dewar utiliza frascos que recebem o mesmo nome (frasco Dewar) e possuem volume líquido entre 1 e 10 L. Os frascos Dewar são recipientes de parede dupla de aço ou vidro com vácuo no meio, normalmente são citados como tendo formato cilíndrico. Além disso, termômetros que registram temperaturas máxima e mínima são acoplados para acompanhamento do teste. Esses frascos possuem elevado custo comercial (BUTLER *et al.*, 2001; WEPPE, 2002; NICHUALAIN; PRASAD, 2009).

Visando a redução de custos em utensílios experimentais e maior facilidade na coleta de dados, preparação e armazenamento de amostras, desenvolveu-se o aparato apresentado na Figura 5 para desenvolvimento do processo de compostagem.

Figura 6 – Design experimental do ensaio de compostagem: (1) caixa com isolamento térmico, (2) estufa de bancada para cultura bacteriológica, (3) compressor de ar, (4) sistema para aquisição de dados de temperatura.



Fonte: Autor (2020).

Os reatores eram de vidro e possuíam o mesmo formato, volume (250 mL) e *headspace* (10%), daqueles usados no ensaio de digestão anaeróbia. O sistema foi formado por seis reatores inseridos em uma caixa de isopor (1) com compartimentos individuais, os espaços vazios foram preenchidos com isopor triturado, visando melhorar o isolamento térmico. Manter cada reator em uma posição individual evita que haja interferência devido à troca térmica entre condições distintas. Essa caixa possui suas superfícies externas cobertas por uma manta térmica, colaborando com a manutenção do isolamento.

Os reatores foram cobertos com folhas de alumínio para evitar contato com a luz e suas aberturas preenchidas com algodão hidrofílico, permitindo a transferência de ar e vapor de água. A caixa foi mantida, durante toda o período do ensaio, a 30 °C em uma estufa (2) de bancada para cultura bacteriológica (FANEM, modelo 502-C) aquecida por convecção natural. Devido à vedação de borracha na porta da estufa, o oxigênio ambiente não se mostrou suficiente para a alimentação da comunidade microbiológica e conseqüente promoção do autoaquecimento. Sendo, portanto, necessária a inserção de ar através de um pequeno orifício na região superior da estufa, utilizando um compressor (3) (*Big Air*, modelo A420) com duas

saídas e capacidade de vazão máxima de $4,5 \text{ L}_{\text{ar}} \text{ min}^{-1}$. O compressor foi ligado em períodos intercalados de 15 min contínuos para cada hora desligado, confirmado como suficiente através de observações e ajustes diários durante o processo de construção do método. É importante notar que não foi provocada a aeração forçada do ensaio, o ar foi fornecido ao ambiente onde os reatores estavam inseridos e não à biomassa sendo analisada.

A temperatura mantida pela estufa, posteriormente considerada como temperatura ambiente do ensaio de compostagem, foi decidida através de ensaios preliminares que a constatarem como a temperatura mínima necessária para que, dentro das condições impostas do ensaio, pudesse ocorrer aumento de temperatura devido a decomposição da matéria orgânica (resultados apresentados no item 4.2).

A elevação de temperatura com o tempo, resultante da geração de calor biológico, é o parâmetro utilizado para avaliar a evolução do ensaio, chamado de: ensaio de autoaquecimento. A temperatura foi lida e registrada utilizando um sistema para aquisição de dados (4) desenvolvido especificamente para esse ensaio, construído utilizando um microcontrolador Arduino conectado a um circuito formado por um sistema de sensores de temperatura do tipo sonda (modelo DS18B20), à prova de água, encapsulado por aço inoxidável, com faixa de leitura entre $-55 \text{ }^{\circ}\text{C}$ a $125 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e precisão de $\pm 0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$. O microcontrolador executou as leituras de temperatura e as encaminhou para exibição em uma planilha do Excel através do uso de software *Parallax Data Acquisition* (PLX-DAQ), melhorando assim a forma de visualização e sua manipulação. Os dados foram salvos e armazenados em nuvem a cada 24 horas. O projeto de construção do circuito e o código do programa estão disponíveis no Apêndice A. A leitura da temperatura de cada sistema ocorreu a cada 15 minutos, durante 20 dias. O comportamento da reação determinou a interrupção do ensaio.

3.2.2.1 *Análise teórica do teste de compostagem*

Os reatores utilizados no teste de compostagem realizam troca gasosa com o ambiente e, portanto, caracterizam-se como um sistema termodinamicamente aberto. Havendo a geração de calor através da degradação biológica de sólidos voláteis.

Devido a simplicidade metodológica, a variação de sólidos voláteis, a taxa de evaporação da água, do consumo de oxigênio e da produção de gases não puderam ser acompanhados de forma contínua, adequando-se o período de coleta de dados ao início e fim

dos ensaios. Dessa forma, sugere-se uma abordagem simplificada do balanço energético do sistema, utilizando a curva de temperatura e em dados de fácil obtenção.

Modelos matemáticos que traduzem o comportamento da temperatura na compostagem incluem, normalmente, os seguintes componentes para o equilíbrio de calor: aquecimento sensível, calor sensível dos fluxos de entrada e saída, perdas condutivas e convectivas, entradas e perdas radiativas, calor latente de evaporação da água e produção de calor biológico. Em sistemas em escala real, a produção de calor biológico e a perda de calor latente são os termos mais significativos no balanço (MASON, 2006).

Baseando-se em modelos já revisados, tomando as considerações necessárias à simplificação e aplicando hipóteses adequadas, formulou-se o balanço simplificado para a energia térmica do sistema, conforme apresentado a seguir com o uso da Equação 4 (KOENIG; BARI, 2000; MASON, 2006).

$$M \cdot c \left(\frac{dT}{dt} \right) = Q_{\text{geração}} - Q_{\text{sensível}} - Q_{\text{latente}} \quad \left[\frac{J}{h} \right] \quad (4)$$

- $M \cdot c \left(\frac{dT}{dt} \right)$ – Termo correspondente à variação da energia térmica na amostra durante o tempo;
- $Q_{\text{geração}} = \left(\frac{dSV}{dt} \right) H$ – Velocidade de calor gerado pela degradação biológica de SV;
- $Q_{\text{sensível}} = U \cdot A(T - Ta)$ – Velocidade de perda de calor sensível ao ambiente, ou seja, o calor que está sendo transferido ao ambiente;
- $Q_{\text{latente}} = \left(\frac{dH_2O}{dt} \right) L$ – Taxa de perda de calor latente devido à evaporação.

Substituindo, teremos a equação 5:

$$M \cdot c \left(\frac{dT}{dt} \right) = \left(\frac{dSV}{dt} \right) H - U \cdot A(T - Ta) - \left(\frac{dH_2O}{dt} \right) L \quad \left[\frac{J}{h} \right] \quad (5)$$

Onde,

M = massa fresca de resíduo da amostra [g],

SV = sólidos voláteis [g],

H₂O = teor de água na amostra de resíduo úmido [g],

C = capacidade calorífica específica da amostra de resíduos úmidos [$\frac{J}{g \cdot ^\circ C}$],

T = temperatura da amostra de resíduo úmido no reator [$^\circ C$],

T_a = temperatura ambiente [$^\circ C$],

H = calor gerado pela degradação de SV [$\frac{J}{g}$],

L = calor latente de evaporação [$\frac{J}{g}$],

U = coeficiente global de transferência de calor do reator [$\frac{J}{h \cdot m^2 \cdot ^\circ C}$],

A = área total da superfície do reator [m^2].

O coeficiente global de transferência de calor (U) incorpora as funções combinadas de convecção, condução e radiação nas fronteiras do sistema (MASON, 2006). A capacidade calorífica específica da amostra de resíduos úmidos (C) pode ser calculada pela Equação 6.

$$C = \frac{M_{ST} \times C_{composto} + M_U \times C_{\acute{a}gua}}{M_{ST} + M_U} \quad \left[\frac{J}{g \cdot ^\circ C} \right] \quad (6)$$

Onde M_{ST} e M_U são a massas seca e a massa de umidade do composto, respectivamente. Os valores necessários para a aplicação da Equação 6 e o valor do calor latente de evaporação (L) são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores das capacidades caloríficas específicas para o composto seco, água e calor latente de evaporação da água.

$C_{composto}^a$ [$J g^{-1} ^\circ C^{-1}$]	$C_{\acute{a}gua}^b$ [$J g^{-1} ^\circ C^{-1}$]	L^b [$J g^{-1}$]
$9,96 \times 10^{-3}$	$15,03 \times 10^{-3}$	2370

(^aHAUG, 1993; ^bGEANKOPLIS, 1993)

Ao dividirmos a Equação 5 por $(M.C)$, teremos como resposta a derivada da temperatura em relação ao tempo [$\frac{^\circ C}{h}$], obtida experimentalmente.

$$\left(\frac{dT}{dt} \right) = \left(\frac{dSV}{dt} \right) \frac{H}{M.C} - \frac{U.A}{M.C} (T - T_a) - \left(\frac{dH_2O}{dt} \right) \frac{L}{M.C} \quad \left[\frac{^\circ C}{h} \right] \quad (7)$$

Com isso, obtemos a velocidade de variação de temperatura, sendo resultante dos termos de ganho de temperatura pela geração biológica de calor e de perdas de temperatura e pelas taxas de diminuição de temperatura devido às perdas de calor sensível e latente de evaporação, respectivamente.

Ao definirmos que o fim do teste se dê quando a etapa de resfriamento atinja novamente a temperatura ambiente, a área total da curva $\left(\frac{dT}{dt}\right)$ será igual a zero e, portanto, o balanço se reduz a:

$$0 = \left(\frac{dSV}{dt}\right) \frac{H}{M.C} - \frac{U.A}{M.C} (T - Ta) - \left(\frac{dH_2O}{dt}\right) \frac{L}{M.C} \quad \left[\frac{^\circ C}{h}\right] \quad (8)$$

$$\left(\frac{dSV}{dt}\right) \frac{H}{M.C} = \frac{U.A}{M.C} (T - Ta) + \left(\frac{dH_2O}{dt}\right) \frac{L}{M.C} \quad \left[\frac{^\circ C}{h}\right] \quad (9)$$

$$\left[\left(\frac{dSV}{dt}\right) \frac{H}{M.C} = \frac{U.A}{M.C} (T - Ta) + \left(\frac{dH_2O}{dt}\right) \frac{L}{M.C}\right] \cdot dt \quad [^\circ C] \quad (10)$$

$$\frac{\Delta SV.H}{M.C} = \frac{U.A}{M.C} (T - Ta) \cdot dt + \frac{dH_2O.L}{M.C} \quad [^\circ C] \quad (11)$$

Os limites de integração para a concentração de SV e o tempo são claramente definidos, com o início e fim dessas condições. Porém, a variação da concentração de água despreendida do composto precisa ser corrigida e atribuído um fator que estima a quantidade de água de reação produzida pela degradação de uma unidade de gSV, o valor médio de 0,5 é usado com base na reação estequiométrica aproximada (KOENIG; TAO, 1996). Portanto, após integrarmos a Equação 11 e atribuirmos os limites adequados, teremos:

$$\frac{\Delta SV.H}{M_m.C} = \frac{U.A}{M_m.C} \Delta T \cdot \Delta t + \frac{(\Delta H_2O + \Delta SV \cdot 0,5)}{M_m.C} \cdot L \quad [^\circ C] \quad (12)$$

M_m é a massa média da amostra durante o teste, aproximadamente igual a:

$$M_m = \frac{M_{inicial} + M_{final}}{2} \quad [g] \quad (13)$$

O termo $\left(\frac{U.A}{M_m.C}\right)$ define o coeficiente de transferência de calor, e é específico ao teste. A partir deste momento será denominado de K_c [h^{-1}]. O valor de $\Delta T \cdot \Delta t$ é igual ao valor da área sob a curva de variação de temperatura em relação ao tempo, obtida experimentalmente. Portanto, a definiremos como A_c [$^{\circ}C \cdot h$]. Os valores de M_m , SV e H_2O são determinados a partir de dados coletados no início e fim do teste. A_c pode ser determinado graficamente utilizando o *OriginLab*, software gráfico para a análise de dados e estatística. Desta forma, obtemos a Equação 14.

$$\frac{\Delta SV.H}{M_m.C} = K_c \cdot A_c + \frac{(\Delta H_{2O} + \Delta SV.0,5)}{M_m.C} \cdot L \quad [^{\circ}C] \quad (14)$$

Ao aproximarmos a Equação 14 à equação da reta, K_c pode ser estimado pelo gráfico do logaritmo de $(T - T_a)$ versus o tempo, analisando o momento em que a velocidade de geração de calor biológico produzido pela degradação de SV se tornou insignificante, resultando na rápida e exponencial diminuição da temperatura. Os valores de K_c e A_c serão apresentados no item 4.3.3 de resultados desta etapa.

Com isso, os termos da Equação 14 resultam em valores em grandeza de temperatura, significando, portanto, os valores absolutos de temperaturas perdidas devido ao calor sensível e latente e ganhas pela geração de calor biológico.

3.2.2.2 Testes preliminares

Através de ensaios preliminares, investigou-se as melhores condições de temperatura ambiente para a execução do experimento. Para isso, executou-se o ensaio de compostagem de RA, pois, sem necessidade de adição de agente de volume, apresentou baixa compactação e, portanto, menor interferência devido a composição da mistura, sendo formada exclusivamente por resíduo alimentar e inóculo de compostagem. Duas temperaturas ambientes foram testadas, 25 e 30 $^{\circ}C$, escolhidas devido ao clima local e a capacidade da estufa de manter constantemente as temperaturas. O procedimento foi realizado de acordo com o aparato descrito em 3.2.2, porém, a temperatura foi lida a cada 24 horas utilizando um termômetro analógico do tipo espeto.

Após definida a melhor temperatura, avaliou-se a melhor umidade, utilizando RA com adição de inóculo, variando a umidade da mistura em 65, 70 e 75%, com adição de pó de

serragem quando necessário para o ajuste. A quantidade de pó de serragem necessária foi calculada através do balanço de massa para a umidade das misturas, considerando a adição de 20% em massa de inóculo.

3.2.2.3 *Composição do meio reacional*

Todos os experimentos foram preparados tomando como referência base mássica (gramas). Foi inserido aproximadamente 100 g da mistura em cada reator, as massas foram anotadas no início e fim da reação. Na Tabela 5 está apresentada a composição das misturas e o número de réplicas.

Após os testes preliminares, fixou-se a temperatura de 30 °C e umidade de 75% como melhores condições para a execução dos ensaios (item 4.3.1). Porém, ao tentar utilizar o mesmo teor de umidade ao testar a compostagem do digestato anaeróbio, a estrutura da mistura ficou comprometida. A umidade precisou ser corrigida a 65% para que houvesse ignição na reação e ocorresse autoaquecimento.

A interferência e a maturidade do inóculo foi avaliada com um ensaio com composição de 100% de inóculo (CO-I). Em seguida, misturas contendo resíduo alimentar mais inóculo (CO-RA), resíduo alimentar previamente digerido mais inóculo (CO-DARAA), e resíduo alimentar previamente digerido sem a adição de inóculo (CO-DARAb), foram produzidas.

Tabela 5 – Composição das misturas e o número de repetições para o ensaio de compostagem.

Amostra	Composição	Repetições
CO-I	100% inóculo	2
CO-RA	80% RA + 20% I-CO	2
CO-DARAA	65% DARAA ₂ + 20% I-CO + 15% PS*	2
CO-DARAb	78% DARAA ₂ + 22% PS*	2

*PS = Pó de Serragem

3.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

Este tópico descreve os métodos analíticos utilizados na pesquisa. As amostras foram coletadas imediatamente antes do início dos ensaios ou geradas através da homogeneização do conteúdo final das repetições.

3.3.1 Relação Carbono/Nitrogênio

A empresa contratada para a realização desta análise quantificou os teores de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total (NT) através dos métodos analíticos encontrados em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (BAIRD *et al.*, 2017). Foram fracionadas amostras contendo 100 g, congeladas e encaminhadas ao laboratório. Os ensaios foram executados pelo Laboratório Biológico – Análises Químicas e Microbiológicas LTDA, e os laudos estão apresentados no Anexo A. A relação C/N foi calculada utilizando os valores totais.

3.3.2 Umidade, Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

A metodologia utilizada para a análise de sólidos e umidade foi realizada de acordo com Baird *et al.* (2017). Após avaliação dos tempos necessários para estabilização da amostra, executou-se os seguintes procedimentos: os cadinhos utilizados no ensaio foram calcinados a 550°C em mufla (Quimis, Q-318M24) durante 3 h, resfriados em dessecador e pesados em balança analítica (Sartorius, BL210S). O percentual de Umidade (U%) e de Sólidos Totais (ST%) foram calculados após secagem de 10 g de amostra fresca à 105 °C durante 48 h em estufa (Quimis, Q-317M33), resfriados em dessecador e pesados, os valores obtidos foram aplicados nas Equações 15 e 16, respectivamente. Em seguida, as amostras já pesadas foram calcinadas à 550 °C durante 3 h, resfriados em dessecador e pesados, utilizando a Equação 17 para calcular o percentual de Sólidos Voláteis (SV%).

$$U\% = \left(\frac{m_1 - m_2}{m_1} \right) * 100 \quad (15)$$

$$ST\% = \left(1 - \frac{m_1 - m_2}{m_1} \right) * 100 \quad (16)$$

$$SV\% = \left(\frac{m_2 - m_3}{m_2} \right) * 100 \quad (17)$$

Onde,

m_1 – massa em gramas da amostra fresca;

m_2 – massa em gramas da amostra após secagem;

m_3 – massa em gramas da amostra calcinada.

3.3.3 pH, Ácidos Graxos Voláteis e Alcalinidade Total

Inicialmente as amostras foram preparadas através de diluições utilizando água destilada e com proporção de 1:10 (m/m), a fim de extrair os compostos solúveis em água. O pH foi verificado de imediato utilizando um medidor de pH (Hanna, HI 98190). Em seguida a solução foi centrifugada durante 10 min a 804 g utilizando uma centrífuga (Eppendorf, 5804R), e o seu sobrenadante utilizado nos ensaios de ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT). O sobrenadante foi fracionado em mostras de 50 mL ($V_{amostra}$) e, quando necessário, diluído novamente utilizando água destilada para adequação na titulação.

A alcalinidade total (AT) e o AGV foram estimados pelo método clássico desenvolvido por DiLallo e Albertson (1961). Após a centrifugação, os sobrenadantes foram recuperados e a alcalinidade total foi obtida titulando a amostra até pH 4 com ácido clorídrico (HCl) 0,1N ($N_{ácido}$) padronizado, registrando o volume de ácido adicionado à amostra ($V_{ácido}$). Em seguida, o pH foi reduzido até valores entre 3,3 e 3,5 e fervido por 3 minutos para remover o CO_2 . As mesmas amostras foram então resfriadas à temperatura ambiente e foram tituladas novamente com uma solução padronizada de NaOH 0,1N (N_{base}), registrando o volume de base necessário para aumentar o pH de 4,0 a 7,0 (V_{base}). Com a obtenção dos volumes de titulantes, a concentração de AGV (em $mgHAc.L^{-1}$) e AT (em $mgCaCO_3.L^{-1}$) foram estimadas através das Equações 18 e 19, respectivamente.

$$AGV = \frac{(N_{base} * V_{base}) * 60.000}{V_{amostra}} \quad [mgHAc L^{-1}] \quad (18)$$

$$AT = \frac{(N_{ácido} * V_{ácido}) * 50.000}{V_{amostra}} \quad [CaCO_3 L^{-1}] \quad (19)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo se encontram os resultados obtidos neste estudo e a discussão pertinente. Inicialmente estão apresentadas as caracterizações do material usado, em seguida foi desenvolvida a discussão em relação à produção específica de metano do material a ser compostado e, por fim, o perfil de temperatura no teste de autoaquecimento referente ao ensaio de compostagem. Um balanço de energia térmica dos ensaios de compostagem também foi realizado como uma ferramenta adicional de análise deste trabalho.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA-PRIMA

Na Tabela 6 estão reunidos os resultados das análises físico-químicas que caracterizaram o material objeto de estudo desta pesquisa: inóculo da digestão anaeróbia (I-AD), inóculo da compostagem (I-CO), resíduo alimentar (RA) e pó de serragem (PS) utilizado como agente de volume.

Tabela 6 – Caracterização físico-química dos inóculos de digestão anaeróbia (I-DA) e compostagem (I-CO), resíduo alimentar (RA) e pó de serragem (PS).

<i>Amostra</i>	<i>U(%)</i>	<i>ST(%)</i>	<i>SV(%)</i>	<i>C/N</i>	<i>pH</i>
<i>I-DA</i>	99,2 ± 0,0	0,8 ± 0,0	72,8 ± 0,6	0,9×10 ⁻³	6,8 ± 0,1
<i>I-CO</i>	57,9 ± 0,8	42,1 ± 0,8	46,8 ± 1,0	11,1	8,4 ± 0,1
<i>RA</i>	79,9 ± 0,2	20,1 ± 0,2	97,6 ± 0,0	34,0	5,4 ± 0,0
<i>OS</i>	9,5 ± 0,0	90,5 ± 0,0	98,1 ± 0,0	140 – 160 ^a	-

^a(CHANG; CHEN, 2010)

A qualidade do lodo de inoculação de digestão anaeróbia foi confirmada, apesar de uma baixa concentração de ST, o conteúdo de SV na matéria seca é de 72,8%, sendo superior a 50% como indicado pela VDI 4630. Não foi realizado nenhum tratamento ou processo de decantação/secagem, sendo usado o lodo na forma como foi coletado, justificando assim o alto teor de umidade. A relação C/N do lodo de esgoto em pequenas estações de tratamento, como é o caso do presente estudo, costuma ser baixa (DEMIRBAS; TAYLAN; KAYA, 2016), porém não foi encontrada nenhuma referência que se comparasse de forma aproximada a proporção tão baixa de C/N de 0,9×10⁻³. Sabemos que a baixa relação C/N provoca o acúmulo de amônia

e valores de pH superiores a 8,5, o que é tóxico para arqueas metanogênicas (AJEEJ *et al.*, 2015), mas, em oposição ao que se esperava, o pH registrado foi de 6,8. Este valor está inserido na faixa ideal para a atividade de microrganismos metanogênicos (CLARK; SPEECE, 1971; MOSEY; FERNANDES, 1989; LEE *et al.*, 2009).

O inóculo da compostagem foi coletado após a etapa de resfriamento, encontrava-se em estágio de maturação. Além de reduzido teor de SV, o resultado das análises físico-químicas nos informa que a relação C/N é de 11,1, que, de acordo com Sullivan e Miller (2001), e baseado na matéria orgânica do solo estável, indicam estar na faixa da estabilidade do processo (10:1 e 15:1). Entretanto, espera-se de um composto amadurecido valores de pH próximos da neutralidade, valores acima de 8 são mais comuns na fase de rápida biodegradação do substrato, quando o amônio (NH_4^+) está sendo liberado (FUCHS *et al.*, 2001; GÓMEZ-BRANDÓN; LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2008; KO *et al.*, 2008). Portanto, um pH de 8,4 pode indicar que não houve a completa mineralização do nitrogênio orgânico presente no inóculo da compostagem (CANTARELLA *et al.*, 2007).

A caracterização do resíduo alimentar se enquadrou com os dados descritos na literatura, através da revisão fornecida por Thi, Kumar e Lin (2015), podemos confirmar que os valores presentes na Tabela 4 se enquadram nas faixas entre 74-90% para a umidade (79,9%), 14,7-36,4 para a razão C/N (34,0) e o teor de SV (97,6 %) em matéria seca variando entre 80-97%. O pH de 5,4 segue em concordância com a literatura, podendo conter valores de pH na faixa entre 4 e 6, de acordo com a composição dos resíduos (DA SILVA; DE SOUSA; GUAISTI JR., 2013).

O pó de serragem deve conter baixa umidade para executar com excelência sua função de agente de volume, facilitando o transporte do oxigênio através do substrato que está sendo compostado. A umidade de 9,5% está próxima da faixa entre 10-12% relatada por Chang e Chen (2010).

4.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Neste tópico são apresentados dois ensaios de digestão anaeróbia de RA, o primeiro contendo ST(%) adequados para que a inibição não ocorra (DA-RAb), de acordo com critério estabelecido pela metodologia VDI 4630 e descrito no item 3.2.1.1., e outro com elevado teor de ST(%) (DA-RAa), enquadrado na definição de digestão anaeróbia seca. Além disso, avaliou-se a atividade e a influência exercida pelo lodo de UASB utilizado como inóculo no volume de

metano produzido nos demais ensaios. Os ensaios seguem o procedimento descrito nos itens 3.2.1 e são analisados de acordo com o item 3.3.

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados dos principais parâmetros avaliados antes dos ensaios. Os meios reacionais tiveram seu pH corrigido para aproximadamente 7,5 imediatamente antes do início dos ensaios de digestão anaeróbia.

Tabela 7 – Caracterização físico-química das misturas iniciais dos ensaios de digestão anaeróbia.

<i>Amostra</i>	<i>ST(%)</i>	<i>SV(%)</i>	<i>C/N</i>	<i>pH_{inicial}</i>
<i>DA-I</i>	0,8 ± 0,0	72,8 ± 0,3	0,9×10 ⁻³	6,8 ± 0,1
<i>DA-RAa</i>	1,1 ± 0,0	79,5 ± 0,1	2,0	6,6 ± 0,1
<i>DA-RAb</i>	16,2 ± 0,3	97,4 ± 0,1	32,1	5,7 ± 0,1

Nota-se a diferença significativa no teor de ST(%) e, conseqüentemente, SV(%) entre as condições propostas ao ensaio. Outro parâmetro com grande diferença entre os ensaios é a relação C/N, onde DA-RAb apresentou baixo valor devido à elevada proporção de inóculo em relação ao RA. A maior quantidade de RA em relação ao inóculo em DA-RAa corrigiu o valor da relação C/N, encontrando-se mais próxima da faixa considerada como ideal para o bom desenvolvimento do processo (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019; ROCAMORA *et al.*, 2020).

Dentro das primeiras 24 horas percebeu-se o cessamento da produção de metano, em todas as condições impostas ao experimento. A produção específica de metano (PEM) está registrada Tabela 6. Ao observar apenas a PEM, não é possível distinguir a capacidade de produção dos processos de digestão anaeróbia com baixo e alto teor de sólidos, mas ao comparar os volumes absolutos de metano nota-se que, apesar da utilização de um mesmo volume reacional, o ensaio contendo maior teor de sólidos (DA-RAa) produziu em torno de 15 vezes mais metano quando comparado ao ensaio de digestão anaeróbia em fase líquida e com baixo teor de sólidos (DA-RAb). Após 48 horas não houve nenhuma alteração e então encerrou-se os ensaios DA-I e DA-RAb. Porém, tratando-se de DA-RAa, duas repetições foram interrompidas e analisadas, os resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Produção de metano e caracterização físico-química das amostras após a digestão anaeróbia.

<i>Amostra</i>	<i>DA-I</i>	<i>DA-RAb</i>	<i>DA-RAa₁</i>	<i>DA-RAa₂</i>
<i>Remoção de SV(%)</i>	-	69,3 ± 0,0	28,9 ± 0,1	28,1 ± 0,2
<i>Volume de CH₄ (mLn)</i>	13,4 ± 0,7	32,5 ± 9,5	527,1 ± 81,2	503,1 ± 64,2
<i>PEM (mLn_{CH₄} gSV⁻¹)</i>	22,8 ± 1,1	34,0 ± 10,0	32,6 ± 5,1	31,8 ± 3,9
<i>C/N</i>	-	-	45,2	-
<i>pH_{final}</i>	8,4 ± 0,1	7,5 ± 0,1	4,5 ± 0,1	4,6 ± 0,0
<i>AGV (mgH_{Ac} L⁻¹)</i>	-	588,0 ± 15	84.000,0 ± 310	85.090,0 ± 280
<i>AT (mgCaCO₃ L⁻¹)</i>	-	3.540,0 ± 230	26.000,0 ± 190	24.840,0 ± 215
<i>AGV/AT</i>	-	0,2	3,2	3,4

Após concluído o ensaio, conferiu-se o pH da amostra DA-RAa₁, registrando-se uma queda de aproximadamente 3 unidades na faixa do potencial hidrogeniônico, atingindo o valor de 4,5. Geralmente, essa redução de pH está associada ao acúmulo de AGV, refletindo um desequilíbrio entre as bactérias produtoras de ácidos e os respectivos consumidores, quebrando o tamponamento do lodo e seguindo para uma provável inibição por acúmulo de AGV. Nesse momento, a excessiva redução do pH comprometeu o crescimento das arqueas metanogênicas, resultando na interrupção da produção de metano (MOSEY; FERNANDES, 1989; SANDBERG; AHRING, 1992). Esse resultado foi similar ao encontrado por Lu *et al.* (2007), onde, em uma maior escala de operação, o pH do meio da digestão anaeróbia seca de resíduos sólidos orgânicos diminuiu de 6,7 para 4,2 em condições mesofílicas.

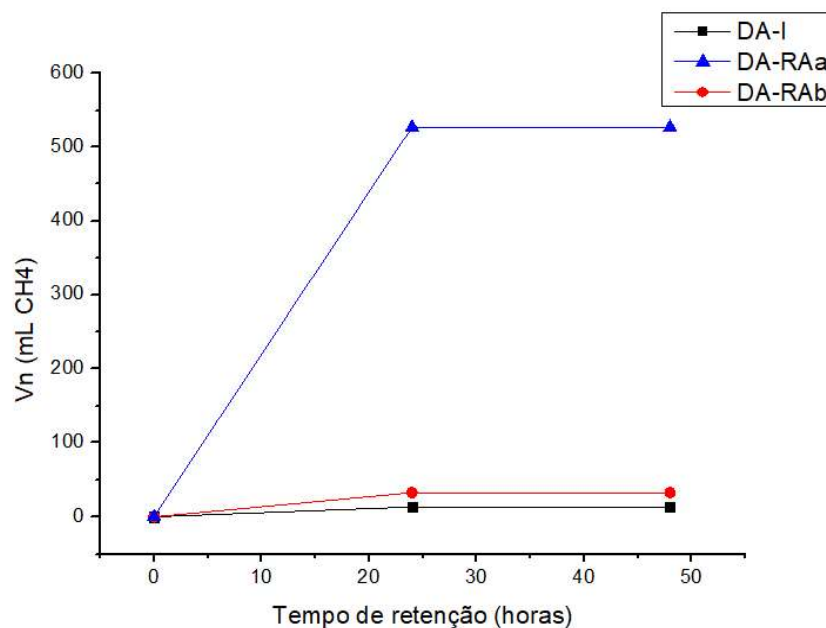
Em seguida, analisou-se a concentração de AGV e AT, atingindo os valores de 84.000 mgH_{Ac} L⁻¹ e 26.000 mgCaCO₃ L⁻¹, respectivamente. Os AGV são os produtos intermediários do processo de digestão anaeróbia, o seu acúmulo pode ocorrer por diversos motivos, como elevada carga orgânica, variações de temperatura, proporção de inóculo inadequada e a ocorrência de acúmulo de compostos tóxicos (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014; ZHAO; RUAN, 2013; RAPOSO *et al.*, 2011; LÜBKEN *et al.*, 2015). Em grandes quantidades, esse acúmulo pode causar desequilíbrio no processo de digestores mesofílicos e termofílicos, podendo levar ao fracasso do processo (KOVÁCS *et al.*, 2015; SIEGERT; BANKS, 2005;

BROWNE; ALLEN; MURPHY, 2014; GAO *et al.*, 2015). A relação AGV/AT é de aproximadamente 3,2, enquadrando-se como um sistema em falha (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001; KHANAL, 2008).

Com isso, optou-se por manter o ensaio com as repetições que não foram interrompidas e avaliar a possibilidade de um autoajuste do sistema. A expectativa é de que ocorra um crescimento diáuxico (curva de crescimento celular em duas fases), pois, de acordo com o percentual de remoção de SV, que é de 28,9%, ainda havia muita matéria orgânica biodegradável no substrato.

Permanecendo por um período total de 7 dias, nenhuma das repetições apresentou acréscimo no volume de metano além daquele já registrado até as primeiras 24 horas. Na Figura 7 está apresentado o volume normalizado de metano produzido pelos ensaios de digestão anaeróbia. As análises físico-químicas indicaram nenhuma alteração significativa nos valores de pH, concentrações de AGV e AT ou remoção de SV(%), mantendo-se dentro do desvio padrão já calculado.

Figura 7 – Produção de metano.



Em contrapartida, o valor do pH para a condição DA-RAb permaneceu constante, atingindo um percentual de remoção de SV de 69,3% e uma relação AGV/AT de 0,2, demonstrando a boa capacidade de tamponamento do meio, tendo sido influenciada pela proporção de inóculo na alimentação, além da adição de bicarbonato de sódio na correção do

pH inicial (GUNASEELAN, 1995; GUWY *et al.*, 1997). Observando a PEM para DA-RAb e DA-RAa₁, nota-se a similaridade entre os valores das duas condições, ambas dentro da faixa estabelecida pelo desvio padrão da média.

Apesar do volume de metano produzido por grama de SV degradado ser próximo para as duas condições, em termos absolutos o volume normalizado de metano produzido pela digestão em DA-RAa₁ é, aproximadamente, 1.521,8% maior do que em DA-RAb. Valor muito além do comumente encontrado na literatura, como no estudo produzido por Brown, Shi e Li (2012), onde o processo por via seca apresentou um incremento na produtividade volumétrica de metano entre 240-730% entre diversas matérias-primas experimentadas.

Com a massa e o volume reacional aproximadamente iguais entre os ensaios, diferenciando-se apenas nas concentrações de sólidos, a condição DA-RAa₁ resultou em um volume normalizado de metano muito superior, porém, a eficiência da remoção de SV, avaliada em percentual, é significativamente inferior a DA-RAb, sendo a remoção de SV para DA-RAa₁ igual a 28,9%. Considerando de forma proporcional os percentuais de remoção, temos que a digestão anaeróbia com alto teor de sólidos foi capaz de degradar, aproximadamente, 41,7% do total da digestão anaeróbia contendo baixa concentração de sólidos, sendo um valor expressivo em termos da capacidade máxima de produção de metano.

A etapa seguinte da pesquisa, o teste de compostagem, pretendia corrigir a baixa remoção de SV(%) e o excesso de AGV produzidos pela digestão com alto teor de sólidos, aproveitando-se da elevada produção de metano em um mesmo volume de reação.

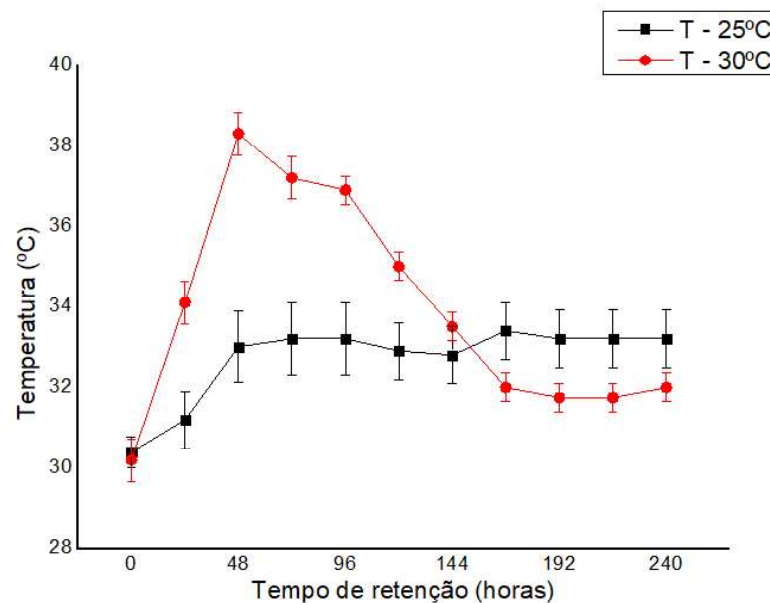
Apesar de não ter sido produzida uma curva característica de degradação, sem inibição, da matéria orgânica através de DA, manteve-se o objetivo do trabalho de realizar ensaios de compostagem do digestato anaeróbio. Para que fosse possível a execução da próxima etapa desta pesquisa, o ensaio DA-RAa₂ foi realizado. O intuito foi a produção de digestato anaeróbio suficiente para que, além da coleta de amostras, pudesse ser utilizado como matéria-prima durante os ensaios de compostagem. Os resultados estão em harmonia com aqueles encontrados para DA-RAa₁, ambos encontrados na Tabela 8.

4.3 COMPOSTAGEM

4.3.1 Testes preliminares

Ensaio preliminares, durante o desenvolvimento do método, determinaram qual a umidade do substrato e a temperatura ambiente adequada para a realização dos ensaios. Inicialmente, determinou-se a temperatura ambiente necessária para que a atividade microbiana fosse capaz de provocar o autoaquecimento, cujos resultados estão apresentados na Figura 8.

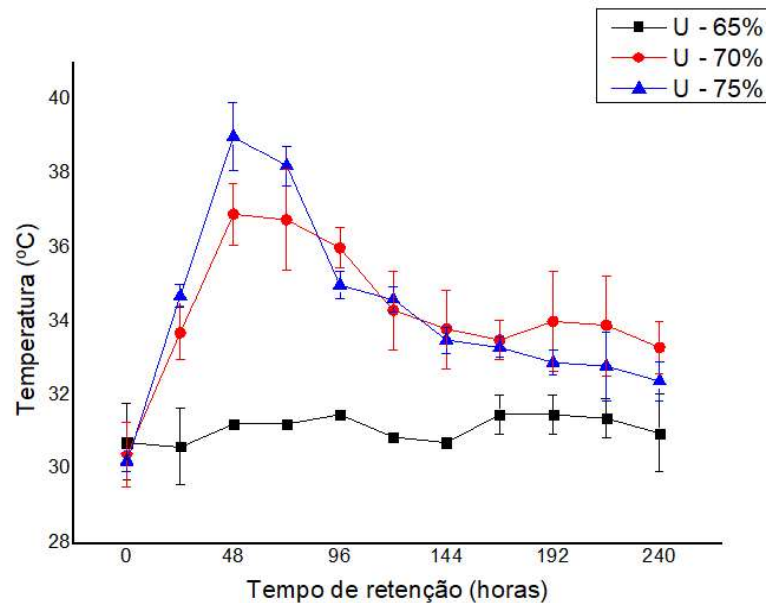
Figura 8 – Teste preliminar para escolha da temperatura ambiente adequada ao ensaio.



A temperatura ambiente de 30°C provocou o maior aumento de temperatura na compostagem de RA, atingindo o ponto máximo de 38,3°C e indicando uma maior atividade microbiana dentro das condições fornecidas ao sistema, como fornecimento de oxigênio através de respiração natural e baixo volume reacional. A temperatura máxima atingida pela amostra com temperatura ambiente de 25°C foi de 33,4°C.

Após determinada a temperatura ambiente que seria utilizada, verificou-se a umidade adequada ao ensaio. A proporção de inóculo permaneceu a mesma, variando a proporção entre RA e PS para que a umidade fosse corrigida. Foram testadas as umidades em 65, 70 e 75%. A resposta ao teste de autoaquecimento à uma temperatura ambiente de 30°C, com variados teores de umidade, é representada na Figura 9.

Figura 9 – Teste preliminar para escolha da umidade adequada ao ensaio.



Para a compostagem de RA, manteve-se como melhor condição a mistura com 75% de umidade, atingindo a temperatura máxima de 39°C nas primeiras 48 horas, sem que houvesse a necessidade da adição de pó de serragem, apenas RA e inóculo. As demais temperaturas máximas foram de 31,5°C para a mistura com 65% de umidade e 36,9°C para uma umidade de 70%. Porém, posterior aos testes preliminares, ao reproduzir o ensaio para a mistura contendo digestato anaeróbico, as umidades de 70 e 75% não apresentaram a mesma resposta, não havendo elevação de temperatura. A textura física do meio tornou-se comprometida, aglomerando-se de forma a não permitir permeação do gás oxigênio, necessário para que ocorresse a atividade microbiana. Provavelmente devido ao teor de água livre na mistura após a degradação inicial proporcionada pela digestão anaeróbia, a umidade de 65% se mostrou mais conveniente.

Após a determinação da temperatura ambiente e umidades a serem usadas na pesquisa, novos ensaios foram realizados e apresentados a seguir.

4.3.2 Teste de compostagem

Neste tópico são apresentados os resultados de três ensaios de compostagem, sendo separados em: compostagem de resíduo alimentar (CO-RA); compostagem, com adição de inóculo, de material proveniente da digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar (CO-DARAA); e por fim, a compostagem, sem adição de inóculo, de material proveniente da digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar (CO-DARAb). Além disso, avaliou-se a atividade e a

influência exercida no aumento de temperatura pelo composto coletado no Jardim Botânico de Florianópolis-SC e utilizado como inóculo nos demais ensaios. Os ensaios seguem o procedimento descrito nos itens 3.2.2 e são analisados de acordo com o item 3.3.

Na Tabela 9 pode-se observar os resultados dos principais parâmetros avaliados antes do ensaio. A umidade das amostras de compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar necessitou ser corrigida a 65%, através do uso de pó de serragem.

Tabela 9 – Caracterização físico-química das misturas iniciais dos ensaios de compostagem.

<i>Amostra</i>	<i>ST(%)</i>	<i>SV(%)</i>	<i>C/N</i>	<i>pH</i>
<i>CO-I</i>	42,1 ± 0,8	46,8 ± 1,0	11,1	8,4 ± 0,1
<i>CO-RA</i>	24,5 ± 0,3	80,0 ± 0,7	23,3	6,1 ± 0,0
<i>CO-DARAA</i>	35,1 ± 0,2	85,6 ± 0,4	38,7	4,3 ± 0,0
<i>CO-DARAB</i>	35,8 ± 0,2	97,9 ± 1,2	109,9	4,2 ± 0,0

Além da correção de umidade, a adição de pó de serragem à mistura também interferiu na relação C/N. A proporção entre carbono e nitrogênio para CO-RA e CO-DARAA estão dentro da faixa tida como ideal, estando a faixa entre 25 e 40, dependendo do estudo tomado como referência (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; KUTSANEDZIE; OFORI; DIABA, 2015). Enquanto o meio CO-DARAB apresentou um valor muito elevado, de acordo com Inácio e Miller (2009), considera-se alto um valor acima de 50.

Apesar da faixa de pH considerada ideal para o material que será compostado, variando entre diversos autores, ser ampla, os ensaios que envolvem o produto da digestão anaeróbia, CO-DARAA e CO-DARAB, estão abaixo dela (BUSTAMANTE *et al.*, 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; ZHANG; SUN, 2016). As misturas se mantiveram com pH ácido devido a elevada concentração de AGV.

Considerando a recalcitrância do pó de serragem (LENNOX *et al.*, 2010), o período relativamente baixo no qual o experimento foi realizado e as condições operacionais amenas, como alcance máximo de temperatura mantido dentro da faixa mesofílica, desconsiderou-se que houve degradação biológica desse material para o cálculo da remoção de SV(%) uma vez que o PS é composto basicamente por celulose/hemicelulose.

A remoção de SV(%) para CO-RA e CO-DARAA se relaciona diretamente com a elevação da temperatura, sendo condições necessária a degradação desse material pela ação de

microrganismos aeróbios para o fornecimento de calor biológico. Portanto, para CO-DARAb, a baixa elevação de temperatura está diretamente relacionada à degradação insuficiente.

A mistura fornecida pela condição experimental CO-DARAb é rica em microrganismos anaeróbios provenientes do ensaio de digestão, sendo essa a única das misturas em que não foi adicionado o inóculo da compostagem. A intenção era avaliar a adequação dessa comunidade à um meio aerado, pois é condição essencial para que haja atividade e consequente aumento de temperatura (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014). Dentro do período determinado ao estudo, o meio não se adaptou completamente. O fato de uma matriz rica em microrganismos aerados ser fornecida à mistura CO-DARAA, desempenhou papel fundamental que fosse possível uma rápida adaptação e promoção do aumento de temperatura. Portanto houve sinergia entre comunidades ajustadas a meios distintos.

A análise da composição final de carbono e nitrogênio foi realizada apenas para CO-DARAA, corroborando com a consideração da não ocorrência de biodegradação do pó de serragem. A relação C/N tende a diminuir a medida em que se avança a compostagem, devido a degradação e emissão de CO₂ (INÁCIO; MILLER, 2009). Além de CO₂, ocorre a perda de nitrogênio através da volatilização de NH₃ e N₂O (DE LA FUENTE *et al.*, 2013). Com a não degradação do pó de serragem, excede-se a proporção de material rico em carbono na mistura.

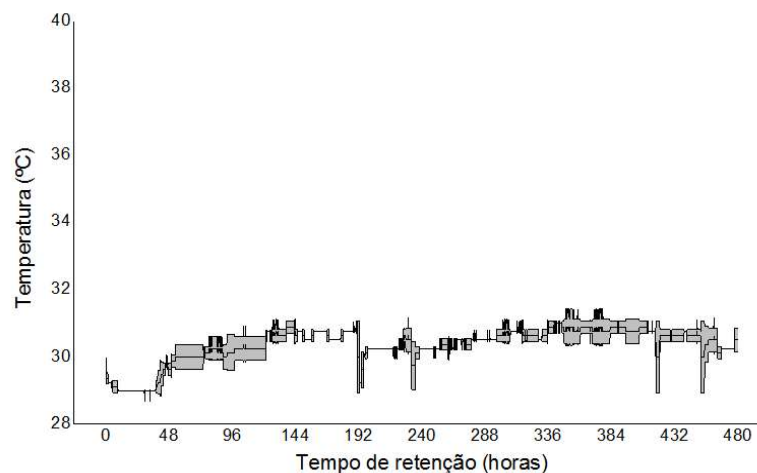
Nota-se a elevação no pH da biomassa para as condições CO-RA e CO-DARAA, que ocorre devido a mineralização de proteínas, peptídeos e aminoácidos, que por sua vez levam à liberação de amônia ou amônia volátil e, assim, contribui para o aumento do pH da biomassa (GIGLIOTTI *et al.*, 2012). Além do mais, os resultados expressam a significativa remoção de AGV em CO-DARAA, parâmetro importantíssimo na avaliação da qualidade de condicionante de solos agrícolas, acarretando um menor potencial de fitotoxicidade (BUSTAMANTE *et al.*, 2012). Durante a compostagem, os AGV são comumente formados durante eventos de alta respiração, resultando no desenvolvimento de zonas anóxicas, podendo ter ocorrido a produção deles em CO-RA. Concentrações significativas de AGV são indicadores de imaturidade do composto (BRINTON, 1997).

Resultados significativos de remoção de AGV também foram encontrados em Drennan e Distefano (2010), durante a avaliação do processo de cura do produto de uma digestão anaeróbia com elevada concentração de sólidos, sendo utilizada aeração passiva. Os resultados indicam rápida remoção, utilizando um reator de 48 L e uma mistura contendo digestato e lascas de madeira, após dois dias não se detectava mais ácido propiônico e ácido acético não foi detectado após 16 dias de cura. Ao contrário disso, resultados apresentados por Kaparaju,

Rintala e Oikari (2012) relataram que não houve remoção significativa de AGV durante o pós-tratamento aerado do produto da digestão anaeróbia de resíduos da indústria laranjeira, que apresentou elevada fitotoxicidade em testes de germinação.

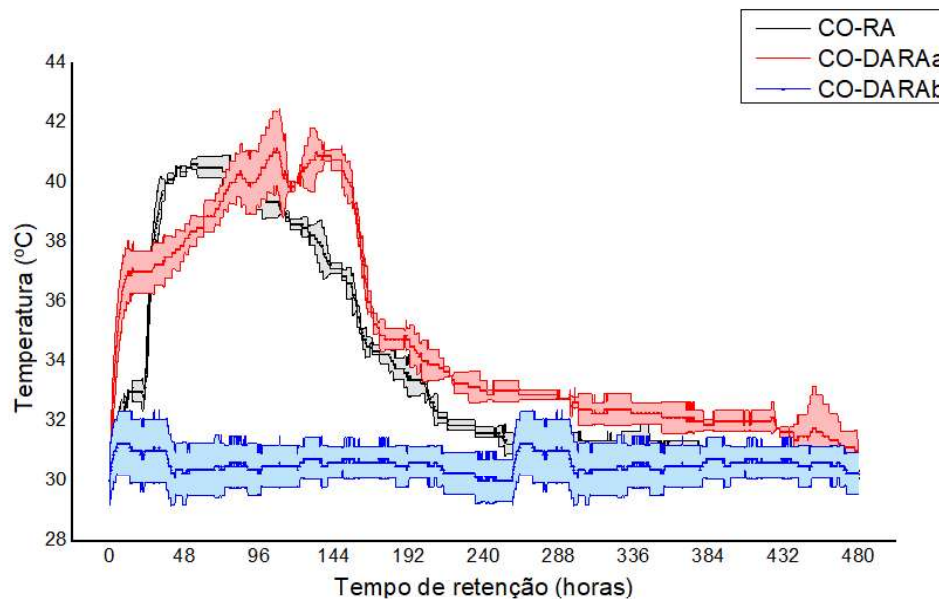
O principal parâmetro avaliado durante o ensaio foi o perfil de autoaquecimento, ou seja, o comportamento da curva de aumento de temperatura da reação exotérmica através da degradação dos sólidos voláteis. Na Figura 10 observa-se a curva de temperatura para o composto maturado e usado como inóculo nos demais ensaios, enquanto na Figura 11 estão apresentadas as curvas de temperatura para os ensaios compostagem de resíduo alimentar (CO-RA), compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar com adição de inóculo (CO-DARAA) e compostagem de digestato anaeróbio de resíduo alimentar sem adição de inóculo (CO-DARAb), permitindo-nos compará-las entre si. O desvio padrão médio das duplicatas é representado pela área que cerca a curva.

Figura 10 – Perfil de temperatura do teste de autoaquecimento para CO-I.



Mais uma vez, o comportamento avaliado para o inóculo aponta para a maturidade do composto. A pequena variação de temperatura pode ser atribuída a precisão de leitura do sensor, que é de $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$, e a pequenas flutuações de temperatura ambiente decorrentes do aquecimento da estufa.

Figura 11 – Perfil de temperatura do teste de autoaquecimento para CO-RA, CO-DARAA e CO-DARAb.



Conforme observado na Figura 11, variações significativas de temperatura foram constatadas em duas das três condições avaliadas. As curvas de temperatura para CO-RA e CO-DARAA se comportam de forma similar a Figura 3. Pois, apesar de não haver registro de ocorrência de temperaturas termofílicas, é possível distinguir de forma bem definida as etapas de rápido aquecimento, a região onde mantem-se as temperaturas mais elevadas e o rápido resfriamento, retornando a temperatura ambiente.

A curva se apresenta de modo mais uniforme para CO-RA, sendo possível distinguir com mais clareza as etapas do processo, constando um pequeno período de interrupção durante a etapa de rápido aquecimento, mas retomado logo em seguida. Temperaturas maiores ou iguais a 40°C foram mantidas durante um período de 54 h, sendo $T_{\text{máx}}$ de 40,6°C e atingido após 55 h do início do ensaio. A etapa mais longa foi a de resfriamento, iniciando a partir das 92 h e seguindo até quase o término da avaliação.

Foram registrados períodos de descontinuidade durante a fase de rápido aquecimento para CO-DARAA. Em apenas 12 h, elevou-se 7 °C e, em seguida, ocorreu um significativo período de estabilidade. A retomada do aquecimento ocorreu após 16 h, porém de forma mais lenta. Antes de iniciar a fase de resfriamento, dois declínios de temperatura foram registrados. Esses picos interferiram no alcance da $T_{\text{máx}}$, que foi de 41,1°C e registrado após 106 h. O meio se manteve a temperaturas maiores ou iguais à 40°C, com $\pm 0,2$ entre a primeira e última leitura de 40°C, durante um período de 77 h. Considerando o início da fase de resfriamento após o

último pico de incremento de temperatura, iniciou-se após 143 h do início do ensaio. As médias das leituras de temperatura em CO-DARAA resultaram com maiores valores de desvio padrão. Esperava-se que a compostagem de biomassa com pH ácido ocorresse de forma mais lenta, devido a interferência na taxa de respiração dos microrganismos aeróbios, podendo ser atribuída à razão pela qual ocorreram períodos de decaimento na curva de temperatura (SUNDBERG; SMÅRS; JÖNSSON, 2004). Além de registrar temperatura máxima maior que a compostagem de resíduo alimentar (CO-RA), o ensaio de compostagem de digestato anaeróbio (CO-DARAA) permaneceu com temperaturas superiores aos $40^{\circ}\text{C} \pm 0,2$ por um período de 23 horas a mais. Esses resultados indicam uma maior capacidade de geração de calor para esse substrato, qualidade vantajosa ao processo.

Observando o desenvolvimento da temperatura para CO-DARAb, nota-se que não houve aumento significativo, constando elevado desvio padrão, as temperaturas médias não ultrapassaram $31,1^{\circ}\text{C}$. Através dessa leitura, pode-se supor que não houve degradação ou que ocorreu tão lentamente que não gerou calor de forma significativa. Através das análises físico-químicas finais, apresentadas na Tabela 10, maiores informações podem ser extraídas do comportamento de cada uma das misturas e o desempenho das curvas de temperatura.

Tabela 10 – Comportamento da temperatura e caracterização físico-química das amostras após os ensaios de compostagem.

<i>Amostra</i>	<i>CO-I</i>	<i>CO-RA</i>	<i>CO-DARAA</i>	<i>CO-DARAb</i>
<i>Remoção de SV(%)</i>	-	$60,5 \pm 0,7$	$63,8 \pm 0,2$	$4,5 \pm 1,2$
<i>T_{Máx} (°C)</i>	31	40,6	41,1	31,3
<i>ΔT_{Máx} (°C)</i>	1	10,6	11,1	1,3
<i>C/N</i>	-	-	818,6	-
<i>pH</i>	$8,4 \pm 0,2$	$9,5 \pm 0,1$	$9,4 \pm 0,1$	$4,3 \pm 0,0$
<i>AGV (mgHAc*L⁻¹)</i>	-	$1.080,0 \pm 12$	$840,0 \pm 10$	$10.440,0 \pm 29$
<i>AT (mgCaCO₃*L⁻¹)</i>	-	$4.300,0 \pm 33$	$2.000,0 \pm 21$	$2.400,0 \pm 17$
<i>AGV/AT</i>	-	0,3	0,4	4,4

O CONAMA, em sua resolução nº 481 (2017), estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, dentre esses critérios pode-se encontrar o período e temperatura necessários para que haja a higienização dos resíduos sólidos orgânicos durante o processo de compostagem. Essas temperaturas são definidas para sistemas abertos, variando entre $\geq 55^{\circ}\text{C}$ durante 14 dias e $\geq 65^{\circ}\text{C}$ durante 3 dias, e sistemas fechados com temperatura $\geq 60^{\circ}\text{C}$ durante 3 dias. Com isso, notamos que nenhuma das condições foram capazes de alcançar os critérios mínimos de temperatura para que ocorresse a higienização do meio, comportamento esperado. No entanto, deve-se considerar que estes ensaios foram realizados em condições de microambiente, difícil de corresponder ao que ocorre em sistemas reais, onde as perdas de energia para o ambiente são proporcionalmente menores.

Portanto, os resultados apresentados nesse tópico indicam que a metodologia utilizada tem um grande potencial de produzir parâmetros de previsibilidade para a realização de estudos em maiores escalas de operação, predizendo o comportamento da aplicação do processo de compostagem como tratamento do resíduo da digestão anaeróbia seca de resíduo alimentar.

A seguir os dados coletados durante o ensaio de autoaquecimento para as condições em que houve a geração de calor biológico, CO-RA e CO-DARAA, serão desenvolvidos de modo a se calcular o valor do calor biológico total e a energia térmica gerados pela degradação dos SV, com vistas a auxiliar essa discussão.

4.3.3 Análise teórica do teste de compostagem

Na compostagem ocorre a degradação aeróbia de biomassa contendo elevado teor de sólidos produzindo considerável quantidade de calor devido a atividade metabólica dos microrganismos envolvidos, resultando na elevação da energia térmica do sistema e podendo atingir temperaturas de até 90°C . Essa energia, geralmente, é perdida para o meio ambiente e é essencial o conhecimento em relação a geração do calor produzido e ao ciclo de transferência de calor para que seja possível projetar reatores, realizar a otimização, o controle e o gerenciamento de processos de compostagem (HUANG; HAN; HUANG, 2019; SMITH; ABER; RYNK, 2017; AWAIS *et al.*, 2018; GHALY; ALKOAİK; SNOW, 2006; AHN; RICHARD; CHOI, 2007).

Neste tópico serão aplicados dados obtidos experimentalmente à Equação 14, desenvolvida no tópico 3.2.2.1. através de um balanço de energia térmica simplificado,

tomando como base hipóteses adequadas ao experimento. Com isso, pretende-se alcançar os valores de calor biológico total e a energia térmica gerados pela degradação dos SV, para as condições em que houve aumento de temperatura, CO-RA e CO-DARAA. De modo a facilitar a visualização da aplicação dos dados, a Equação 14 é apresentada novamente abaixo.

$$\frac{\Delta SV.H}{Mm.C} = K_c \cdot A_c + \frac{(\Delta H_2O + \Delta SV.0,5)}{Mm.C} \cdot L \quad [^\circ C] \quad (14)$$

Valores correspondentes a variações mássicas foram obtidos experimentalmente e apresentados na Tabela 11. A forma como os dados foram coletados e os valores calculados foram descritos de forma detalhada na metodologia (item 3.3.2).

Tabela 11 – Dados referentes a variação de massa no sistema.

<i>Amostra</i>	$\Delta SV(g)$	$\Delta H_2O(g)$	$\Delta H_2O + \Delta SV.0,5 (g)$	$M_m (g)$
<i>CO-RA</i>	11,8	1,6	7,5	94,4
<i>CO-DARAA</i>	10,6	1,9	7,2	95,9

Atribuindo a hipótese da linearidade do sistema biológico, o coeficiente de transferência de calor específico ao teste, K_c , em h^{-1} , pode ser encontrado graficamente através da inclinação da curva de $\ln(T-T_a)$ versus o tempo, durante a fase de rápido resfriamento, onde T é a temperatura de medição e T_a a temperatura ambiente do teste. Quando a temperatura está diminuindo rapidamente, pode-se dizer que taxa de geração de calor biológico se torna insignificante. A seguir são apresentadas as curvas de $\ln(T-T_a)$ vs tempo para CO-RA (Figura 12) e CO-DARAA (Figura 13).

Figura 12 – Estimativa do coeficiente de transferência de calor para CO-RA.

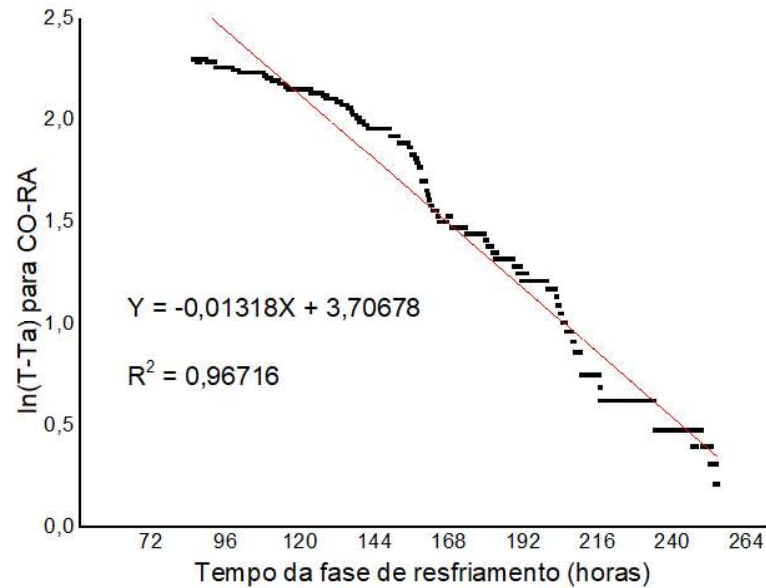
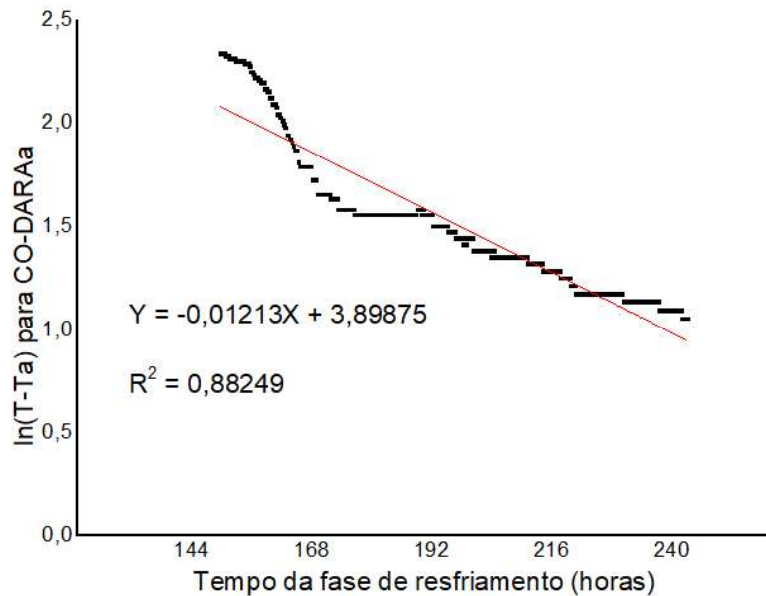


Figura 13 – Estimativa do coeficiente de transferência de calor para CO-DARAA.



O valor de K_c obtido para CO-RA é de $0,01318 \text{ h}^{-1}$, com um coeficiente de determinação de $0,96716$, ou seja, o modelo linear é capaz de explicar aproximadamente $96,7\%$ da variância da variável dependente a partir do regressor. Enquanto isso, para CO-DARAA, o valor do coeficiente de transferência de calor é de $0,01213 \text{ h}^{-1}$, com R^2 igual a $0,88249$. Apesar da predição da linha de regressão ser menor para K_c em CO-DARAA, ainda consiste em um modelo de ajuste confiável.

Ao considerarmos que as temperaturas finais dos testes de autoaquecimento retornaram ao seu estado inicial, podemos obter a área sob a curva de temperatura, A_c , em $^{\circ}\text{C} \cdot \text{h}$, graficamente. O cálculo de área sob a curva do teste de autoaquecimento para CO-RA (Figura 14) e CO-DARAA (Figura 15) é apresentado a seguir.

Figura 14 – Área sob a curva do teste de autoaquecimento para CO-RA.

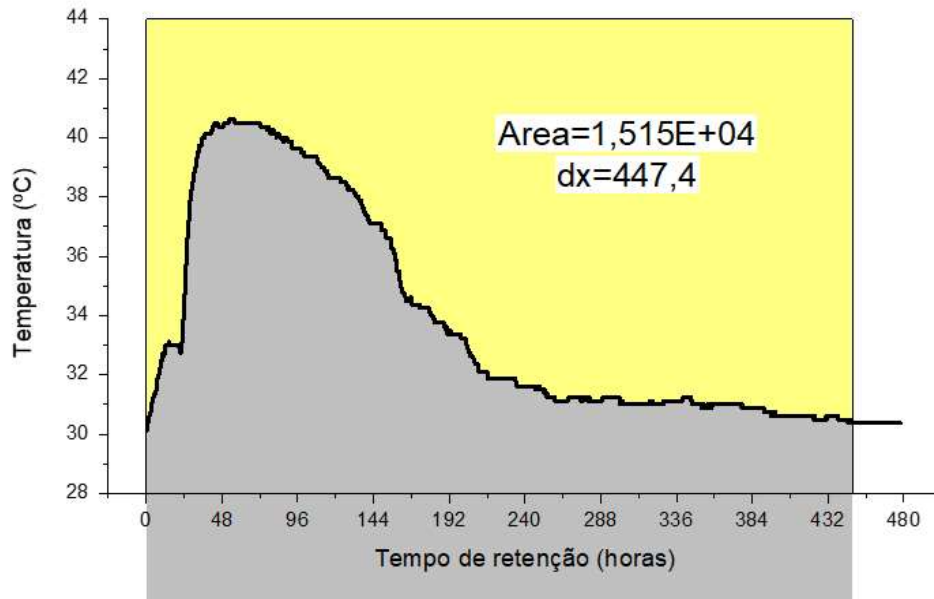
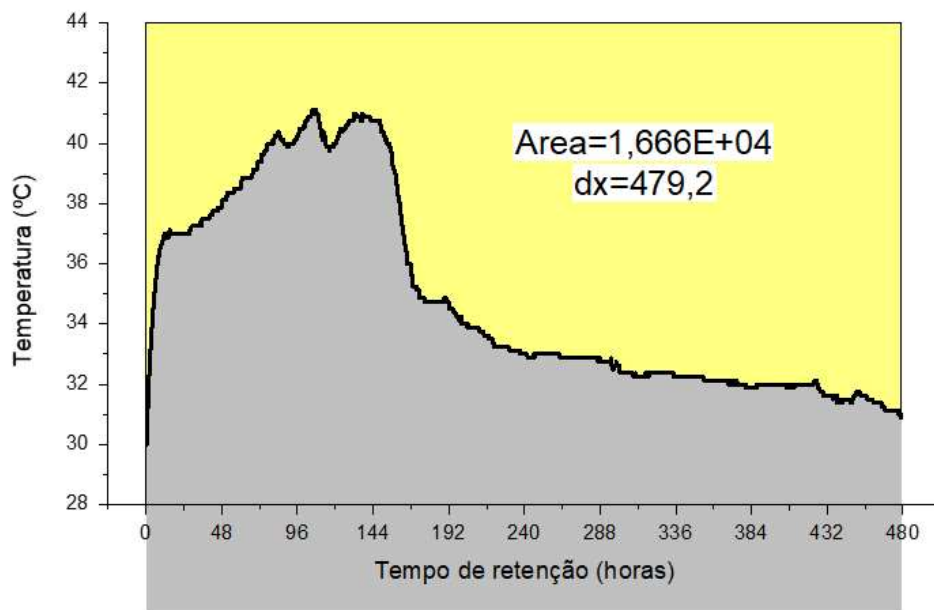


Figura 15 – Área sob a curva do teste de autoaquecimento para CO-DARAA.



O valor de Ac para CO-RA foi de $1,515 \times 10^4 \text{ }^\circ\text{C} \cdot h$, a temperatura final havia estabilizado algumas horas antes do fim do teste, justificando o uso de $dx = 447,4$. Para CO-DARAA, a área sob a curva possui valor maior, para $dx = 479,2$, Ac igual a $1,666 \times 10^4 \text{ }^\circ\text{C} \cdot h$.

Com Kc e Ac calculados, podemos usá-los juntamente com as variáveis físicas obtidas experimentalmente e apresentadas na Tabela 11, para calcularmos os termos da Equação 14 do balanço energético. O primeiro e segundo termo após a igualdade representam a temperatura total desprendida do meio, correspondentes ao calor sensível ao ambiente e a perda de calor latente devido à evaporação, respectivamente. A temperatura total produzida através do calor gerado pela atividade dos microrganismos é igual à soma desses dois termos. Após estimarmos a temperatura total produzida pela reação, calculou-se H , que é a energia térmica gerada pela degradação da matéria orgânica, em J/g . Os resultados da capacidade térmica das misturas, as temperaturas e a energia térmica produzida pela degradação da matéria orgânica são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 – Valores aplicados ao balanço de energia térmica.

<i>Amostra</i>	C ($J \times g^{-1} \times ^\circ\text{C}$)	Kc (h^{-1})	Ac ($^\circ\text{C} \times h$)	T_S ($^\circ\text{C}$)	T_L ($^\circ\text{C}$)	T_G ($^\circ\text{C}$)	H ($J \cdot g^{-1}$)
CO-RA	$1,4 \times 10^{-2}$	0,01318	$1,52 \times 10^4$	199,7	13.527,6	13.727,3	1.537,5
CO-DARAA	$1,3 \times 10^{-2}$	0,01213	$1,67 \times 10^4$	202,1	13.366,6	13.568,7	1.642,4

Por ser um processo exotérmico, costuma-se acompanhar a evolução do processo através da temperatura. A temperatura é uma variável de estado fundamental para o desenvolvimento da modelagem que represente o sistema, podendo ser simulada a qualquer momento, estimando a mudança nos componentes do balanço de calor. O balanço de energia é definido pelo grau de decomposição e pela remoção de calor associada a ele (AJMAL *et al.*, 2020). Um melhor conhecimento da energia do sistema de compostagem pode auxiliar tanto no projeto de construção quanto no controle do processo. Com o uso de simplificações matemáticas na descrição dos fenômenos, foi possível alcançar os valores que descrevem o incremento de temperatura ao sistema resultante da geração de calor biológico, e o decaimento de temperatura devido a perda de calor sensível e latente.

Sabendo que T_S implica na temperatura desprendida do meio através das superfícies e que o tempo total do ensaio foi de 480 h, levando em consideração os estados iniciais e finais, o isolamento térmico fornecido aos reatores proporcionou taxa de resfriamento de

aproximadamente $0,4 \text{ } ^\circ\text{C} \times \text{h}^{-1}$. Valor significativo ao ser comparado com $T_{\text{máx}}$ respectivo a cada condição, apontando um recurso a ser melhorado para que haja a validação do método.

De acordo com a revisão discutida por Mason (2006), a perda de calor latente devido à evaporação da água é um dos termos mais significativos, percebendo-se isso através do balanço. Os valores de perdas de temperatura, T_s e T_L , e de geração através do calor biológico, T_G , apresentam similaridade nas diferentes condições, não contendo diferenças que levem a crer que a biomassa de um seja mais potencialmente propensa ao autoaquecimento do que a outra.

Conferiu-se, também, a similaridade dos valores para a energia térmica produzida pela degradação da matéria orgânica, H , sendo aproximadamente 6,4% superior para CO-DARAA, valor desprezível diante das condições simplistas do ensaio, podendo ser atribuído à precisão de leitura dos equipamentos ou considerações levantadas para que pudesse ser realizado o balanço.

A produção do calor biológico é a única fonte de energia fornecida ao processo de compostagem, exceto as ocasiões em que são necessárias ações mecânica. Estando intimamente relacionada à taxa de degradação dos substratos, é essencial o desenvolvimento de modelos que expressem adequadamente a relação entre a atividade microbiana e o tempo de processo (AJMAL *et al.*, 2020). Alkoaik e Ghaly (2006) observaram que existem grandes variações na taxa de calor liberado pelo composto sob ação do processo de compostagem, e que isso ocorre devido a taxa de produção de calor ser função das propriedades químicas, físicas e biológicas do substrato, reforçando a importância da estimativa da geração de energia térmica para o conhecimento dos sistemas e suas projeções.

Diferentes modelos aplicados a condições operacionais distintas podem ser encontrados na literatura, como em Ahn, Richard e Choi (2007), onde o balanço de massa e energia térmica para a compostagem de esterco de galinha com aparas de madeira foi avaliado em diferentes taxas de aeração. Usando reatores de 900 L, foi registrado um aumento de até 29% na geração de energia térmica à medida que se aumentava a taxa de aeração, significando um vínculo entre as duas grandezas. O aumento na geração de energia térmica ocorreu devido a maior taxa de degradação de SV. A energia gerada com a degradação de SV, a depender da aeração, esteve entre 16,8 e 19,7 kJ gSV^{-1} . Em Koenig e Bari (2000), o teste de autoaquecimento foi usado como método de estimativa da atividade respirométrica. Usando balões à vácuo com volume de 1 L e aeração passiva, atingiu-se valores de energia térmica produzida pela degradação de SV entre 12,0 e 15,4 kJ gSV^{-1} .

Os valores de H estimados para CO-RA e CO-DARAA são significativamente menores daqueles presentes na literatura, o fato pode estar relacionado às características metodológicas que os distinguem. Como, por exemplo, o fornecimento de aeração forçada, resultando no aumento da atividade biológica e consequente consumo de SV. Outro parâmetro que pode ser facilmente associado é o volume reacional, maiores quantidades de biomassa a serem compostadas podem colaborar com a manutenção da temperatura.

Apesar de menores valores de energia térmica gerada e temperaturas abaixo daquelas consideradas como termofílicas, o método aplicado a esta pesquisa alcançou valores comparáveis de elevação de temperatura e produção de energia térmica, além da possibilidade de avaliação de diferentes outros parâmetros. Entre os parâmetros que puderam ser avaliados, temos a remoção de SV(%), a elevação de temperatura, a remoção de compostos fitotóxicos como o AGV, a interferência do pH da biomassa, a interferência provocada pela qualidade do inóculo e a falta dele na ignição do processo, a perda de umidade e a energia térmica produzida com a atividade biológica.

5 CONCLUSÃO

Este trabalho objetivou verificar a resposta às propriedades físico-químicas do substrato após o processo de digestão anaeróbia seca seguida de compostagem, executado em escala laboratorial. Métodos tradicionais de ensaios de digestão anaeróbia e compostagem foram adaptados para que pudessem ser reproduzidos de modo conectado, com baixo custo e simplicidade na coleta de dados, utilizando a compostagem como pós-tratamento do resíduo da digestão anaeróbia.

Obteve-se a produção específica de metano para a digestão de resíduo alimentar com baixo e elevado teor de ST, comparando-as entre si. Os resultados não apresentaram diferença significativa, registrando $34,0 \pm 10,0$ e $32,6 \pm 5,1$ mL_{CH₄} gSV⁻¹, respectivamente, evidenciando que a diferença de concentração dos substratos não afetou o metabolismo dos microrganismos de forma diferenciada. Em valores absolutos, o volume de metano produzido para o meio contendo elevado teor de ST registrou um incremento de, aproximadamente, 1.521,8%. Apesar disso, o meio com baixo teor de ST alcançou pouco mais que o dobro de remoção de SV(%). Identificou-se, através de análises físico-químicas, que no ensaio contendo elevado teor de ST houve inibição do sistema pelo acúmulo de AGV ($84.000,0 \pm 310$ mgH_{Ac} L⁻¹) e consequente diminuição do pH ($4,5 \pm 0,1$), comprometendo o crescimento das arqueas metanogênicas e resultando na interrupção da produção de metano. Restando uma biomassa com atividade biológica comprometida, alta concentração de compostos voláteis fitotóxicos e matéria orgânica não estabilizada.

A capacidade de autoaquecimento desta biomassa nos ensaios de compostagem foi investigada, com e sem adição de inóculo de compostagem, avaliando a adaptação da comunidade microbiana a um meio aerado sem ajustes na mistura, comparando os resultados ao ensaio de compostagem para resíduo alimentar. Sem a adição de composto maturado à mistura, não foi possível alcançar elevação significativa da temperatura. Nenhuma das condições analisadas foi capaz de alcançar temperaturas termofílicas. As variações máximas de temperatura são aproximadamente iguais, sendo de 10,6 °C para a compostagem de resíduo alimentar e de 11,1 °C para a compostagem de digestato anaeróbio com adição de inóculo.

Com as informações de variação mássica e do perfil de temperatura foi possível estimar a energia térmica total gerada, sendo encontrado os valores de 1.537,5 J e 1.642,4 J de energia térmica produzida por gramas de SV degradado para a compostagem de resíduo alimentar e digestato anaeróbio, respectivamente. Os dois substratos comportaram-se de forma

similar, tanto na degradação do substrato quanto na produção de energia, porém diferenças quanto a distribuição de temperatura dentro do período de ensaio. Implica na possibilidade associar os processos de digestão anaeróbia e compostagem, aproveitando a produção inicial de metano pela digestão anaeróbia e posterior compostagem para estabilização da matéria orgânica.

No entanto, devido as características iniciais do digestato anaeróbio posto à compostagem, o ensaio diferenciou-se pela considerável diminuição da concentração de AGV, destacando o pós-tratamento aeróbio na melhoria do composto e a sua adequação para aplicação em solos agrícolas, corrigindo a fitotoxicidade.

O modelo experimental desenvolvido para esta pesquisa mostrou-se promissor, podendo realizar previsões do comportamento energético e físico-químico em sistemas biológicos tão complexos quanto a digestão anaeróbia e a compostagem. A simplicidade do aparato experimental e do seu manuseio, o reduzido tempo e espaço necessários para a execução do ensaio, implicam na redução de custos. A previsibilidade fornecida pelo modelo pode ser útil dentro do planejamento de experimentos em maiores escalas e na operação de sistemas reais.

6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Reproduzir os ensaios utilizando diferentes métodos já padronizados e avaliar a qualidade do método proposto por esse trabalho;
- Avaliar a reprodutibilidade dos resultados usando outros substratos;
- Estudar, desenvolver e implementar ao método dispositivo que permita a quantificação da respirometria da reação;
- Identificar as mudanças que ocorrem na comunidade microbiana entre as etapas dos ensaios;
- Determinar a capacidade do método em prever a disposição de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio no composto;
- Aplicar testes de germinação e fitotoxicidade ao composto produzido pelo ensaio;
- Avaliar o potencial de previsibilidade do método comparando-a a um processo em escala real, onde ocorra a digestão anaeróbia seca seguida de compostagem.

REFERÊNCIAS

- ABBASSI-GUENDOUZ, Amel *et al.* Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. **Bioresource technology**, v. 111, p. 55-61, 2012.
- ABDULLAHI, Y. A. *et al.* Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. **Bioresource technology**, v. 99, n. 18, p. 8631-8636, 2008.
- ABRELPE, Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. São Paulo, 2019. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/100514_relatsau.pdf (acessado em junho de 2020)
- ADANI, Fabrizio *et al.* Respiration index determination: a comparative study of different methods. **Compost science & utilization**, v. 11, n. 2, p. 144-151, 2003.
- ADANI, Fabrizio; LOZZI, Paolo; GENEVINI, Pierluigi. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. **Compost Science & Utilization**, v. 9, n. 2, p. 163-178, 2001.
- AHN, H. K.; RICHARD, T. L.; CHOI, H. L. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure—Wood shavings mixture at different aeration rates. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 2, p. 215-223, 2007.
- AJEEJ, Amritha *et al.* An overview of bio augmentation of methane by anaerobic co-digestion of municipal sludge along with microalgae and waste paper. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 270-276, 2015.
- AJMAL, Muhammad *et al.* A review on mathematical modeling of in-vessel composting process and energy balance. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-13, 2020.
- ALKOAIK, F.; GHALY, A. E. Determination of heat generated by metabolic activities during composting of greenhouse tomato plant residues. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 5, n. 2, p. 137-150, 2006.
- ALVARENGA, Paula *et al.* Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste management**, v. 40, p. 44-52, 2015.
- AMEKAN, Yumechris. The influence of microbial community dynamics on anaerobic digestion efficiency and stability: A Review. **International Journal of Renewable Energy Development**, v. 9, n. 1, p. 85-95, 2020.
- ANDERSON, G. K.; DONNELLY, T.; MCKEOWN, K. J. Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial waste waters. **Process Biochemistry**, v. 17, n. 4, p. 28-32, 1982.

- ANDREOLI, Cleverton Vítório; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. In: **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2001. p. 483-483.
- ANGELONIDI, Eleni; SMITH, Stephen R. A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste. **Water and environment journal**, v. 29, n. 4, p. 549-557, 2015.
- APPELS, Lise et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in energy and combustion science**, v. 34, n. 6, p. 755-781, 2008.
- AQUINO, Sérgio F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 192-201, 2007.
- ARAB, Golnaz; MCCARTNEY, Daryl. Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock: Part I–Focus on physicochemical parameters. **Waste Management**, v. 68, p. 74-84, 2017.
- ARAB, Golnaz *et al.* Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock: Part II–Focus on microbial community dynamics. **Waste Management**, v. 68, p. 85-95, 2017.
- ARAÚJO, J. C. D. A. Sistema de aquisição e monitorização de dados para indústria alimentar e laboratorial. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Eletrotécnica) - Instituto Politécnico de Viseu. Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu, Viseu, 2012.
- ARTHURSON, Veronica. Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residue to agricultural land–potential benefits and drawback. **Energies**, v. 2, n. 2, p. 226-242, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: resíduos sólidos - classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- AWAIS, Muhammad *et al.* Evaluating removal of tar contents in syngas produced from downdraft biomass gasification system. **International Journal of Green Energy**, v. 15, n. 12, p. 724-731, 2018.
- AWASTHI, Mukesh Kumar *et al.* Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. **Bioresource technology**, v. 168, p. 214-221, 2014.
- AYILARA, Modupe Stella *et al.* Waste Management through Composting: Challenges and Potentials. **Sustainability**, v. 12, n. 11, p. 4456, 2020.
- BABBITT, Callie W. *et al.* Closing the loop on circular economy research: From theory to practice and back again. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 135, p. 1-2, 2018.
- BAIRD, Rodger B. *et al.* (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

BARRENA, Raquel *et al.* The use of composting for the treatment of animal by-products: experiments at lab scale. **Journal of hazardous materials**, v. 161, n. 1, p. 380-386, 2009.

BARROS, Regina Mambeli; TIAGO FILHO, Geraldo Lúcio; DA SILVA, Tiago Rodrigo. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, v. 65, p. 150-164, 2014.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, Raúl. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5444-5453, 2009.

BLÁZQUEZ, F. Cuadros *et al.* Waste valorization as an example of circular economy in Extremadura (Spain). **Journal of Cleaner Production**, v. 181, p. 136-144, 2018.

BRASIL. Aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário. Ministério do Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario.html>>. Acesso em: 27/08/2020.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, DF.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 481, de 3 de outubro de 2017. **Estabelece Critérios e Procedimentos Para Garantir O Controle e A Qualidade Ambiental do Processo de Compostagem de Resíduos Orgânicos, e Dá Outras Providências**. Brasília, 2017

BRAUN, R.; HUBER, P.; MEYRATH, J. Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion. **Biotechnology Letters**, v. 3, n. 4, p. 159-164, 1981.

BRINTON, W. F. Compost volatile organic acids—production and odorant aspects. In: **Proceedings, Sixth Annual Conference on Composting, Beltsville, MD**. 1997.

BRINTON, William F. Compost quality standards and guidelines. **Final Report by Woods End Research Laboratories for the New York State Association of Recyclers**, 2000.

BRINTON, William F. *et al.* A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. **Biocycle**, v. 36, n. 11, 1995.

BROWN, Dan; LI, Yebo. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource technology**, v. 127, p. 275-280, 2013.

BROWN, Dan; SHI, Jian; LI, Yebo. Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production. **Bioresource technology**, v. 124, p. 379-386, 2012.

BROWNE, James D.; ALLEN, Eoin; MURPHY, Jerry D. Assessing the variability in biomethane production from the organic fraction of municipal solid waste in batch and continuous operation. **Applied Energy**, v. 128, p. 307-314, 2014.

BURTON, Colin H.; TURNER, Claire. **Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture**. Editions Quae, 2003.

BUSTAMANTE, M. A. *et al.* Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**, v. 72, n. 4, p. 551-557, 2008.

BUSTAMANTE, M. A. *et al.* Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. **Biomass and bioenergy**, v. 43, p. 26-35, 2012.

BUSTAMANTE, M. A. *et al.* Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61-69, 2013.

BUSTILLO-LECOMPTE, Ciro Fernando; MEHRVAR, Mehrab. Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. **Journal of environmental management**, v. 182, p. 651-666, 2016.

BUTLER, T. A. *et al.* Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 6, p. 2141-2148, 2001.

CAICEDO-CONCHA, Diana M. *et al.* The potential of methane production using aged landfill waste in developing countries: A case of study in Colombia. **Cogent Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1664862, 2019.

CANTARELLA, Heitor *et al.* Nitrogênio. **Fertilidade do solo**, v. 2, p. 375-470, 2007.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 3, p. 1462-1476, 2012.

CHANG, James I.; CHEN, Y. J. Effects of bulking agents on food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5917-5924, 2010.

CHANG, James I.; HSU, Tin-En. Effects of compositions on food waste composting. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 8068-8074, 2008.

CHEN, Yan *et al.* Effect of C/N ration on disposal of pig carcass by co-composting with swine manure: experiment at laboratory scale. **Environmental Technology**, p. 1-11, 2020.

CHEN, Ye; CHENG, Jay J.; CREAMER, Kurt S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHEONG, Jia Chin *et al.* Closing the food waste loop: Food waste anaerobic digestate as fertilizer for the cultivation of the leafy vegetable, xiao bai cai (*Brassica rapa*). **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136789, 2020.

CHOWDHURY, Md Albarune; DE NEERGAARD, Andreas; JENSEN, Lars Stoumann. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: Effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. **biosystems engineering**, v. 124, p. 63-77, 2014.

CHUGH, S. *et al.* Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. **Bioresource technology**, v. 69, n. 2, p. 103-115, 1999.

CLARK, R. H.; SPEECE, R. E. The pH tolerance of anaerobic digestion. **Advances in Water Pollution Research**, v. 1, p. 1-13, 1971.

DA SILVA DANTAS, Nadege; FONTGALLAND, Isabel Lausanne. Análise das Leis Ambientais Brasileiras e sua Interface com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável-ODS. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, p. e32010414248-e32010414248, 2021.

DA SILVA, Isaac Pinto; DE SOUSA, Marcos Francisco; JUNIOR, Wilson Guasti. Educação e gestão ambiental versus o uso, exploração e ocupação do solo capixaba em áreas urbanas. **Conhecimento em Destaque**, v. 2, n. 3, 2013.

DE LA FUENTE, C. *et al.* Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 3, p. 313-322, 2013.

DEMIRBAS, Ayhan; TAYLAN, Osman; KAYA, Durmus. Biogas production from municipal sewage sludge (MSS). **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, v. 38, n. 20, p. 3027-3033, 2016.

DEUBLEIN, Dieter; STEINHAUSER, Angelika. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. John Wiley & Sons, 2011.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN). DIN 384140-8 German standard method for the examination of water, waste water and sludge. Sludge and sediment (group S). Determination of amenability to anaerobic digestion (S8), 1985

DI MARIA, Francesco *et al.* Hybrid solid anaerobic digestion batch: biomethane production and mass recovery from the organic fraction of solid waste. **Waste management & research**, v. 31, n. 8, p. 869-873, 2013.

DILALLO, Rosemarie; ALBERTSON, Orris E. Volatile acids by direct titration. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 356-365, 1961.

DONG, Li; ZHENHONG, Yuan; YONGMING, Sun. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2722-2728, 2010.

DRENNAN, Margaret F.; DISTEFANO, Thomas D. Characterization of the curing process from high-solids anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 101, n. 2, p. 537-544, 2010.

DUAN, Nina et al. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study. **Bioresource technology**, v. 104, p. 150-156, 2012.

EDELMANN, W.; BAIER, U.; ENGELI, H. Environmental aspects of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes and of solid agricultural wastes. **Water science and technology**, v. 52, n. 1-2, p. 203-208, 2005.

EDJABOU, Maklawe Essonanawe *et al.* Food waste from Danish households: Generation and composition. **Waste management**, v. 52, p. 256-268, 2016.

END, Woods. Solvita Compost Quality Seal of Approval Program. Document 2.0 Woods End Research Laboratory. 2000.

FAGBOHUNGBE, Michael O. *et al.* High solid anaerobic digestion: Operational challenges and possibilities. **Environmental Technology & Innovation**, v. 4, p. 268-284, 2015.

FARRELL, Mark; JONES, D. L. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. **Bioresource technology**, v. 100, n. 19, p. 4301-4310, 2009.

FAZELI, Alireza *et al.* Malaysia's stand on municipal solid waste conversion to energy: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1007-1016, 2016.

FELDER, Richard M.; ROUSSEAU, Ronald W. **ELEMENTARY PRINCIPLES OF CHEMICAL PROCESSES, (With CD)**. John Wiley & Sons, 2008.

FILIFEFLOP. Componentes Eletrônicos, 2020. Disponível em: < <https://www.filipeflop.com/> >. Acesso em: 09/09/2020.

FRANKE-WHITTLE, Ingrid H. *et al.* Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 632-641, 2014.

FRANKE-WHITTLE, Ingrid H. *et al.* Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste management**, v. 34, n. 11, p. 2080-2089, 2014.

FUCHS, J. G. et al. ASCP Guidelines 2001: Quality criteria for composts and digestates from biodegradable waste management. In: **Published by the Association of Swiss Compost Plants (ASCP) in collaboration with the Swiss Biogas Forum**. 2001.

FUKUZAKI, Satoshi *et al.* Inhibition of the fermentation of propionate to methane by hydrogen, acetate, and propionate. **Applied and environmental microbiology**, v. 56, n. 3, p. 719-723, 1990.

GAO, Mengchun *et al.* The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1899-1903, 2010.

- GAO, Shumei *et al.* Evaluation the anaerobic digestion performance of solid residual kitchen waste by NaHCO₃ buffering. **Energy Conversion and Management**, v. 93, p. 166-174, 2015.
- GE, Xumeng; XU, Fuqing; LI, Yebo. Solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Recent progress and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 205, p. 239-249, 2016.
- GEA, Teresa *et al.* Monitoring the biological activity of the composting process: oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI), and respiratory quotient (RQ). **Biotechnology and bioengineering**, v. 88, n. 4, p. 520-527, 2004.
- GEA, Teresa *et al.* Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. **Waste Management**, v. 27, n. 9, p. 1108-1116, 2007.
- GEANKOPLIS, C. Transport Processes and Unit Operations: PTR Prentice Hall. **City, State, Country**, 1993.
- GERARDI, Michael H. **The microbiology of anaerobic digesters**. John Wiley & Sons, 2003.
- GHALY, A. E.; ALKOAİK, F.; SNOW, A. Thermal balance of invessel composting of tomato plant residues. **Canadian Biosystems Engineering**, v. 48, p. 6, 2006.
- GIGLIOTTI, Giovanni *et al.* Co-composting of olive husks with high moisture contents: organic matter dynamics and compost quality. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 67, p. 8-14, 2012.
- GIL, A. *et al.* Optimizing the selection of organic waste for biomethanization. **Environmental technology**, v. 40, n. 5, p. 564-575, 2019.
- GÓMEZ, Raquel Barrena *et al.* Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. **Bioresource technology**, v. 96, n. 10, p. 1153-1159, 2005.
- GÓMEZ, Raquel Barrena; LIMA, Felicitas Vázquez; FERRER, Antoni Sánchez. The use of respiration indices in the composting process: a review. **Waste Management & Research**, v. 24, n. 1, p. 37-47, 2006.
- GÓMEZ-BRANDÓN, María; LAZCANO, Cristina; DOMÍNGUEZ, Jorge. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 436-444, 2008.
- GT Agenda 2030, Grupo de Trabalho Agenda 2030 - III Relatório Luz Da Sociedade Civil Da Agenda 2030 De Desenvolvimento Sustentável. Brasil, 2019. Disponível em: <https://gtagenda2030.org.br/relatorio-luz/relatorio-luz-2019/> (acessado em julho de 2021)

- GUENDOOUZ, Jeremy *et al.* Dry anaerobic digestion in batch mode: design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1768-1771, 2010.
- GUNASEELAN, V. Nallathambi. Effect of inoculum/substrate ratio and pretreatments on methane yield from Parthenium. **Biomass and Bioenergy**, v. 8, n. 1, p. 39-44, 1995.
- GUO, Rui *et al.* Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource technology**, v. 112, p. 171-178, 2012.
- GUO, Xiaobo *et al.* The influence of flue gas desulphurization gypsum additive on characteristics and evolution of humic substance during co-composting of dairy manure and sugarcane pressmud. **Bioresource technology**, v. 219, p. 169-174, 2016.
- GUO, Xiao-xia; LIU, Hong-tao; WU, Shu-biao. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. **Science of the total environment**, v. 662, p. 501-510, 2019.
- GUWY, A. J. *et al.* Neural network and on-off control of bicarbonate alkalinity in a fluidised-bed anaerobic digester. **Water Research**, v. 31, n. 8, p. 2019-2025, 1997.
- HAGOS, Kiros *et al.* Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 1485-1496, 2017.
- HAUG, Roger Tim. **The practical handbook of compost engineering**. Routledge, 2018.
- HIMANEN, Marina; HÄNNINEN, Kari. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges—Effect of feedstock on the process and quality of compost. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2842-2852, 2011.
- HO, Ka Sin; CHU, Lee Man. Characterization of food waste from different sources in Hong Kong. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 69, n. 3, p. 277-288, 2019.
- HO, Yu Bin *et al.* Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource technology**, v. 131, p. 476-484, 2013.
- HOFMANN, Florian. Circular business models: business approach as driver or obstructer of sustainability transitions?. **Journal of Cleaner Production**, v. 224, p. 361-374, 2019.
- HORAN, Nigel; YASER, Abu Zahrim; WID, Newati (Ed.). **Anaerobic Digestion Processes: Applications and Effluent Treatment**. Springer, 2018.
- HUANG, Jing; HAN, Lujia; HUANG, Guangqun. Characterization of digestate composting stability using fluorescence EEM spectroscopy combining with PARAFAC. **Waste Management & Research**, v. 37, n. 5, p. 486-494, 2019.

HUET, Joachim *et al.* The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 428-436, 2012.

IANNOTTI, D. A. *et al.* **Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1994.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 27/08/2020.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos. **Embrapa Solos. Rio de**, v. 156, 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 11734 - Water quality - Evaluation of —ultimatel anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge - Method by measurement of biogas production, 1995.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 13641-1 Water quality — Determination of inhibition of gas production of anaerobic bacteria. General test., 2003.

IPEA, Relatório de Pesquisa. Investimento Direto e Internacionalização de empresas brasileiras no período recente. Brasília: Ipea, 2010. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/100514_relatsau.pdf (acessado em outubro de 2020)

JHA, Ajay Kumar *et al.* Research advances in dry anaerobic digestion process of solid organic wastes. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 65, p. 14242-14253, 2011.

JURADO, M. M. *et al.* Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 15-24, 2015.

KAPARAJU, Prasad; RINTALA, Jukka; OIKARI, Aimo. Agricultural potential of anaerobically digested industrial orange waste with and without aerobic post-treatment. **Environmental technology**, v. 33, n. 1, p. 85-94, 2012.

KARTHIKEYAN, Obuli P.; VISVANATHAN, C. Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 12, n. 3, p. 257-284, 2013.

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. **Environmental technology**, v. 20, n. 4, p. 355-365, 1999.

KAZA, Silpa *et al.* **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. The World Bank, 2018.

KIBLER, Kelly M. *et al.* Food waste and the food-energy-water nexus: a review of food waste management alternatives. **Waste management**, v. 74, p. 52-62, 2018.

KIM, Dong-Hoon; OH, Sae-Eun. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 1943-1948, 2011.

KIM, Jung Kon *et al.* Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **Journal of Bioscience and bioengineering**, v. 102, n. 4, p. 328-332, 2006.

KO, Han J. *et al.* Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. **Waste management**, v. 28, n. 5, p. 813-820, 2008.

KOENIG, A.; TAO, G. H. Accelerated forced aeration composting of solid waste. In: **In: Greenfield PF et al (ed.), Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology APCSEET-96, Singapore, June 19-21, 1996.** World Scientific., 1996.

KOENIG, Albert; BARI, Quazi H. Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: theory and practice. **Compost science & utilization**, v. 8, n. 2, p. 99-107, 2000.

KOPČIĆ, Nina *et al.* Evaluation of laboratory-scale in-vessel co-composting of tobacco and apple waste. **Waste management**, v. 34, n. 2, p. 323-328, 2014.

KOTHARI, Richa *et al.* Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174-195, 2014.

KOVÁCS, Etelka *et al.* Augmented biogas production from protein-rich substrates and associated metagenomic changes. **Bioresource technology**, v. 178, p. 254-261, 2015.

KULIKOWSKA, Dorota. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 49, p. 196-203, 2016.

KUMAR, Atul; SAMADDER, S. R. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. **Energy**, p. 117253, 2020.

KUMAR, Mathava; OU, Yan-Liang; LIN, Jih-Gaw. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste management**, v. 30, n. 4, p. 602-609, 2010.

KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luis Radis; DO AMARAL, André Cestonaro. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE)**, 2019.

KUSCH, Sigrid; OECHSNER, Hans; JUNGBLUTH, Thomas. Effect of various leachate recirculation strategies on batch anaerobic digestion of solid substrates. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 9, n. 1-2, p. 69-88, 2012.

KUTSANEDZIE, F.; OFORI, V.; DIABA, K. S. Maturity and safety of compost processed in HV and TW composting systems. **Science, Technology and Society**, v. 3, n. 4, p. 202-209, 2015.

LASARIDI, Katia *et al.* Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. **Journal of Environmental Management**, v. 80, n. 1, p. 58-65, 2006.

LEE, Dae Hee *et al.* Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 876-882, 2009.

LENNOX, J. A. *et al.* Comparative degradation of sawdust by microorganisms isolated from it. **African Journal of Microbiology Research**, v. 4, n. 13, p. 1352-1355, 2010.

LI, Yangyang *et al.* Effects of digestion time in anaerobic digestion on subsequent digestate composting. **Bioresource technology**, v. 267, p. 117-125, 2018a.

LI, Yangyang *et al.* Life cycle assessment of integrated solid state anaerobic digestion and composting for on-farm organic residues treatment. **Waste Management**, v. 76, p. 294-305, 2018b.

LI, Yangyang *et al.* Solid state anaerobic co-digestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogas production. **Bioresource technology**, v. 217, p. 50-55, 2016.

LI, Yebo; PARK, Stephen Y.; ZHU, Jiying. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011.

LI, Yeqing *et al.* Biogas production from co-digestion of corn stover and chicken manure under anaerobic wet, hemi-solid, and solid state conditions. **Bioresource technology**, v. 149, p. 406-412, 2013.

LOFFREDO, Elisabetta; SENESI, Nicola. In vitro and in vivo assessment of the potential of compost and its humic acid fraction to protect ornamental plants from soil-borne pathogenic fungi. **Scientia horticultrae**, v. 122, n. 3, p. 432-439, 2009.

LOPES, Wilton Silva; LEITE, Valderi Duarte; PRASAD, Shiva. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresource technology**, v. 94, n. 3, p. 261-266, 2004.

LU, Shu-Guang *et al.* Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. **Journal of environmental Sciences**, v. 19, n. 4, p. 416-420, 2007.

LÜBKEN, Manfred *et al.* Parameter estimation and long-term process simulation of a biogas reactor operated under trace elements limitation. **Applied Energy**, v. 142, p. 352-360, 2015.

- MAEDA, Koki *et al.* Characterization and spatial distribution of bacterial communities within passively aerated cattle manure composting piles. **Bioresource technology**, v. 101, n. 24, p. 9631-9637, 2010.
- MALINAUSKAITE, Jurgita *et al.* Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. **Energy**, v. 141, p. 2013-2044, 2017.
- MALIŃSKA, Krystyna. Application of a modified OxiTop® respirometer for laboratory composting studies. **Archives of Environmental Protection**, v. 42, n. 1, p. 56-62, 2016.
- MASON, I. G. Mathematical modelling of the composting process: a review. **Waste Management**, v. 26, n. 1, p. 3-21, 2006.
- MASSACCESI, Luisa *et al.* Chemical characterisation of percolate and digestate during the hybrid solid anaerobic digestion batch process. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 9, p. 1361-1367, 2013.
- MATHERI, Anthony Njuguna *et al.* Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 2328-2334, 2018.
- MAYER, Felix; BHANDARI, Ramchandra; GÄTH, Stefan. Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. **Science of the Total Environment**, v. 672, p. 708-721, 2019.
- MC CARTHY, Gemma *et al.* An assessment of pathogen removal during composting of the separated solid fraction of pig manure. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 9059-9067, 2011.
- MEHTA, C. M. *et al.* Compost: its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. **Waste management**, v. 34, n. 3, p. 607-622, 2014.
- MÉNDEZ-MATÍAS, Artemio *et al.* Composting agroindustrial waste inoculated with lignocellulosic fungi and modifying the C/N ratio. **Rev. Mex. Cienc. Agríc. vol**, v. 9, n. 2, 2018.
- MENG, Xingyao *et al.* Full-scale of composting process of biogas residues from corn stover anaerobic digestion: Physical-chemical, biology parameters and maturity indexes during whole process. **Bioresource Technology**, v. 302, p. 122742, 2020.
- MICHEL JR, Frederick C. *et al.* Effects of turning frequency, leaves to grass mix ratio and windrow vs. pile configuration on the composting of yard trimmings. **Compost Science & Utilization**, v. 4, n. 1, p. 26-43, 1996.
- MOHAIBES, Mohammed; HEINONEN-TANSKI, Helvi. Aerobic thermophilic treatment of farm slurry and food wastes. **Bioresource technology**, v. 95, n. 3, p. 245-254, 2004.

MOMAYEZ, Forough; KARIMI, Keikhosro; TAHERZADEH, Mohammad J. Energy recovery from industrial crop wastes by dry anaerobic digestion: A review. **Industrial Crops and Products**, v. 129, p. 673-687, 2019.

MOSEY, F. E.; FERNANDES, X. A. Patterns of hydrogen in biogas from the anaerobic digestion of milk-sugars. In: **Water Pollution Research and Control Brighton**. Pergamon, 1988. p. 187-196.

MURRAY, Alan; SKENE, Keith; HAYNES, Kathryn. The circular economy: an interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. **Journal of business ethics**, v. 140, n. 3, p. 369-380, 2017.

NAKASAKI, Kiyohiko; HIRAI, Hidehira. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. **Waste Management**, v. 65, p. 29-36, 2017.

NICHUALAIN, D.; PRASAD, M. Evaluation of three methods for determination of stability of composted material destined for use as a component of growing media. In: **International Symposium on Growing Media 2007 819**. 2007. p. 303-310.

NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 473-492, 2014.

PACE, Sara A. *et al.* Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 137, p. 126-135, 2018.

PIPATTI, R.; SHARMA, C.; YAMADA, M. Generation, composition and management data guidelines for national greenhouse gas inventories. 2006.

RAPOSO, F. *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

RAPOSO, F. *et al.* Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 86, n. 8, p. 1088-1098, 2011.

RASTOGI, Mansi; NANDAL, Meenakshi; KHOSLA, Babita. Microbes as vital additives for solid waste composting. **Heliyon**, v. 6, n. 2, p. e03343, 2020.

RASTOGI, Mansi; NANDAL, Meenakshi; NAIN, Lata. Additive effect of cow dung slurry and cellulolytic bacterial inoculation on humic fractions during composting of municipal solid waste. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, n. 3, p. 325-332, 2019.

REYES-TORRES, M. *et al.* A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. **Waste Management**, v. 77, p. 486-499, 2018.

ROCAMORA, Ildefonso *et al.* Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. **Bioresource Technology**, v. 299, p. 122681, 2020.

RYALS, Rebecca; SILVER, Whendee L. Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. **Ecological Applications**, v. 23, n. 1, p. 46-59, 2013.

SALAMA, Youssef *et al.* A review of compost produced from biological wastes: sugarcane industry waste. **Int. J. Food Sci. Biotechnol.**, v. 1, n. 1, p. 24, 2017.

SÁNCHEZ, Óscar J.; OSPINA, Diego A.; MONTOYA, Sandra. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste management**, v. 69, p. 136-153, 2017.

SANDBERG, M.; AHRING, B. K. Anaerobic treatment of fish meal process waste-water in a UASB reactor at high pH. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 36, n. 6, p. 800-804, 1992.

SCAGLIA, Barbara *et al.* Odours and volatile organic compounds emitted from municipal solid waste at different stage of decomposition and relationship with biological stability. **Bioresource technology**, v. 102, n. 7, p. 4638-4645, 2011.

SHEETS, Johnathon P. *et al.* Beyond land application: Emerging technologies for the treatment and reuse of anaerobically digested agricultural and food waste. **Waste Management**, v. 44, p. 94-115, 2015.

SHEETS, Johnathon P.; GE, Xumeng; LI, Yebo. Effect of limited air exposure and comparative performance between thermophilic and mesophilic solid-state anaerobic digestion of switchgrass. **Bioresource technology**, v. 180, p. 296-303, 2015.

SIEGERT, Irene; BANKS, Charles. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412-3418, 2005.

SINGH, Buta; SZAMOSI, Zoltán; SIMÉNFALVI, Zoltán. Impact of mixing intensity and duration on biogas production in an anaerobic digester: a review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 40, n. 4, p. 508-521, 2020.

SLORACH, Peter C. *et al.* Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133516, 2019.

SMITH, Matthew M.; ABER, John D.; RYNK, Robert. Heat recovery from composting: A comprehensive review of system design, recovery rate, and utilization. **Compost Science & Utilization**, v. 25, n. sup1, p. S11-S22, 2017.

SMITH, S. R. *et al.* Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. **Waste Management**, v. 25, n. 4, p. 417-425, 2005.

SOLÉ-BUNDÓ, Maria *et al.* Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. **Science of the total environment**, v. 586, p. 1-9, 2017.

SOOBHANY, Nuhaa. Insight into the recovery of nutrients from organic solid waste through biochemical conversion processes for fertilizer production: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 241, p. 118413, 2019.

STANDARD, V. D. I. VDI 4630 Fermentation of organic materials. **Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**, p. 92, 2006.

SULLIVAN, Dan M.; MILLER, Robert O. Compost quality attributes, measurements, and variability. **Compost utilization in horticultural cropping systems**, p. 95-120, 2001.

SUNDBERG, Cecilia; JÖNSSON, Håkan. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. **Waste Management**, v. 28, n. 3, p. 518-526, 2008.

SUNDBERG, Cecilia; SMÅRS, Sven; JÖNSSON, Håkan. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p. 145-150, 2004.

TAMBONE, Fulvia *et al.* Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. **Chemosphere**, v. 81, n. 5, p. 577-583, 2010.

TAMBONE, Fulvia *et al.* Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. **Waste management**, v. 35, p. 55-61, 2015.

TERHOEVEN-URSELMANS, Thomas *et al.* CO₂ evolution and N mineralization after biogas slurry application in the field and its yield effects on spring barley. **Applied Soil Ecology**, v. 42, n. 3, p. 297-302, 2009.

THI, Ngoc Bao Dung; KUMAR, Gopalakrishnan; LIN, Chiu-Yue. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. **Journal of environmental management**, v. 157, p. 220-229, 2015.

TOLEDO, M. *et al.* Full-scale composting of sewage sludge and market waste: Stability monitoring and odor dispersion modeling. **Environmental research**, v. 167, p. 739-750, 2018.

TREMIER, A. *et al.* A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. **Bioresource technology**, v. 96, n. 2, p. 169-180, 2005.

TROSCHINETZ, Alexis M.; MIHELICIC, James R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste management**, v. 29, n. 2, p. 915-923, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Global Mitigation of Non-CO₂ Greenhouse Gases: 2010-2030. 2014.

VALLEJO, Antonio et al. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2782-2793, 2006.

VARMA, V. Sudharsan; KALAMDHAD, A. S. Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 6, 2015.

VINNERÅS, Björn; BJÖRKLUND, Anders; JÖNSSON, Håkan. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method—laboratory-scale and pilot-scale studies. **Bioresource Technology**, v. 88, n. 1, p. 47-54, 2003.

VOLIKOV, Alexander B. *et al.* Silanized humic substances act as hydrophobic modifiers of soil separates inducing formation of water-stable aggregates in soils. **Catena**, v. 137, p. 229-236, 2016.

WAINAINA, Steven *et al.* Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. **Bioresource Technology**, v. 301, p. 122778, 2020.

WANG, Feng *et al.* Compliance with household solid waste management in rural villages in developing countries. **Journal of Cleaner Production**, v. 202, p. 293-298, 2018.

WANG, Quan *et al.* Evaluation of medical stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 297-304, 2016.

WANG, Ting-Ting *et al.* Converting digested residue eluted from dry anaerobic digestion of distilled grain waste into value-added fertilizer by aerobic composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 530-536, 2017.

WAQAS, M. *et al.* Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: A case study of Saudi Arabia. **Journal of Cleaner Production**, v. 176, p. 426-438, 2018.

WASZKIELIS, K. M. *et al.* The effect of temperature, composition and phase of the composting process on the thermal conductivity of the substrate. **Ecological engineering**, v. 61, p. 354-357, 2013.

WEI, Huawei *et al.* Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. **Bioresource technology**, v. 256, p. 333-341, 2018.

WEPPEN, Peter. Determining compost maturity: evaluation of analytical properties. **Compost science & utilization**, v. 10, n. 1, p. 6-15, 2002.

WILSON, David Curran *et al.* **Global waste management outlook**. UNEP, 2015.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. **Journal of environmental quality**, v. 31, n. 6, p. 1795-1801, 2002.

YANG, Fan *et al.* Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70-76, 2015.

ZHANG, Le; LOH, Kai-Chee; ZHANG, Jingxin. Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects. **Bioresource Technology Reports**, v. 5, p. 280-296, 2019.

ZHANG, Lu; SUN, Xiangyang. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115-126, 2016.

ZHAO, Ming-Xing; RUAN, Wen-Quan. Biogas performance from co-digestion of Taihu algae and kitchen wastes. **Energy conversion and management**, v. 75, p. 21-24, 2013.

ZHU, Jiying; YANG, Liangcheng; LI, Yebo. Comparison of premixing methods for solid-state anaerobic digestion of corn stover. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 430-435, 2015.

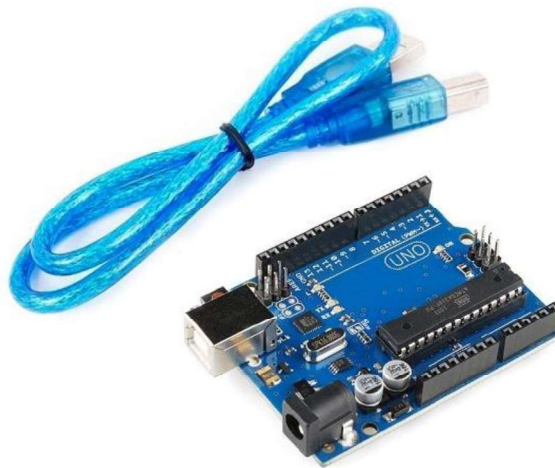
ZHU, Nengwu. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 9-13, 2007.

ZULKEPLI, N. E. *et al.* Cost benefit analysis of composting and anaerobic digestion in a community: A review. **Chemical Engineering Transactions**, v. 56, p. 1777-1782, 2017.

APÊNDICE A – Projeto: sistema de leitura automática de temperatura

O projeto foi desenvolvido com base no uso de microcontrolador Arduino, que é uma plataforma que interpreta variáveis do ambiente a partir de sensores ligados aos seus terminais de entrada. A variável é interpretada através do código escrito e então, se necessário, executada uma ação através dos seus terminais de saída (ARAÚJO, 2012). Adotou-se o modelo Arduino Uno R3 (figura 15), sendo um dos mais populares, baseado no chip ATmega328P. Possui 14 pinos digitais de entrada/saída e 6 entradas analógicas. Utilizou-se um computador como fonte de energia por meio da porta USB.

Figura 16 – Microcontrolador Arduino Uno R3 e cabo USB.



Fonte: FELIPEFLOP (2020).

A programação foi realizada em um ambiente de programação específico para a placa, o IDE (*Integrated Development Environment*), que possui sua linguagem baseada em C/C⁺⁺. Esse ambiente de programação permite a inclusão de bibliotecas externas ao código que foi compilado, sendo necessário apenas inserir uma linha de código para adotar o uso da biblioteca e a execução da função esperada, evitando o contato com detalhes mais complexos, facilitando a programação.

Além do microcontrolador Arduino, outros dispositivos foram necessários para a construção do circuito eletrônico:

- Placa protoboard de 830 pontos;
- Cabos do tipo Jumpers macho-macho com cores pré-definidas para facilitar a montagem e a identificação de não conformidades durante a execução;

- Resistores 4,7 K Ω , 1/4W e 1% de tolerância. A resistência ideal para a execução do circuito e, conseqüentemente, melhor estabilidade da resposta, foi testada;
- Sensor de temperatura modelo DS18B20 (figura 16) do tipo sonda, à prova de água, encapsulado por aço inoxidável, faixa de medição de -55°C a 125°C, precisão de $\pm 0,5^\circ\text{C}$ e período de atualização menor que 750ms.

Figura 17 – Sensor de temperatura modelo DS18B20.

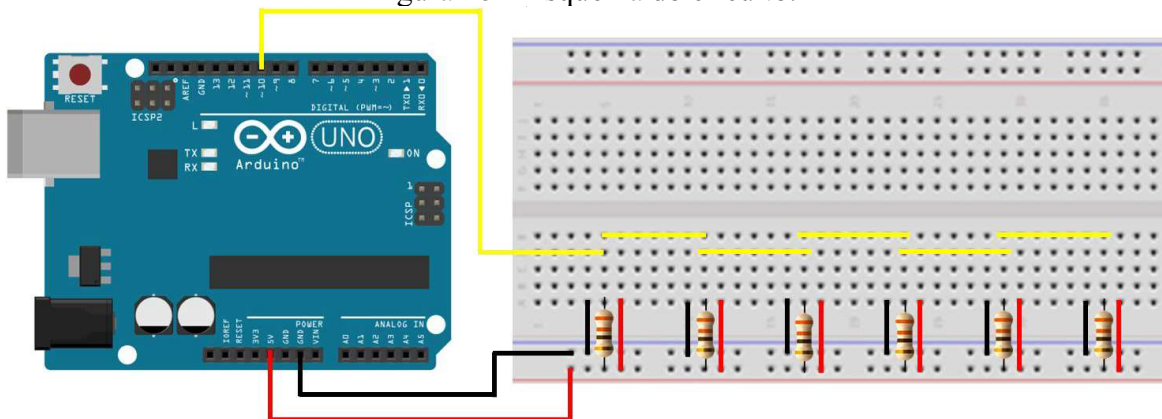


Fonte: FELIPEFLOP (2020).

Circuito

Na Figura 17 pode-se observar o esquema de construção do circuito onde foram inseridos os sensores. O fio amarelo é responsável pela transferência de dados, o preto é o GND (fio terra) e o vermelho o VCC (voltagem em corrente contínua). O sensor possui três fios com as mesmas cores, sendo encaixados nas fileiras correspondentes a cada cor.

Figura 18 – Esquema do circuito.



Fonte: Autor (2020).

Programação

A programação feita no IDE do Arduino aconteceu em duas etapas. A primeira, através do código descrito no quadro 2, podemos encontrar os endereços atribuídos a cada sensor, sendo próprio deles e não determinados pelo programador. A execução do programa foi feita no próprio Serial do Arduino, e os endereços obtidos foram anotados e utilizados para referenciar cada sensor e atribuir um local para apresentação dos dados de temperatura.

Em seguida, durante a segunda etapa, o código apresentado no quadro 3, foi planejado de modo a promover a leitura automática de 6 sensores de temperatura acoplados aos reatores em escala laboratorial. Nesses reatores ocorrem uma reação biológica exotérmica e aeróbia de decomposição da matéria-orgânica, a compostagem. As leituras foram feitas a cada 15 min e encaminhadas para exibição em uma planilha do Excel através do uso de software *Parallax Data Acquisition* (PLX-DAQ), melhorando assim a forma de visualização e sua manipulação. Os dados foram salvos e armazenados em nuvem a cada 24 horas.

Quadro 2 – Código do programa para aquisição de endereços de sensores de Temperatura.

```
// Programa : Scan DS18B20
// Alterações : Arduino e Cia
// Este programa procura pelos sensores no circuito e mostra o valor
// do endereço físico de cada sensor no Serial Monitor

#include <OneWire.h>

// Conecte o pino central dos sensores ao pino 10 do Arduino
OneWire ds(10);

void setup(void)
{
  Serial.begin(9600);
  discoverOneWireDevices();
}

void discoverOneWireDevices(void)
{
  byte i;
  byte present = 0;
  byte data[12];
  byte addr[8];

  Serial.print("Procurando dispositivos DS18B20...\n\r");

  while(ds.search(addr))
  {
```

```

Serial.print("\n\rEncontrado sensor 'DS18B20' com endereco:\n\r");
for( i = 0; i < 8; i++)
{
  Serial.print("0x");
  if (addr[i] < 16)
  {
    Serial.print('0');
  }
  Serial.print(addr[i], HEX);

  if (i < 7)
  {
    Serial.print(", ");
  }
}
if ( OneWire::crc8( addr, 7) != addr[7])
{
  Serial.print("CRC nao e valido!\n");
  return;
}
}
Serial.print("\n\r\n\rFinal da verificacao.\n\r");
ds.reset_search();
return;
}

void loop(void)
{
  // Loop Vazio
}

```

Fonte: Autor (2020).

Quadro 3 – Código do programa para aquisição de dados de Temperatura e exibição em PLX-DAQ.

```

// Programa : Leitor temperatura sensores DS18B20
// Alterações : Arduino e Cia
// Este programa usa o endereço físico de cada sensor para mostrar as
// informações de temperatura no Serial Monitor

#include <OneWire.h>

#include <DallasTemperature.h>

// Conectar o pino central dos sensores ao pino 10 do Arduino
#define ONE_WIRE_BUS 10 // Conectar o pino central dos sensores ao pino 10 do Arduino
#define TEMPERATURE_PRECISION 10 // Resolução das medidas de temperatura. No caso, 10
bits gera resoluções de 0,25 graus Celsius

// Setup a oneWire instance to communicate with any OneWire devices
OneWire oneWire(ONE_WIRE_BUS);

// Pass our oneWire reference to Dallas Temperature.
DallasTemperature sensors(&oneWire);

```



```

DeviceAddress sensor01 = { ENDEREÇO SENSOR01 };
DeviceAddress sensor02 = { ENDEREÇO SENSOR02 };
DeviceAddress sensor03 = { ENDEREÇO SENSOR03 };
DeviceAddress sensor04 = { ENDEREÇO SENSOR04 };
DeviceAddress sensor05 = { ENDEREÇO SENSOR05 };
DeviceAddress sensor06 = { ENDEREÇO SENSOR06 };

int row=0;
int LABEL=1;

void setup(void)
{
  // start serial port
  Serial.begin(9600);
  // Start up the library
  sensors.begin();
  // set the resolution to 10 bit
  sensors.setResolution(sensor01, TEMPERATURE_PRECISION);
  sensors.setResolution(sensor02, TEMPERATURE_PRECISION);
  sensors.setResolution(sensor03, TEMPERATURE_PRECISION);
  sensors.setResolution(sensor04, TEMPERATURE_PRECISION);
  sensors.setResolution(sensor05, TEMPERATURE_PRECISION);
  sensors.setResolution(sensor06, TEMPERATURE_PRECISION);

  Serial.println("CLEARDATA");
  Serial.println("LABEL, TIME, sensor01, sensor02, sensor03, sensor04, sensor05, sensor06,
leitura"); // Definindo os campos para a aquisição de dados para o Excel a partir do PLX-DAQ
}

void printTemperature(DeviceAddress deviceAddress)
{
  float tempC = sensors.getTempC(deviceAddress); // Alocar as temperaturas dos sensores em graus
Celsius na variável tempC
  if (tempC == -127.00)
  {
    Serial.print("Erro ao ler temperatura !");
  }
  else
  {
    Serial.print(" ");
    Serial.print(tempC);
  }
}

void loop(void)
{
  row++;
  delay(900000); // Determinar tempo entre leituras (em milésimo de segundo)
  sensors.requestTemperatures(); // Requisita leituras dos sensores
  Serial.print("DATA, TIME,");
  printTemperature(sensor01);
  Serial.print(" ");
  printTemperature(sensor02);
  Serial.print(" ");
  printTemperature(sensor03);
  Serial.print(" ");
  printTemperature(sensor04);
  Serial.print(" ");
  printTemperature(sensor05);

```

```
Serial.print(",");  
printTemperature(sensor06);  
Serial.print(",");  
Serial.println(row);  
}
```

Fonte: Autor (2020).

ANEXO A – Laudos de ensaios de carbono e nitrogênio

A seguir estão anexados os relatórios das análises de carbono e nitrogênio executados pelo Laboratório Biológico – Análises Químicas e Microbiológicas LTDA.

RELATORIO DE ENSAIO A_13382.2020_ReSo_2_1

Interessado: Fundação de Ensino e Engenharia de Santa Catarina - FEESC
Contato: Alessandra
Endereço: Rua Delfino Conti, s/n.

CNPJ: 82.895.327/0001-33
E-mail: alessandrameneses@gmail.com, alessandrameneses10@gmail.com
Cidade: Florianópolis, Santa Catarina

DADOS DA AMOSTRA

Procedência: Resíduo Sólido

Ponto de coleta/Produto: RA 22/07

Responsável pela amostragem: Cliente - Alisson

Responsável pelo transporte ao laboratório: Cliente - Alisson

Temperatura no recebimento: 0,2 °C

Finalidade: Controle interno

1ª Legislação: Não aplicável

Quantidade amostrada: 1 frasco

Data da amostragem: 22/07/2020

Data do recebimento: 12/08/2020 - 14:00

PARÂMETRO	RESULTADO	LEGISLAÇÃO
Carbono Orgânico Total*	70,90 g/Kg	-
Nitrogênio total	2.086 mg/Kg	-

VALORES ADICIONAIS AO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	U95%	MÉTODO	INÍCIO DO ENSAIO
Carbono Orgânico Total	-	-	SMEWW	20/08/2020
Nitrogênio total	-	-	SMWW23rd-4500N-C	13/08/2020

Informações adicionais:

Ensaio(s) subcontratado(s): Laboratorio Beckhauser e Barros (CRL 0692)

Nota 1: As amostragens realizadas pelo Laboratório Biológico seguem os Planos de Amostragem especificados nos documentos DQ 7.3.01 a DQ 7.3.06.

Nota 2: Os resultados referem-se somente aos itens ensaiados.

Nota 3: LQ - Limite de quantificação

Nota 4: (*) Serviço Subcontratado de acordo com a NBR ISO/IEC 17025:2017.

Nota 5: (**) Ensaio realizado nas dependências do cliente. Os demais ensaios foram realizados nas instalações permanentes do Laboratório Biológico.

Nota 6: Este Relatório de Ensaio só pode ser reproduzido por completo, a reprodução de partes requer a aprovação escrita do Laboratório Biológico.

Nota 7: Para ensaios biológicos e microbiológicos que apresentarem resultados < 1,0, considera-se como Ausência.

Nota 8: Na amostragem realizada pelo contratante as informações sobre a descrição da amostra são de sua inteira responsabilidade e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. Informações como data e hora de amostragem podem afetar a validade dos ensaios, assim como a conservação da amostra. São de responsabilidade do laboratório as informações de responsável pelo transporte da amostra, data, hora e temperatura de recebimento.

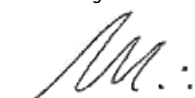
Nota 9: Resultados de ensaios microbiológicos e físico-químicos podem ser alterados caso a amostragem não seja realizada corretamente e a amostra conservada adequadamente.

Nota 10: Verifique a autenticidade deste relatório de ensaio no site www.laboratoriobiologico.com.br.

Código do Relatório de Ensaio: A_13382/2020 **Código de Validação da Ordem de Serviço:** 2WU-2KMD-MPO

Data de Emissão: 04 de Setembro de 2020

Relatório de Ensaio aprovado por: Felipe Gonçalves Lins - Signatário autorizado


 Marco Aurélio Ronchi
 CRQ 13200466


 Felipe Gonçalves Lins
 CRQ 13403539

Fim do Relatório

RQ 7.8.01_01

RELATORIO DE ENSAIO A_13381.2020_ReSo_1_1

Interessado: Fundação de Ensino e Engenharia de Santa Catarina - FEESC
Contato: Alessandra
Endereço: Rua Delfino Conti, s/n.

CNPJ: 82.895.327/0001-33
E-mail: alessandrameneses@gmail.com, alessandrameneses10@gmail.com
Cidade: Florianópolis, Santa Catarina

DADOS DA AMOSTRA

Procedência: Resíduo Sólido

Ponto de coleta/Produto: Inóculo - DA 22/07

Responsável pela amostragem: Cliente - Alisson

Responsável pelo transporte ao laboratório: Cliente - Alisson

Temperatura no recebimento: 0,2 °C

Finalidade: Controle interno

1ª Legislação: Não aplicável

Quantidade amostrada: 1 frasco

Data da amostragem: 22/07/2020

Data do recebimento: 12/08/2020 - 14:00

PARÂMETRO	RESULTADO	LEGISLAÇÃO
Carbono Orgânico Total*	0,46 mg/Kg	-
Nitrogênio total	485 mg/Kg	-

VALORES ADICIONAIS AO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	U95%	MÉTODO	INÍCIO DO ENSAIO
Carbono Orgânico Total	-	-	SMEWW	20/08/2020
Nitrogênio total	-	-	SMWW23rd-4500N-C	13/08/2020

Informações adicionais:

Ensaio(s) subcontratado(s): Laboratorio Beckhauser e Barros (CRL 0692)

Nota 1: As amostragens realizadas pelo Laboratório Biológico seguem os Planos de Amostragem especificados nos documentos DQ 7.3.01 a DQ 7.3.06.

Nota 2: Os resultados referem-se somente aos itens ensaiados.

Nota 3: LQ - Limite de quantificação

Nota 4: (*) Serviço Subcontratado de acordo com a NBR ISO/IEC 17025:2017.

Nota 5: (**) Ensaio realizado nas dependências do cliente. Os demais ensaios foram realizados nas instalações permanentes do Laboratório Biológico.

Nota 6: Este Relatório de Ensaio só pode ser reproduzido por completo, a reprodução de partes requer a aprovação escrita do Laboratório Biológico.

Nota 7: Para ensaios biológicos e microbiológicos que apresentarem resultados < 1,0, considera-se como Ausência.

Nota 8: Na amostragem realizada pelo contratante as informações sobre a descrição da amostra são de sua inteira responsabilidade e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. Informações como data e hora de amostragem podem afetar a validade dos ensaios, assim como a conservação da amostra. São de responsabilidade do laboratório as informações de responsável pelo transporte da amostra, data, hora e temperatura de recebimento.

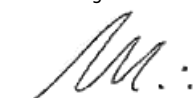
Nota 9: Resultados de ensaios microbiológicos e físico-químicos podem ser alterados caso a amostragem não seja realizada corretamente e a amostra conservada adequadamente.

Nota 10: Verifique a autenticidade deste relatório de ensaio no site www.laboratoriobiologico.com.br.

Código do Relatório de Ensaio: A_13381/2020 **Código de Validação da Ordem de Serviço:** 2WU-2KMD-MPO

Data de Emissão: 04 de Setembro de 2020

Relatório de Ensaio aprovado por: Felipe Gonçalves Lins - Signatário autorizado


 Marco Aurélio Ronchi
 CRQ 13200466


 Felipe Gonçalves Lins
 CRQ 13403539

Fim do Relatório

RQ 7.8.01_01

RELATORIO DE ENSAIO A_13383.2020_ReSo_3_1

Interessado: Fundação de Ensino e Engenharia de Santa Catarina - FEESC
Contato: Alessandra
Endereço: Rua Delfino Conti, s/n.

CNPJ: 82.895.327/0001-33
E-mail: alessandrameneses@gmail.com, alessandrameneses10@gmail.com
Cidade: Florianópolis, Santa Catarina

DADOS DA AMOSTRA

Procedência: Resíduo Sólido

Ponto de coleta/Produto: Inóculo - CO 22/07

Responsável pela amostragem: Cliente - Alisson

Responsável pelo transporte ao laboratório: Cliente - Alisson

Temperatura no recebimento: 0,2 °C

Finalidade: Controle interno

1ª Legislação: Não aplicável

Quantidade amostrada: 1 frasco

Data da amostragem: 22/07/2020

Data do recebimento: 12/08/2020 - 14:00

PARÂMETRO	RESULTADO	LEGISLAÇÃO
Carbono Orgânico Total*	80,58 g/Kg	-
Nitrogênio total	7.269 mg/Kg	-

VALORES ADICIONAIS AO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	U95%	MÉTODO	INÍCIO DO ENSAIO
Carbono Orgânico Total	-	-	SMEWW	20/08/2020
Nitrogênio total	-	-	SMWW23rd-4500N-C	13/08/2020

Informações adicionais:

Ensaio(s) subcontratado(s): Laboratorio Beckhauser e Barros (CRL 0692)

Nota 1: As amostragens realizadas pelo Laboratório Biológico seguem os Planos de Amostragem especificados nos documentos DQ 7.3.01 a DQ 7.3.06.

Nota 2: Os resultados referem-se somente aos itens ensaiados.

Nota 3: LQ - Limite de quantificação

Nota 4: (*) Serviço Subcontratado de acordo com a NBR ISO/IEC 17025:2017.

Nota 5: (**) Ensaio realizado nas dependências do cliente. Os demais ensaios foram realizados nas instalações permanentes do Laboratório Biológico.

Nota 6: Este Relatório de Ensaio só pode ser reproduzido por completo, a reprodução de partes requer a aprovação escrita do Laboratório Biológico.

Nota 7: Para ensaios biológicos e microbiológicos que apresentarem resultados < 1,0, considera-se como Ausência.

Nota 8: Na amostragem realizada pelo contratante as informações sobre a descrição da amostra são de sua inteira responsabilidade e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. Informações como data e hora de amostragem podem afetar a validade dos ensaios, assim como a conservação da amostra. São de responsabilidade do laboratório as informações de responsável pelo transporte da amostra, data, hora e temperatura de recebimento.

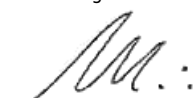
Nota 9: Resultados de ensaios microbiológicos e físico-químicos podem ser alterados caso a amostragem não seja realizada corretamente e a amostra conservada adequadamente.

Nota 10: Verifique a autenticidade deste relatório de ensaio no site www.laboratoriobiologico.com.br.

Código do Relatório de Ensaio: A_13383/2020 **Código de Validação da Ordem de Serviço:** 2WU-2KMD-MPO

Data de Emissão: 04 de Setembro de 2020

Relatório de Ensaio aprovado por: Felipe Gonçalves Lins - Signatário autorizado



Marco Aurélio Ronchi
CRQ 13200466



Felipe Gonçalves Lins
CRQ 13403539

Fim do Relatório

RQ 7.8.01_01

RELATORIO DE ENSAIO A_13385.2020_ReSo_5_1

Interessado: Fundação de Ensino e Engenharia de Santa Catarina - FEESC
Contato: Alessandra
Endereço: Rua Delfino Conti, s/n.

CNPJ: 82.895.327/0001-33
E-mail: alessandrameneses@gmail.com, alessandrameneses10@gmail.com
Cidade: Florianópolis, Santa Catarina

DADOS DA AMOSTRA

Procedência: Resíduo Sólido

Ponto de coleta/Produto: DA 24h 07/07

Responsável pela amostragem: Cliente - Alisson

Responsável pelo transporte ao laboratório: Cliente - Alisson

Temperatura no recebimento: 0,2 °C

Finalidade: Controle interno

1ª Legislação: Não aplicável

Quantidade amostrada: 1 frasco

Data da amostragem: 07/07/2020

Data do recebimento: 12/08/2020 - 14:00

PARÂMETRO	RESULTADO	LEGISLAÇÃO
Carbono Orgânico Total*	48,99 g/Kg	-
Nitrogênio total	1.083 mg/Kg	-

VALORES ADICIONAIS AO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	U95%	MÉTODO	INÍCIO DO ENSAIO
Carbono Orgânico Total	-	-	SMEWW	20/08/2020
Nitrogênio total	-	-	SMWW23rd-4500N-C	13/08/2020

Informações adicionais:

Ensaio(s) subcontratado(s): Laboratorio Beckhauser e Barros (CRL 0692)

DECLARAÇÃO DE CONFORMIDADE

A amostra atende a legislação nos ensaios analisados.

Nota 1: As amostragens realizadas pelo Laboratório Biológico seguem os Planos de Amostragem especificados nos documentos DQ 7.3.01 a DQ 7.3.06.

Nota 2: Os resultados referem-se somente aos itens ensaiados.

Nota 3: LQ - Limite de quantificação

Nota 4: (*) Serviço Subcontratado de acordo com a NBR ISO/IEC 17025:2017.

Nota 5: (**) Ensaio realizado nas dependências do cliente. Os demais ensaios foram realizados nas instalações permanentes do Laboratório Biológico.

Nota 6: Este Relatório de Ensaio só pode ser reproduzido por completo, a reprodução de partes requer a aprovação escrita do Laboratório Biológico.

Nota 7: Para ensaios biológicos e microbiológicos que apresentarem resultados < 1,0, considera-se como Ausência.

Nota 8: Na amostragem realizada pelo contratante as informações sobre a descrição da amostra são de sua inteira responsabilidade e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. Informações como data e hora de amostragem podem afetar a validade dos ensaios, assim como a conservação da amostra. São de responsabilidade do laboratório as informações de responsável pelo transporte da amostra, data, hora e temperatura de recebimento.

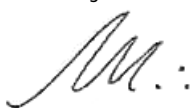
Nota 9: Resultados de ensaios microbiológicos e físico-químicos podem ser alterados caso a amostragem não seja realizada corretamente e a amostra conservada adequadamente.

Nota 10: Verifique a autenticidade deste relatório de ensaio no site www.laboratoriobiologico.com.br.

Código do Relatório de Ensaio: A_13385/2020 **Código de Validação da Ordem de Serviço:** 2WU-2KMD-MPO

Data de Emissão: 04 de Setembro de 2020

Relatório de Ensaio aprovado por: Felipe Gonçalves Lins - Signatário autorizado



Marco Aurélio Ronchi
CRQ 13200466



Felipe Gonçalves Lins
CRQ 13403539

Fim do Relatório

RQ 7.8.01_01

RELATORIO DE ENSAIO A_13384.2020_ReSo_4_1

Interessado: Fundação de Ensino e Engenharia de Santa Catarina - FEESC
Contato: Alessandra
Endereço: Rua Delfino Conti, s/n.

CNPJ: 82.895.327/0001-33
E-mail: alessandrameneses@gmail.com, alessandrameneses10@gmail.com
Cidade: Florianópolis, Santa Catarina

DADOS DA AMOSTRA

Procedência: Resíduo Sólido

Ponto de coleta/Produto: Coda + I 30/07

Responsável pela amostragem: Cliente - Alisson

Responsável pelo transporte ao laboratório: Cliente - Alisson

Temperatura no recebimento: 0,2 °C

Finalidade: Controle interno

1ª Legislação: Não aplicável

Quantidade amostrada: 1 frasco

Data da amostragem: 30/07/2020

Data do recebimento: 12/08/2020 - 14:00

PARÂMETRO	RESULTADO	LEGISLAÇÃO
Carbono Orgânico Total*	89,23 g/Kg	-
Nitrogênio total	109 mg/Kg	-

VALORES ADICIONAIS AO ENSAIO

PARÂMETRO	LQ	U95%	MÉTODO	INÍCIO DO ENSAIO
Carbono Orgânico Total	-	-	SMEWW	20/08/2020
Nitrogênio total	-	-	SMWW23rd-4500N-C	20/08/2020

Informações adicionais:

Ensaio(s) subcontratado(s): Laboratorio Beckhauser e Barros (CRL 0692)

DECLARAÇÃO DE CONFORMIDADE

A amostra atende a legislação nos ensaios analisados.

Nota 1: As amostragens realizadas pelo Laboratório Biológico seguem os Planos de Amostragem especificados nos documentos DQ 7.3.01 a DQ 7.3.06.

Nota 2: Os resultados referem-se somente aos itens ensaiados.

Nota 3: LQ - Limite de quantificação

Nota 4: (*) Serviço Subcontratado de acordo com a NBR ISO/IEC 17025:2017.

Nota 5: (**) Ensaio realizado nas dependências do cliente. Os demais ensaios foram realizados nas instalações permanentes do Laboratório Biológico.

Nota 6: Este Relatório de Ensaio só pode ser reproduzido por completo, a reprodução de partes requer a aprovação escrita do Laboratório Biológico.

Nota 7: Para ensaios biológicos e microbiológicos que apresentarem resultados < 1,0, considera-se como Ausência.

Nota 8: Na amostragem realizada pelo contratante as informações sobre a descrição da amostra são de sua inteira responsabilidade e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida. Informações como data e hora de amostragem podem afetar a validade dos ensaios, assim como a conservação da amostra. São de responsabilidade do laboratório as informações de responsável pelo transporte da amostra, data, hora e temperatura de recebimento.

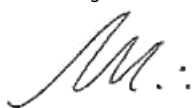
Nota 9: Resultados de ensaios microbiológicos e físico-químicos podem ser alterados caso a amostragem não seja realizada corretamente e a amostra conservada adequadamente.

Nota 10: Verifique a autenticidade deste relatório de ensaio no site www.laboratoriobiologico.com.br.

Código do Relatório de Ensaio: A_13384/2020 **Código de Validação da Ordem de Serviço:** 2WU-2KMD-MPO

Data de Emissão: 04 de Setembro de 2020

Relatório de Ensaio aprovado por: Felipe Gonçalves Lins - Signatário autorizado



Marco Aurélio Ronchi
CRQ 13200466



Felipe Gonçalves Lins
CRQ 13403539

Fim do Relatório

RQ 7.8.01_01