

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS – *CAMPUS* DE CASCAVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**BIOPROCESSOS ÚNICOS E INTEGRADOS NA ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
DE RESTAURANTE**

ANNA PAULA PONCIO

**CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL
2022**

ANNA PAULA PONCIO

**BIOPROCESSOS ÚNICOS E INTEGRADOS NA ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
DE RESTAURANTE**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento aos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Hermínia Ferreira Tavares

Coorientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL

2022

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste¹

Poncio, Anna Paula

Bioprocessos únicos e integrados na estabilização de resíduos de restaurante / Anna Paula Poncio; orientadora Maria Hermínia Ferreira Tavares; coorientadora Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. -- Cascavel, 2022.

130 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2022.

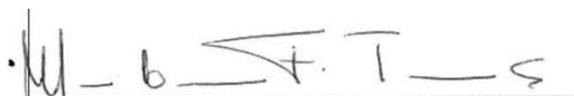
1. Compostagem. 2. Digestão anaeróbia. 3. Pré-tratamento. 4. Vermicompostagem. I. Ferreira Tavares, Maria Hermínia, orient. II. Sarolli Silva de Mendonça Costa, Mônica, coorient. III. Título.

¹Revisão de Português, inglês e normas pelo Prof. Dr. José Carlos da Costa.

ANNA PAULA PONCIO

BIOPROCESSOS ÚNICOS E INTEGRADOS NA ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE RESTAURANTE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADA pela seguinte banca examinadora:



Orientadora - Maria Hermínia Ferreira Tavares

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Higor Eisten Francisconi Lorin

Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)



Lúcia Helena Pereira Nóbrega

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Maritane Prior

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 12 de agosto de 2022.

BIOGRAFIA

Nascida em 27 de dezembro de 1985, natural de Cascavel - PR. Possui graduação em Ciências Biológicas, licenciatura e bacharelado, pela Universidade Paranaense (UNIPAR), *campus* de Cascavel. Possui especialização em Auditoria, Perícia e Gestão Ambiental. Servidora pública desde 2008, trabalhou nos setores da saúde e da educação na Prefeitura Municipal de Cascavel. Na Prefeitura Municipal de Céu Azul, atuou como Diretora de Meio Ambiente; trabalhou na Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA) e hoje trabalha na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), *campus* de Medianeira. Mestre em Ciências Ambientais pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), da Unioeste *campus* de Toledo. Atualmente, é aluna de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), vinculada à área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental, da Unioeste *campus* de Cascavel.

*Pois a sabedoria é mais preciosa do que rubis;
nada do que vocês possam desejar compara-se a ela.
(BÍBLIA, Provérbios, 8:11).*

*Seja forte e corajoso! Não se apavore nem desanime,
pois o Senhor, o seu Deus, estará com você por onde você andar.
(BÍBLIA, Josué, 1:9).*

*O Senhor é o meu pastor, nada me faltará.
(BÍBLIA, Salmos, 23:1).*

A Deus

Nosso criador, por ser essencial em minha vida.
Ele alimenta a minha alma, com fé e calma!

Ao meu amado Daniel Silva Tranquilino de Souza

Só o amor é capaz de nos fazer passar pelas maiores dificuldades
com um sorriso no rosto. Jamais saberei agradecer ou
colocar em palavras todo meu amor por você!

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

E essa hora chegou! No início, lá atrás, parecia tão longe. Quando começou a pandemia, parecia impossível! Mas...

Tudo é possível àquele que crê.
(BÍBLIA, Marcos, 9:23).

E foram necessários vários ajustes para que pudéssemos realizar a pesquisa em meio à pandemia. Alterações de projeto, de restaurante, de bioprocessos, de coorientador no exterior. Tudo mudou! Eu precisava de um aqui, de outro ali e de Deus o tempo todo. Quanta gente Ele colocou no meu caminho... Mais que nunca preciso agradecer!

Meus agradecimentos primeiramente a Deus, pela vida. Cuja presença me auxilia em minhas escolhas, abrindo portas e me segurando pela mão. Toda capacidade de aprender, toda sabedoria e todo conhecimento vêm de Deus. Ele é autor de maravilhas em minha existência! Sem Ele, nada disso seria possível.

Porque o Senhor dá a sabedoria, e da sua boca vem a inteligência e o entendimento.
(BÍBLIA, Provérbios, 2:6).

Aos meus pais, Irene Luiza Mombelli e Dari Poncio, meus sinceros agradecimentos por todo esforço investido em minha educação. À minha mãe, pelo amor concedido, que me ensinou a ter fé em Deus e perseverança na vida. Foi minha mão direita enquanto eu estava fora do país. Ao meu pai pelo constante incentivo aos estudos. Amo vocês!

Agradeço de maneira especial ao meu amor, Daniel, cuja presença sempre afetou positivamente a minha vida, em todos os aspectos. Acompanhou cada passo dessa jornada e não mediu esforços para ajudar em minhas engenhocas... e foram tantas! Sempre me dizendo: "Fica tranquila, vai dar tudo certo!". Obrigada também por me permitir viver experiências acadêmicas fora do país, sem seu apoio não seria possível. Te amo!

Gratidão à minha amada Avó Sule (*in memoriam*), a melhor avó do mundo! Que me ensinou o amor às cores, às flores, aos animais e a todas as formas de vida. Me ensinou a agradecer pelo o que tenho e nunca a reclamar pelo que falta. Só Deus sabe o espaço que a senhora ocupa no meu coração. Te amo eternamente!

Agradeço à minha Tia Maria, pelas incansáveis orações em meu favor.

À professora Doutora Maria Hermínia Ferreira Tavares, minha orientadora. As suas valiosas indicações fizeram toda a diferença. Só tenho a agradecer seus ensinamentos.

À professora Doutora Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa que, apesar da intensa rotina de sua vida acadêmica, aceitou me coorientar nesta tese. Um agradecimento carinhoso, pela grande atenção dispensada, que se tornou essencial para que o projeto fosse concluído em meio a tantas alterações.

Agradeço aos amigos do Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais (LARA), Eduardo e Marianna, pelo auxílio com as análises laboratoriais e a paciência para explicar cada procedimento! Também às demais companheiras que me socorriam nas minhas idas e vindas, Edilene, Jéssica, Ritieli, Bruna e Taciana. O tempo no laboratório, sem dúvida, foi mais divertido com a presença de cada uma de vocês!

Agradeço à Vivi, pelo companheirismo em sala de aula e nos trabalhos em equipe, pelas risadas e momentos de descontração em meio a tantas preocupações. Neudi, Rosebel e Vivi é impossível lembrar de estatística e não recordar nossas horas e horas na biblioteca. Agradeço a parceria!

Ao professor Doutor Roberto Valencia Vázquez, do Instituto Tecnológico de Durango, México, pela oportunidade proporcionada, muito obrigada. Aos demais professores do ITD que me receberam, especialmente Jaime Rojas e Victor Martinez.

Ao Homero, sua esposa Marisol e família, agradeço imensamente! Vocês me receberam no México de uma forma que nunca vou esquecer! Trouxeram à minha jornada momentos de alegria e muito afeto. Mesmo tão longe de casa, nunca me senti sozinha.

Agradeço aos demais amigos que fiz no Laboratório MSA do Instituto Tecnológico de Durango, Pope, Gaby, Yareli, Fernanda, Vitor Pina, Vitor Velazquez, Martín e Caro, pela recepção, simpatia e empatia que tiveram comigo. Além de muito auxílio no laboratório, com metodologias e empréstimo de vidrarias e reagentes.

À Ana Rosa Lira e seu esposo Jonathan Martinez que me receberam e se preocuparam comigo enquanto eu estava no México, me ofereceram apoio e sempre estavam em contato, também aos demais membros da Igreja Sublime Gracia, agradeço de coração! Vocês não sabem a importância que tiveram pra mim.

Agradeço aos Doutores Carlos Alberto Casali, Divair Christ, Higor Eisten Francisconi Lorin, Lúcia Helena Pereira Nóbrega, Maritane Prior e Simone Damasceno Gomes, membros da Banca de Qualificação e/ou Defesa, pelas contribuições para o desenvolvimento e desfecho desta pesquisa.

Um agradecimento especial à Tati, secretária do PGEAGRI, por me socorrer com documentos e informações.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola - PGEAGRI e a todos que fazem parte desta comunidade

e fizeram parte da minha trajetória. Ao Edison pela ajuda com análises laboratoriais e aos demais professores do doutorado, por tudo o que aprendi e pelos momentos partilhados, só tenho a agradecer.

Agradeço à Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, *campus* de Medianeira, pelo período de afastamento concedido, possibilitando dedicação exclusiva ao doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão de bolsa de estudos, modalidade doutorado-sanduíche.

Enfim, não foi fácil chegar até aqui... Houve períodos de preocupação, mas também crises de riso! A caminhada foi longa e muito gratificante. É difícil transformar sentimentos em palavras, mas serei eternamente grata a Deus e às pessoas que Ele colocou na minha vida para compartilhar esses momentos comigo, contribuindo de alguma forma com a realização e conclusão desta pesquisa.

A todos, muito obrigada!

*O Senhor te abençoe e te guarde;
o Senhor faça resplandecer o seu rosto sobre ti e te conceda graça;
o Senhor volte para ti o seu rosto e te dê paz.
(Bíblia, Números, 6:24-26.*

É o que eu desejo a cada um de vocês!

BIOPROCESSOS ÚNICOS E INTEGRADOS NA ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE RESTAURANTE

RESUMO

Poncio, Anna Paula. **Bioprocessos únicos e integrados na estabilização de resíduos de restaurante**. Orientadora: Maria Hermínia Ferreira Tavares; Coorientadora: Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. 2022. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

A gestão de resíduos é um grande desafio nas sociedades modernas, fundamental para a sustentabilidade ambiental e melhoria da qualidade de vida. O setor de alimentação tem sido uma das principais fontes de geração de resíduos nos últimos anos e os restaurantes se destacam pela abundância de resíduos alimentares gerados, classificados como resíduos sólidos orgânicos (RSO). Estima-se que 931 milhões de toneladas de resíduos alimentares (RA) foram gerados em 2019, sendo 26% provenientes de *food service*. Quando dispostos no meio ambiente de forma incorreta, geram problemas como lixiviação de nutrientes, emissão de gases poluentes e contaminação, sendo considerado um problema de saúde pública. Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes bioprocessos de estabilização sobre RSO gerados em restaurantes, com relação às características físico-químicas e ao valor agrônômico do produto final. Para tanto, foram realizados tratamentos aeróbios de compostagem, vermicompostagem direta e vermicompostagem integrada com pré-tratamento de compostagem e tratamentos anaeróbios por meio de monodigestão anaeróbia (MonoDA) e codigestão anaeróbia (CoDA). A compostagem foi realizada durante 100 dias, por meio de composteiras fechadas. Foram realizados três tratamentos, todos em triplicata, com diferentes proporções em volume de RA e aparas de grama, como agente estruturante. O desempenho do processo foi avaliado quanto à temperatura e reduções de massa e volume, os compostos orgânicos quanto às características físico-químicas e espectroscópicas. A vermicompostagem foi realizada por meio de seis tratamentos, sendo três com resíduos pré-compostados por 25 dias (T4, T5 e T6), oriundos dos tratamentos de compostagem citados e três tratamentos com as mesmas proporções, porém com resíduos crus (T1, T2 e T3). Ao final, foram avaliadas as características físico-químicas e espectroscópicas dos vermicompostos, número de ovos, minhocas jovens e adultas. Para os ensaios anaeróbios foram utilizados RA diluídos com água para a MonoDA e água residuária de bovinocultura de leite para a CoDA. Estes foram conduzidos por 60 dias. O desempenho dos processos foi avaliado por meio do potencial de produção de biogás, potencial de produção de metano, teor de metano no biogás e características físico-químicas do digestato. No resultado da compostagem, observou-se interferência do percentual de RA em alguns parâmetros. O tratamento T2, realizado com o maior percentual de alimento, apresentou o menor índice exotérmico (2329,9 °C), em relação aos demais tratamentos e menores valores de pH, CTC e relação CTC:COT. A análise dos componentes principais (ACP) revelou semelhança entre os compostos de T1 e T3 aos 100 dias de processo e maior proximidade com parâmetros de maturidade, enquanto T2 apresentou tendência oposta. Os processos de vermicompostagem direta e vermicompostagem integrada, com pré-tratamento em composteiras fechadas, apresentaram resultado semelhante quanto à adaptação e sobrevivência das minhocas e quanto à análise espectroscópica. Com relação às características físico-químicas, a análise multivariada permitiu concluir que apenas o tratamento T6 se diferenciou dos demais. Nas condições estudadas a qualidade do vermicomposto sofreu influência pela integração dos bioprocessos apenas na proporção 40% RA e 60% aparas de grama (T6). Nos tratamentos anaeróbios, a melhor condição de recuperação de energia ocorreu por meio de CoDA, com teor de metano de 56,22%, produção de biogás em $0,642 \text{ L g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$ e produção de metano em $0,352 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$, porém o processo demonstrou indícios de desequilíbrio e acidificação ao final de 60 dias. A MonoDA produziu menor quantidade de biogás e teor de metano, com acidificação anterior à CoDA. As análises permitiram concluir que os processos

realizados são alternativas viáveis para a reciclagem de nutrientes contidos nos RA e para geração de energia limpa, porém a integração de processos não trouxe vantagens adicionais para a vermicompostagem.

Palavras-Chave: Compostagem, digestão anaeróbia, pré-tratamento, vermicompostagem.

UNIQUE AND INTEGRATED BIOPROCESSES IN THE STABILIZATION OF RESTAURANT WASTE

ABSTRACT

Poncio, Anna Paula. **Unique and integrated bioprocesses in the stabilization of restaurant waste**. Advisor: Maria Herminia Ferreira Tavares; Co-advisor: Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. 2022. 116 s. Dissertation (PhD Program in Agricultural Engineering) – Western Paraná State University, Cascavel – Paraná, 2022.

Waste management is a major challenge within modern societies, fundamental for environmental sustainability and the improvement of life quality. The food sector has been one of the main sources of waste generation in recent years and restaurants stand out for the abundance of food waste that is generated, classified as solid organic waste (SOW). It is estimated that 931 million tons of food waste (FW) were generated in 2019, 26% of which came from the food service industry. When disposed of in the environment incorrectly, food waste generates problems such as nutrient leaching, emission of polluting gases and contamination, as it is considered a public health problem. This dissertation aimed to evaluate the effect of different stabilization bioprocesses on SOW generated in restaurants, regarding its physicochemical characteristics as well as the agronomic value of the final product. For this purpose, the research carried out aerobic composting treatments, direct vermicomposting and vermicomposting integrated with composting pretreatment and anaerobic treatments by means of anaerobic monodigestion (MonoDA) and anaerobic codigestion (CoDA). The composting process was executed for 100 days using closed compost bins. Three treatments were performed, all in triplicate, with different proportions in volume of FW and grass clippings as structuring agent. The performance of the process was evaluated in terms of temperature and mass and volume reductions, the organic compounds in terms of physicochemical and spectroscopic characteristics. Vermicomposting was conducted through six treatments, three of which with waste that had been pre-composted for 25 days (T4, T5 and T6), coming from the aforementioned composting treatments and three treatments with the same proportions, but with raw waste instead (T1, T2 and T3). At the end, the physicochemical and spectroscopic characteristics of the vermicomposts, number of eggs, young and adult earthworms were evaluated. The anaerobic assays utilized FW diluted with water for the MonoDA and dairy cattle wastewater for the CoDA, which were conducted for 60 days. Process performance was evaluated through biogas production potential, methane production potential, methane content in the biogas and physicochemical characteristics of the digestate. In some parameters of the composting result, an interference of the FW percentage was observed. Treatment T2, performed with the highest percentage of food, displayed the lowest exothermic index (2329.9 °C) when compared to the other treatments and the lowest values of pH, CTC and CTC:COT ratio. Main component analysis (MCA) revealed similarity between the compounds of T1 and T3 at 100 days of process and greater proximity to maturity parameters, whilst T2 exhibited the opposite trend. The direct vermicomposting and integrated vermicomposting processes, with pre-treatment in closed compost bins, showed similar results in relation to the adaptation and survival of the earthworms and regarding the spectroscopic analysis. When it comes to the physicochemical characteristics, the multivariate analysis allowed the research to conclude that only the treatment T6 was different from the others. Under the conditions studied, the quality of the vermicompost was influenced by the bioprocesses integration only in the proportion of 40% FW and 60% grass clippings (T6). In the anaerobic treatments, the best energy recovery condition occurred through CoDA, with methane content of 56.22%, biogas production in $0.642 \text{ L g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$ and methane production in $0.352 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$; however, the process showed signs of imbalance and acidification at the end of 60 days. The MonoDA produced less biogas and methane content, with acidification prior to CoDA. The analyzes allowed this study to conclude that the processes carried out are viable alternatives

for the recycling of nutrients contained in the FW and for the generation of clean energy. On the other hand, the integration of processes did not engender additional advantages to vermicomposting.

Keywords: composting, anaerobic digestion, pre-treatment, vermicomposting.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	xv
LISTA DE FIGURAS	xvii
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	xix
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Resíduos sólidos	4
3.2 Geração de resíduos orgânicos em restaurantes	7
3.3 Alternativas para a valorização dos resíduos orgânicos	9
3.4 Bioprocessos de estabilização de resíduos	10
3.4.1 Compostagem	10
3.4.1.1 Composto orgânico	13
3.4.2 Vermicompostagem.....	14
3.4.2.1 Vermicomposto	16
3.4.3 Digestão anaeróbia	17
3.4.3.1 Biofertilizante	20
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1 Compostagem	21
4.2 Vermicompostagem.....	25
4.3 Digestão anaeróbia	27
4.3.1 Teste de germinação.....	30
4.4 Métodos analíticos.....	31
4.4.1 Compostagem e vermicompostagem	31
4.4.2 Digestão anaeróbia	32
4.5 Análise estatística da compostagem e vermicompostagem.....	33
4.6 Análise estatística da digestão anaeróbia.....	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Compostagem	36
5.1.1 Temperatura.....	36

5.1.2	Redução de massa seca e volume.....	38
5.1.3	pH e CE.....	40
5.1.4	Matéria orgânica (MO) e teor de umidade	43
5.1.5	Capacidade de troca catiônica (CTC), relação CTC:COT e relação C:N	45
5.1.6	Caracterização química dos compostos: macro e micronutrientes	49
5.1.7	Análise multivariada na compostagem	53
5.1.8	Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)	56
5.2	Vermicompostagem.....	61
5.2.1	Temperatura.....	61
5.2.2	Redução de massa seca e volume.....	62
5.2.3	pH e CE.....	63
5.2.4	Degradação da matéria orgânica (MO).....	65
5.2.5	Capacidade de troca catiônica (CTC).....	66
5.2.6	Influência da integração de processos no desenvolvimento das minhocas	67
5.2.7	Qualidade agrônômica dos vermicompostos	69
5.2.8	Análise multivariada da vermicompostagem.....	73
5.2.9	Espectroscopia de infravermelho (FTIR) dos vermicompostos	76
5.3	Digestão anaeróbia	79
6	CONCLUSÃO	89
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
	REFERÊNCIAS	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Classificações dos resíduos sólidos, considerando suas propriedades e diferentes características	5
Tabela 2	Pesquisas relacionadas ao processo de compostagem de resíduos alimentares	13
Tabela 3	Pesquisas relacionadas ao processo de vermicompostagem de resíduos alimentares.....	16
Tabela 4	Trabalhos realizados por meio do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	19
Tabela 5	Caracterização físico-química inicial dos resíduos.....	21
Tabela 6	Descrição quantitativa dos tratamentos utilizados na compostagem	23
Tabela 7	Caracterização físico-química inicial dos tratamentos da compostagem.....	24
Tabela 8	Caracterização físico-química inicial dos tratamentos da vermicompostagem ...	26
Tabela 9	Caracterização inicial das matérias-primas e das cargas diárias dos processos de DA	28
Tabela 10	Parâmetros e metodologias para caracterização físico-química dos compostos e vermicompostos	31
Tabela 11	Parâmetros e metodologias para caracterização físico-química dos afluentes e efluentes da DA.....	33
Tabela 12	Parâmetros de controle de temperatura monitorados durante o processo de compostagem.....	37
Tabela 13	Redução de massa e volume no processo de compostagem	38
Tabela 14	Variação de pH no processo de compostagem.....	40
Tabela 15	Redução nos teores de MO e umidade no processo de compostagem	44
Tabela 16	Variação de CTC ($\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) no processo de compostagem	45
Tabela 17	Características iniciais e finais do processo de compostagem.....	48
Tabela 18	Características iniciais e finais do processo de compostagem.....	49
Tabela 19	Índice de aromaticidade ao final do processo de compostagem	60
Tabela 20	Redução de volume no processo de vermicompostagem.....	63
Tabela 21	Redução no teor de MO e aumento no teor de cinzas no processo de vermicompostagem	66
Tabela 22	Caracterização físico-química final dos vermicompostos.....	69
Tabela 23	Valores médios das quantidades de COT, NTK, P, K e percentual de redução .	72
Tabela 24	Acidez volátil, alcalinidade total, relação AV/AT, pH e eficiência de remoção de ST	84

Tabela 25	Percentual de germinação de sementes de alface	87
Tabela 26	Percentual de germinação de sementes de rabanete	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Classificação dos resíduos, de acordo com a NBR 10.004/2004.	6
Figura 2	Processo de produção de refeições para coletividade.	8
Figura 3	Fases da compostagem.	11
Figura 4	Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia.	18
Figura 5	Materiais utilizados: resíduos alimentares triturados (a) e aparas de grama (b).	22
Figura 6	Composteira giratória com capacidade de 60 L.	23
Figura 7	Vermirreatores de madeira, com fundo vazado (a) e cobertos com tela de polietileno (b).	25
Figura 8	Refúgio em tela de polietileno (a) e refúgio com vermicomposto estabilizado e minhocas (b).	26
Figura 9	Ovos de minhoca (a) e minhocas adultas (b).	27
Figura 10	Resíduo alimentar moído (a) e água residuária de bovinocultura de leite (b).	28
Figura 11	Esquema do reator para CoDA e MonoDA.	29
Figura 12	Placas de Petri utilizadas no teste de germinação: início do teste (a) e final do teste (b).	30
Figura 13	Média da temperatura ambiente e dos três tratamentos de compostagem.	36
Figura 14	Redução de volume no processo de compostagem.	39
Figura 15	Variação de CE no processo de compostagem.	42
Figura 16	Aumento de CTC no processo de compostagem.	46
Figura 17	Aumento da relação CTC:COT no processo de compostagem.	47
Figura 18	Aumento da concentração de nitrogênio (%) no processo de compostagem.	50
Figura 19	Gráfico biplot com <i>loadings</i> de representação da contribuição das variáveis na determinação de duas componentes principais (CP1 e CP2) e scores dos tratamentos.	53
Figura 20	Gráfico de correlação entre as variáveis da compostagem.	55
Figura 21	Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos de compostagem: espectros referentes ao início do processo (a) e espectros referentes ao final do processo (b).	58
Figura 22	Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) do início e final do processo de compostagem: espectros inicial e final de T1 (a), espectros inicial e final de T2 (b) e espectros inicial e final de T3 (c).	59
Figura 23	Média da temperatura ambiente e dos seis tratamentos de vermicompostagem.	61
Figura 24	Redução de massa seca no processo de vermicompostagem.	62
Figura 25	Variação de pH e CE no processo de vermicompostagem.	64

Figura 26	Variação de CTC no processo de vermicompostagem.	67
Figura 27	Número médio de minhocas adultas, jovens e ovos em cada tratamento de vermicompostagem.	68
Figura 28	Gráfico biplot com <i>loadings</i> de representação da contribuição das variáveis na determinação de duas componentes principais (CP1 e CP2) e <i>scores</i> dos tratamentos de vermicompostagem.	73
Figura 29	Gráfico de correlação entre as variáveis da vermicompostagem.	75
Figura 30	Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos de vermicompostagem: espectros iniciais referentes aos tratamentos crus (a) e espectros iniciais referentes aos tratamentos pré-compostados (b).	76
Figura 31	Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos de vermicompostagem: espectros finais referentes aos tratamentos crus (a) e espectros finais referentes aos tratamentos pré-compostados (b).	77
Figura 32	Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) ao final do processo de vermicompostagem com comparação entre os tratamentos: T1 e T4 (a), T2 e T5 (b) e T3 e T6 (c).	78
Figura 33	Variação do pH em função do tempo do processo, com seta indicando o fim do período de estabilização do pH em 7,00.	80
Figura 34	Percentual de variância explicada em cada componente principal.	81
Figura 35	Gráfico biplot com <i>loadings</i> de representação da contribuição das variáveis na determinação das componentes principais 1 e 2 e <i>scores</i> dos tratamentos.	82
Figura 36	Produção acumulada de biogás e metano: MonoDA (a) e CoDA (b).	83
Figura 37	Potencial de produção de biogás e de metano em $\text{L g SV}_{\text{add}} \text{d}^{-1}$	84
Figura 38	Variação de alcalinidade total (AT), acidez volátil (AV) e pH ao longo do tempo.	85
Figura 39	Redução de sólidos totais nos processos de CoDA (T1) e MonoDA (T2).	85
Figura 40	Redução de sólidos voláteis nos processos de CoDA (T1) e MonoDA (T2).	86
Figura 41	Gráfico de correlação entre as variáveis.	86

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de componentes principais
Add	Adicionado
AGV / AGVs	Ácidos graxos voláteis
AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
AT	Alcalinidade total
AV	Acidez volátil
CH₄	Gás metano
CoDA	Codigestão anaeróbia
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO₂	Gás carbônico
COT	Carbono orgânico total
CP's	Componentes principais
CTC	Capacidade de troca catiônica
C:N	Relação carbono:nitrogênio
DA	Digestão anaeróbia
DQO	Demanda química de oxigênio
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FTIR	Espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier
H₂	Gás hidrogênio
H₂SO₄	Ácido sulfúrico
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
LARA	Laboratório de análise de resíduos agroindustriais
MonoDA	Monodigestão anaeróbia
NBR	Norma Técnica Brasileira
NH₃	Amônia
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RA	Resíduo alimentar / resíduos alimentares
RP	Restaurante popular
RS	Resíduos sólidos
RSO	Resíduos sólidos orgânicos
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SF	Sólidos fixos
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UV-Vis	Espectroscopia de ultravioleta visível

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos é um grande desafio nas sociedades modernas, fundamental para a sustentabilidade ambiental e melhoria da qualidade de vida (SOUZA et al., 2017). Essa prática envolve diversas questões, como: busca pela execução das melhores práticas, racionalização do consumo de matérias-primas e energia, incentivo ao emprego de tecnologias limpas, separação e destinação adequada de resíduos, cumprimento da legislação em vigor e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, entre outras.

A excessiva geração de resíduos e a destinação final inadequada levam à degradação ambiental, além de constituírem meios para o desenvolvimento e proliferação de vetores, ameaçando a qualidade ambiental e a saúde da população (RODRIGUES, 2007; KUNDARIYA et al., 2021; SONDH et al., 2022). Essas questões se tornam ainda mais críticas, posto que a taxa de geração de resíduos *per capita* continuará aumentando nas próximas décadas (HOORNWEG; BHADA, 2012; HOORNWEG; BHADA; KENNEDY, 2015). Alzamora e Barros (2020) estimam a taxa de geração das principais cidades do mundo em 1,3 bilhão de toneladas ao ano e a previsão é que chegue a 2,2 bilhões até 2025.

O setor de alimentação tem sido uma das principais fontes de geração de resíduos nos últimos anos (IOANNOU; GEPRGALI; FOKAIDES, 2022), sendo que os restaurantes se destacam pela frequência de refeições e abundância de resíduos alimentares gerados. Resíduo alimentar é um tipo de resíduo sólido, denominado resíduo sólido orgânico (RSO). Estima-se que 931 milhões de toneladas de resíduos alimentares foram gerados em 2019, sendo 26% provenientes de *food service* (UNEP, 2021). Além disso, o desperdício de alimentos em restaurantes continua aumentando (DHIR et al., 2020). No Brasil foram servidas cerca de 22,6 milhões de refeições por dia, em 2020 (ABERC, 2022) e foi desperdiçado de 15% a 50% de tudo o que foi preparado (ZOTESSO et al., 2016).

Devido à quantidade expressiva de resíduos gerados, justifica-se pesquisar métodos alternativos para a decomposição desse material, com a intenção de reciclar nutrientes e recuperar energia, além de minimizar os impactos ambientais negativos decorrentes dessa atividade, já que a problemática em torno dos resíduos sólidos está relacionada não apenas ao seu descarte, mas às consequências para a população atual e para as gerações futuras (MALTA; NANZER; ALMEIDA, 2008; KUNDARIYA et al., 2021; SONDH et al., 2022).

Cho et al. (2013) afirmaram que a importância da pesquisa de resíduos orgânicos alimentares se fundamenta na grande geração, tanto em países desenvolvidos quanto em

países em desenvolvimento e, acima de tudo, que sua disponibilidade é assegurada ao longo do ano.

Entre as tecnologias para a estabilização biológica dos resíduos orgânicos, podem ser citados os processos aeróbios, compostagem e vermicompostagem, e os anaeróbios, como a digestão anaeróbia (DA). Ambos os processos possuem abordagens plausíveis para enfrentar esse desafio e são considerados métodos limpos e sustentáveis para o gerenciamento de resíduos orgânicos, gerando produtos de valor agregado. Al-Obadi et al. (2022) afirmaram que essas abordagens se amparam na economia circular, um modelo econômico de produção social baseado na recuperação e reciclagem de recursos, caracterizado por baixa poluição, baixa perda e alta eficiência.

Cada método apresenta vantagens e desvantagens, a considerar: as características e volume dos resíduos orgânicos a tratar, o espaço e as condições locais, os recursos humanos, tecnológicos e financeiros disponíveis, bem como o objetivo que se quer alcançar por meio do processo, como a produção de composto, vermicomposto, energia e/ou biofertilizante (LEPERA, SELLARO; BENCIVENNI, 2022).

Há uma carência de estudos sobre integração e comparação de tratamentos com resíduos alimentares. Por essa razão, este trabalho visou preencher essa lacuna no campo científico, agregando conhecimento na biodegradação de resíduos alimentares, visando melhorar as condições do processo, bem como viabilizar alternativas de sistemas fechados para a disposição desses resíduos.

Diante do exposto, foi testada a hipótese de que os RSO provenientes de restaurantes são passíveis de decomposição biológica por meio de bioprocessos únicos ou integrados, com recuperação de nutrientes, energia e matéria orgânica. Logo, foram realizados os ensaios aeróbios de compostagem, vermicompostagem direta e vermicompostagem integrada com pré-tratamento de compostagem por 25 dias em composteiras fechadas. O potencial energético dos resíduos foi avaliado por meio dos processos anaeróbios de MonoDA e CoDA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar as características físico-químicas e o valor agrônômico do produto obtido a partir de bioprocessos de estabilização, aeróbios e anaeróbios, de resíduos sólidos orgânicos gerados em restaurantes.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o efeito de diferentes tempos (25, 45, 70 e 100 dias) no processo de compostagem, quanto às características físico-químicas e à qualidade do composto produzido;

- Averiguar o impacto de pré-compostagem como estratégia de pré-tratamento no desempenho do processo de vermicompostagem, quanto à qualidade do vermicomposto;

- Analisar os compostos e vermicompostos produzidos quanto ao valor agrônômico;

- Verificar o potencial energético e a qualidade metanogênica por meio de MonoDA e CoDA;

- Disponibilizar estratégias de estabilização para resíduos orgânicos alimentares, provenientes de restaurante, por meio de processos únicos ou integrados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos sólidos

Os resíduos sólidos apresentam complexidade e diversidade, pois suas características biológicas, físicas e químicas variam conforme a fonte ou atividade geradora. Fatores culturais, econômicos, educacionais, geográficos, sociais, legais e tecnológicos afetam o processo de geração de resíduos sólidos, tanto em relação à sua composição qualitativa quanto à quantidade gerada (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

O Brasil dispõe de ampla legislação que orienta e disciplina a gestão dos resíduos sólidos tais como leis municipais, estaduais e federais, decretos, normas técnicas, resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, instruções normativas e portarias do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, dentre outras. A lei mais abrangente nesse tema é a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010).

A PNRS foi instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto nº 7.404, de 2010. Dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relacionadas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos (BRASIL, 2010). Aborda planos, metas e ações que contemplam os resíduos sólidos (RS) gerados.

Em relação ao setor empresarial, um instrumento significativo firmado por essa lei são os sistemas de logística reversa, os quais são a forma de viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou para outra destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

O Capítulo II, Artigo 3º, Inciso XVI da referida lei, define o conceito de RS como:

XVI - resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010, p. 2).

Os resíduos sólidos são classificados considerando-se determinadas propriedades ou características. A classificação é essencial para a definição da estratégia de gerenciamento

mais viável. Os resíduos são classificados quanto: à origem, natureza física, composição química e quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente, conforme Tabela 1.

Tabela 1 Classificações dos resíduos sólidos, considerando suas propriedades e diferentes características

Quanto	Classificação
À origem	Doméstico, comercial, público Serviços de saúde, resíduos especiais Lâmpadas fluorescentes Óleos lubrificantes, pneus Embalagens de agrotóxicos Construção civil / entulhos Industrial, agrícola
À natureza física	Secos Molhados
À composição química	Matéria orgânica Matéria inorgânica
Aos riscos potenciais ao meio ambiente	Resíduos classe I - perigosos Resíduos classe II - não perigosos Resíduos classe II A - não inertes Resíduos classe II B - inertes

Fonte: Adaptado de ABNT (2004).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas, por meio da NBR - 10.004/2004, classificou os resíduos quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente nas seguintes classes:

- Resíduos classe I (perigosos): apresentam periculosidade, tais como: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Esses resíduos, quando gerenciados de modo inadequado, apresentam risco à saúde pública, mortalidade ou riscos ao meio ambiente (ABNT, 2004).
- Resíduos classe II (não perigosos): não se enquadram na classificação de resíduos classe I (perigosos) (ABNT, 2004).

Os resíduos classe II são subdivididos do seguinte modo:

- Resíduos classe II A (não inertes): podem ter características de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água (ABNT, 2004).
- Resíduos classe II B (inertes): quando amostrados de uma forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com água, à temperatura ambiente, não possuem constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor (ABNT, 2004).

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) de acordo com a NBR - 10.004/2004 (ABNT, 2004) podem ser classificados como similares aos resíduos classe II A (não perigosos e não inertes), como pode ser observado na Figura 1.

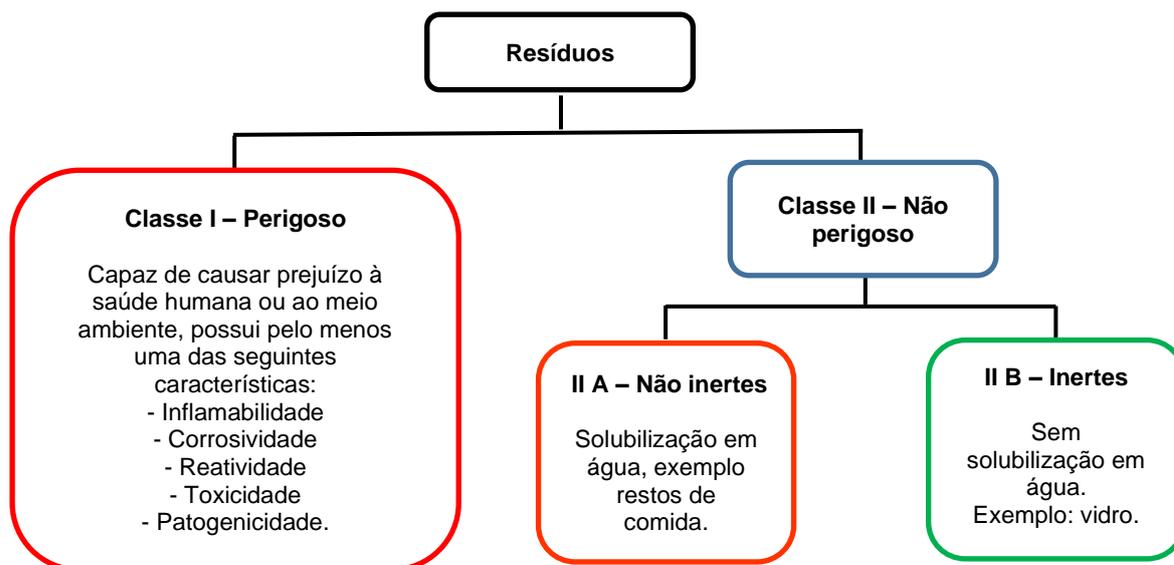


Figura 1 Classificação dos resíduos, de acordo com a NBR 10.004/2004.

Fonte: Adaptado de ABNT (2004).

Os RSO são gerados por diversas fontes e encontrados em resíduos de origem doméstica, de estabelecimentos comerciais, de serviços de saúde, de limpeza urbana e de serviços de saneamento, entre outros (MELO, 2014). Geralmente, têm composição constituída por restos de alimentos, ovos, cascas e bagaços de frutas e legumes, verduras, restos de carnes e ossos, flores, plantas, folhas, sementes, papéis e madeira.

Para Albuquerque Neto et al. (2007) e Lohri et al. (2017), esses resíduos compõem uma fonte geradora de impactos ambientais negativos e poluição, com a formação de gases e maus odores, devido à sua decomposição, pois a biodegradação do material é uma característica intrínseca aos resíduos orgânicos, além da geração de líquidos percolados (chorume) e atração de animais vetores de doenças.

Chorume é a designação do líquido proveniente dos resíduos, que tem variação de acordo com o tipo de resíduo e a quantidade de água disposta no local. A composição do chorume depende da natureza do resíduo: trata-se de um agente altamente poluidor, com potencial de carregar substâncias nocivas para os corpos hídricos e solo.

Barreira, Philippi e Rodrigues (2006), em concordância com Albuquerque Neto et al. (2007), afirmaram que, caso não haja o devido cuidado com a disposição desses resíduos, o potencial de valorização do conteúdo orgânico é desconsiderado e cria-se um ambiente propício ao desenvolvimento de microrganismos patogênicos, agentes causadores de doenças, além de dificultar a decomposição do material e ocupar bastante espaço.

Curry e Pillay (2012) e Rajagopala, Bellavance e Rahaman (2017) asseguraram que, mesmo quando dispostos em aterros, os resíduos alimentares resultam em elevados níveis de emissão de gases de efeito estufa e tóxicos, além de estarem associados à contaminação

biológica. A Comissão Europeia, em relatório técnico sobre o impacto ambiental dos produtos e serviços, destacou que o setor de alimentos e bebidas é responsável por 20 a 30% do impacto ambiental dos produtos e serviços na Europa (NOTARNICOLA et al., 2017).

No Brasil, comumente os RSO não são aproveitados. A realidade das regiões urbanas brasileiras é precária, somente uma pequena porção dos RSO é encaminhada para reciclagem e grande parte é descartada de maneira incorreta, sendo enviada para aterros sanitários, aterros controlados ou ainda para o lixão (INÁCIO; MILLER, 2009; ZAGO; BARROS, 2019), contribuindo para a poluição ambiental, conforme Soares (2011).

Arelli et al. (2018) destacaram que a quantidade de resíduos alimentares gerados ao ano é crescente e sua disposição inadequada, além de ser susceptível a problemas socioambientais, é um desperdício de recursos, de matéria, de nutrientes e de energia, que poderiam ser reincorporados ao sistema, sob forma de composto orgânico, vermicomposto, biogás e/ou biofertilizante, proporcionando melhorias ambiental, social e econômica.

Os resíduos orgânicos constituem cerca de 52% de todo o resíduo sólido urbano gerado, podendo chegar a 60% nos grandes centros. De acordo com Thi, Kumar e Lin (2015), materiais biodegradáveis, especialmente resíduos alimentares, geralmente, respondem por mais de 50% do fluxo de resíduos municipais, em países menos desenvolvidos. No Plano Nacional de Resíduos Sólidos afirmou-se que:

No quesito tratamento, apesar da massa de resíduos sólidos urbanos apresentar alto percentual de matéria orgânica, as experiências de compostagem, no Brasil, são ainda incipientes. O resíduo orgânico, por não ser coletado separadamente, acaba sendo encaminhado para disposição final, juntamente com os resíduos domiciliares. Essa forma de destinação gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico, por exemplo, via compostagem (BRASIL, 2012, p. 14).

É necessário melhorar a gestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, especialmente dos resíduos alimentares (THI; KUMAR; LIN, 2015). Para tanto, a seguir será abordada a geração de resíduos orgânicos em restaurantes e algumas definições e possibilidades de valorização desses resíduos, por meio de processos de decomposição biológica aeróbia e anaeróbia.

3.2 Geração de resíduos orgânicos em restaurantes

O desperdício de alimentos em residências e estabelecimentos como restaurantes, cantinas, quitandas, tornou-se um problema social cada vez maior nos últimos anos. Cerca

de 1,3 bilhão de toneladas de resíduos alimentares são descartados em aterros a cada ano, de acordo com a Organização de Alimentação e Agricultura (XU et al., 2019). Esse resíduo apresenta tipicamente baixo valor calórico, alto teor de água e é altamente putrescível (ZHOU; SELVAM; WONG, 2018), causando problemas ambientais e sociais, como lixiviados, emissão de gases de efeito estufa e restrição à alimentação de milhares de pessoas (FAO, 2019).

No Brasil, mais de 41 mil toneladas de alimentos são desperdiçadas anualmente, o que coloca o país entre os dez principais países que mais desperdiçam comida. Ressalta-se que esse desperdício se transforma em resíduo orgânico, sendo que uma parte significativa desse resíduo é gerada pelos estabelecimentos comerciais de refeições para coletividades.

A produção, transformação, comercialização, distribuição e o consumo de alimentos são requisitos necessários para a saúde e a prosperidade humana (VAN DER WERF et al., 2014). Durante a elaboração de refeições para coletividades realiza-se uma série de processamentos que contemplam desde a escolha e o acondicionamento das matérias-primas até a preparação do alimento (ABREU; SPINELLI; ZANARDI, 2009). Funciona como um sistema produtivo industrial, com entrada de insumos, preparação e produto final, que é a refeição (STRASBURG; JAHNO, 2017).

No processo de transformação de matérias-primas, são empregadas diversas formas de energia e são gerados resíduos variados, alguns em maior quantidade como os orgânicos, podendo causar impactos negativos ao meio ambiente, conforme Figura 2.



Figura 2 Processo de produção de refeições para coletividade.

Fonte: Adaptado de Strasburg e Jahno (2017).

A produção de resíduos ocorre em várias fases, incluindo as etapas de recebimento, pré-preparo, preparo, distribuição dos alimentos e consumo, bem como na limpeza dos utensílios. Os resíduos gerados na produção e no consumo de refeições são caracterizados, em especial, por sua degradabilidade (ABNT, 2004).

O setor de alimentação coletiva é um mercado em plena ascensão. De acordo com dados da Associação Brasileira das Empresas de Refeições Coletivas, no ano de 2020 foram fornecidas em torno de 22,6 milhões de refeições ao dia (ABERC, 2022). Considerando que em restaurantes, de modo geral, a geração de resíduos é em média de 0,2 kg por refeição servida ao dia (CARNEIRO et al., 2010), a proporção de resíduos orgânicos gerados nesses estabelecimentos ultrapassa 4,4 milhões de quilos ao dia, mesmo após adotadas as práticas de minimização de resíduos.

Llach et al. (2013) afirmaram que o segmento de restaurantes tem recebido pouca atenção no tocante às práticas ambientais e que a associação entre a gestão da qualidade e gestão ambiental favorece a reputação dos estabelecimentos diante dos clientes, proporciona melhoria de competitividade e desempenho financeiro.

É necessário buscar soluções, pois, de acordo com as leis brasileiras, resíduos de relevância ambiental não podem ser descartados junto ao lixo comum, de forma que se modifique ao mínimo o meio ambiente e todos os elementos que fazem parte dele. Assim, restaurantes, em geral, têm a necessidade de destinar os resíduos por meio de processos adequados, separando resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e rejeitos, dos quais apenas estes deveriam ser dispostos em aterros sanitários ou controlados.

3.3 Alternativas para a valorização dos resíduos orgânicos

Diferentes processos podem ser empregados para a valorização dos resíduos orgânicos, a depender do objetivo a ser alcançado, da quantidade de resíduos, da capacidade financeira e da escala de tratamento, entre outros fatores. Com a valorização, o termo resíduo não faz mais sentido e adquire o significado de recurso ou matéria-prima necessária a outros processos (CRITTENDEN; KOLACZKOWSKI, 1995; JURAS, 2012; MODAK, 2012).

Considerando a quantidade de resíduos orgânicos gerados diariamente nos restaurantes e a importância que esses resíduos possuem para a reciclagem de nutrientes e o reaproveitamento de energia, a seguir serão expostas alternativas para a valorização energética e agrônômica dos RSO, tanto por meio de processos aeróbios como anaeróbios. Esses processos reduzem o volume dos resíduos e os transformam em produtos ricos para o solo e para as plantas (CERDA et al., 2018).

3.4 Bioprocessos de estabilização de resíduos

3.4.1 Compostagem

A compostagem é um método de reciclagem de resíduos baseado na degradação biológica do material orgânico em condições aeróbias, gerando produtos compostados, estabilizados e higienizados (WEI et al., 2017). Lashermes, Barriuso e Houot (2012) definiram a compostagem como um processo bioquímico que converte vários componentes oriundos de resíduos orgânicos em substâncias semelhantes a húmus, relativamente estáveis e que podem ser usadas para benefício do solo.

Para Pagans et al. (2006), a compostagem tem sido apresentada como alternativa sustentável na perspectiva ambiental, de gestão e reciclagem de resíduos sólidos orgânicos, com a finalidade de obter um produto orgânico de qualidade, denominado composto, para ser utilizado como adubo orgânico na agricultura, pois os nutrientes, que estavam indisponíveis nos resíduos orgânicos, tornam-se disponíveis para as plantas.

Pode ser dividida em três etapas principais: a fase inicial e rápida de fitotoxicidade ou de composto imaturo ou cru; a fase de semicura ou bioestabilização; e a fase de maturação ou humificação (KIEHL, 1998), resultando o composto orgânico, mineralizado e adequado ao uso agrícola.

Nesse âmbito, Kiehl (1998) citou que a compostagem é um processo controlado de decomposição microbiana, de oxidação e de oxigenação de uma massa heterogênea de resíduo orgânico no estado sólido e úmido. No início do processo de compostagem, partindo da temperatura ambiente, a matéria orgânica passa pela fase de temperatura mesófila, que se caracteriza por temperaturas mais amenas, porém com uma intensa atividade metabólica.

Kiehl (1985) mencionou que, posteriormente, passa para a fase termófila, na qual se mantém por um certo período. Nessa fase, em que a temperatura aumenta e atinge os valores máximos, ocorre mais efetivamente a destruição dos organismos patogênicos e das sementes de ervas daninhas, pouco resistentes a temperaturas mais elevadas, em torno de 50 a 60 °C.

Prosseguindo o processo, atingindo a terceira fase, a temperatura regride e retorna à fase mesófila, permanecendo por um tempo mais longo que a fase anterior. Finalizando o processo, após 100 a 120 dias do início da compostagem, dificilmente em menor prazo, com a completa cura do composto, a temperatura baixará ainda mais, mantendo-se próxima da temperatura ambiente, com a matéria orgânica já humificada (KIEHL, 1998), acompanhada da mineralização de determinados componentes da matéria orgânica, como nitrogênio,

fósforo, cálcio e magnésio, que passam da forma orgânica para a inorgânica, ficando disponíveis às plantas (KIEHL, 1985).

Um indicativo de que o processo foi bem-sucedido e que o resíduo está estabilizado é a manutenção da temperatura em valores médios próximos à temperatura ambiente (KIEHL, 1985), como pode ser observado na Figura 3.

Durante todo o processo ocorre produção de calor, com desprendimento de CO₂ e de vapor de água. Essas características estão relacionadas ao metabolismo exotérmico dos microrganismos (KIEHL, 1998).

É importante destacar que a compostagem acelera a decomposição de resíduos orgânicos, desde que se tenham as condições ótimas para o desenvolvimento dos microrganismos. Os principais fatores que afetam esse processo são temperatura, aeração, relação carbono:nitrogênio, teor de umidade e conteúdo de nutrientes (COSTA et al., 2005), além do pH e do tamanho de partícula.

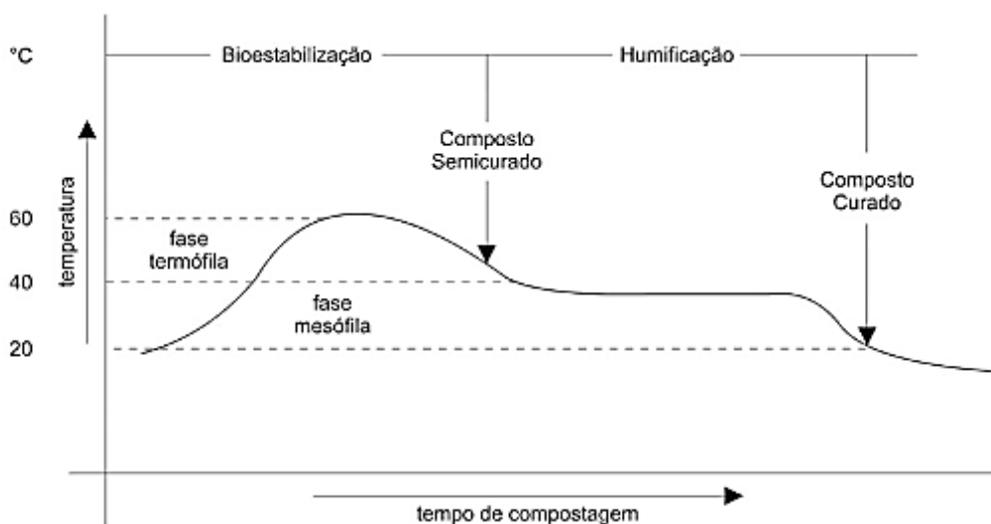


Figura 3 Fases da compostagem.

Fonte: D'Almeida e Vilhena (2000).

Tais parâmetros mudam continuamente ao longo do processo de decomposição e afetam significativamente a qualidade do composto gerado (LI et al., 2013) e o tempo necessário para a estabilização do material.

O principal fator de um processo de compostagem é a temperatura, a qual determinará a sucessão das populações microbianas e sua representatividade nas fases de degradação, sendo elas a mesófila e a termófila (REBOLLIDO et al., 2008). A temperatura também pode ser usada como referencial de indicação da evolução e qualidade do processo, pois influencia tanto a natureza da população microbiológica quanto a taxa de decomposição dos resíduos, além de promover a redução de patógenos.

A relação C:N é significativa para o crescimento microbiano e taxa de decomposição do material (LI et al., 2013). No início do processo, para favorecer o crescimento e reprodução da massa microbiana, a relação C:N deve ser em torno de 30:1. Segundo Kiehl (1998), o acompanhamento da relação C:N durante a compostagem permite conhecer o andamento do processo, pois, quando o composto atinge a semicura ou bioestabilização, a relação C:N fica em torno de 18:1 e quando atinge a maturidade e o produto está humificado, a relação C:N está em torno de 10:1.

A aeração atua como agente de controle da temperatura e tem relação com o crescimento microbiano, pois supre a demanda de oxigênio da população microbiana (PEREIRA NETO, 1996), além de atuar de modo determinante sobre a velocidade da degradação da matéria orgânica (COSTA et al., 2005). Também remove o excesso de umidade e CO₂. A falta de oxigênio causa mau cheiro, pela formação de gases, além de dificultar o processo de degradação biológica.

No processo de decomposição da matéria orgânica, o teor de umidade influencia as propriedades químicas e físicas das matérias-primas (LI et al., 2013). A água é imprescindível para as necessidades fisiológicas e metabólicas dos microrganismos, garantindo a atividade microbiológica. A umidade considerada ótima varia em função do tipo de material a ser compostado e do material celulósico utilizado (VALENTE et al., 2009).

Sobre o pH, níveis elevados ou muito baixos podem causar efeitos adversos, pois possuem ação inibitória na atividade metabólica de microrganismos, prolongando o tempo do processo (LI et al., 2013). O pH também tem influência direta sobre as perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia. Liu, Wang e Beasley (2009) explicaram que a liberação de NH₃ começa quando o pH está próximo de 7,0 e aumenta significativamente acima de 8,0.

As transformações químicas e físicas, realizadas pela atividade microbiana, dependem das características físico-químicas da mistura dos substratos utilizados no processo. O tamanho das partículas interfere na velocidade do processo, sendo que a redução dessas favorece o aumento da atividade biológica, porém a redução excessiva do material pode causar compactação e falta de espaço para a entrada de ar, podendo resultar em processos anaeróbios indesejados (KIEHL, 1985).

A intensidade da atividade dos microrganismos decompositores e o crescimento da população microbiana na massa está relacionada à diversificação e a concentração de nutrientes, os quais fornecem material para a síntese protoplasmática e suprem a energia necessária para o crescimento celular, além de outras funções (PEREIRA NETO, 1994; 1996). Os fatores que interferem no processo de compostagem apresentam interações e correlações. Guo et al. (2012) garantiram que, para atingir a maturidade do composto, esses parâmetros devem ser adequadamente controlados.

A degradação de resíduos orgânicos por meio da compostagem é bastante estudada. Diversos autores analisaram os fatores que mais afetam o processo, a influência de diferentes resíduos, a ação de agentes de volume diversos e parâmetros de otimização do processo. Entre eles destacam-se os trabalhos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Pesquisas relacionadas ao processo de compostagem de resíduos alimentares

Autores	Pesquisa realizada
Kaudal e Weatherley (2018)	Pesquisaram o efeito do biochar no processo de compostagem de resíduos alimentares.
Zhou, Selvam e Wong (2018)	Avaliaram a presença de ervas medicinais chinesas como agente de volume no processo de compostagem de resíduos de alimentos.
Kucbel et al. (2019)	Verificaram as propriedades dos compostos produzidos com resíduos alimentares residenciais.
Wang, Tang e Yuan (2022)	Estudaram a eficiência da compostagem de resíduos de alimentos com adição de composto maduro.

Li et al. (2013) afirmaram que a compostagem tem sido bastante usada como método para tratar resíduos alimentares e reciclar material orgânico, além de produzir um composto útil para melhorar estrutura do solo e sua fertilidade, fornecendo nutrientes para o crescimento das plantas, melhorando a estrutura do solo, aumentando a capacidade de retenção de água e reduzindo a dependência de fertilizantes baseados em combustíveis fósseis.

Para Guidoni et al. (2018), a compostagem *in loco* gera impacto ambiental potencialmente baixo, em termos de uso de energia e água, que é mínimo para a fabricação da unidade de compostagem, evita o processamento e o transporte de resíduos ou subprodutos, além de promover a redução da emissão de gases desagradáveis.

3.4.1.1 Composto orgânico

Kiehl (1985) citou que o composto orgânico é um material bioestabilizado, de odor não agressivo, coloração escura, homogêneo, rico em matéria orgânica, isento de microrganismos patogênicos. O teor de nutrientes presentes é determinado pelas matérias-primas que foram utilizadas no processo de compostagem. Tem capacidade de liberação lenta de macro e micronutrientes, excelente estruturador do solo, favorece o rápido enraizamento das plantas e aumenta a capacidade de infiltração de água e reduz a erosão.

É rico em substâncias húmicas e contém entre 50 e 70% de matéria orgânica. É preparado por meio da decomposição de resíduos orgânicos, os quais, em estado natural, não possuem valor agrícola. No entanto, após passarem pelo processo de compostagem, transformam-se em excelente adubo orgânico (OLIVEIRA; LIMA; CAJAZEIRA, 2004).

A qualidade e estabilidade dependem da composição inicial do material, pois os resíduos são transformados por meio de alterações químicas, físicas e biológicas (GOYAL; DHULL; KAPOOR, 2005), além das condições em que o processo foi desenvolvido.

Entre os critérios de qualidade para o composto são considerados o teor de nutrientes, o grau de humificação, o percentual de matéria orgânica estabilizada, o grau de maturidade, a higienização e a presença de compostos tóxicos, como sais solúveis, metais pesados e xenobióticos (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009).

O composto promove benefícios às plantas e ao solo, pois a matéria orgânica no solo é considerada um fator importante de produtividade, com influência sobre as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo (SILVA, 2007).

A incorporação de matéria orgânica ao solo afeta a dinâmica populacional dos microrganismos e a disponibilidade de alguns nutrientes. A vantagem do composto orgânico é a liberação lenta e gradual dos nutrientes, à medida que são demandados para o crescimento da planta. Se os nutrientes forem imediatamente disponibilizados no solo, como é o caso dos fertilizantes inorgânicos ou químicos, nutrientes podem ser perdidos por lixiviação (principalmente o potássio), fixação (fósforo) ou volatilização (principalmente o nitrogênio) (SEVERINO et al., 2004).

3.4.2 Vermicompostagem

Vermicompostagem é um processo pelo qual minhocas, em conjunto com os microrganismos presentes em seu trato digestório, convertem materiais orgânicos em vermicomposto, material rico em substâncias orgânicas e nutrientes minerais (LIM et al., 2015). Domínguez (2018) afirmou que a vermicompostagem é uma tecnologia viável e ecológica pela qual os materiais orgânicos são convertidos em vermicomposto, por meio da ação síncrona de minhocas e microrganismos. É um método recente, se comparado à compostagem.

O local destinado à vermicompostagem deve ser bem aerado, sombreado e com boa drenagem. A umidade ideal é em torno de 40%, uma maneira prática de avaliar se a umidade está adequada, é por meio do teste da esponja, em qual se segura um pouco de material apertando-o na mão; a mão deve ficar úmida, sem escorrimento de água (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005). Para o início do processo, a relação C:N ideal é entre 20 e 30. A diminuição da relação C:N, em função do tempo de vermicompostagem, indica o aumento da degradação da matéria orgânica e está relacionada à qualidade e maturidade do vermicomposto (NUNES, 2017).

A relação C:N infere sobre o grau de incorporação do nitrogênio à estrutura húmica. O N proporciona aumento da fertilidade do produto final obtido, pois é liberado para as raízes das plantas sob a forma de nitrato, por meio de mecanismos de mineralização da matéria

orgânica (LOURENÇO, 2014). A relação C:N em torno de 10 é considerada ideal para o vermicomposto pronto, indicando baixa atividade microbiana e maturação do material (PROVENZANO et al., 2001).

O processo de maturação do vermicomposto possui natureza complexa e envolve mudanças químicas e transformações estruturais, que podem ser avaliadas usando a relação C:N, índices de humificação e medidas como espectroscopia de ultravioleta visível (UV-Vis) e espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (KHATUA et al., 2018). São essas transformações que agregam qualidade à matéria orgânica em decomposição e melhoram as características do produto final.

A vermicompostagem é aeróbia e mesófila. As minhocas epigéicas, espécies que vivem mais próximas da superfície e se alimentam de resíduos orgânicos, são as mais adequadas para conversão de materiais orgânicos em vermicomposto. *Eisenia fetida*, *Eudrilus eugeniae* e *Perionyx excavatus* são amplamente utilizadas para vermicompostagem, já que conseguem sobreviver e se reproduzir na maioria das condições ambientais (PADMAVATHIAMMA; LI; KUMARI, 2008).

Os microrganismos, tanto no intestino das minhocas como na matéria-prima, são responsáveis pela degradação bioquímica da matéria orgânica, enquanto as minhocas são responsáveis pela fragmentação do substrato, o que aumenta a superfície exposta aos microrganismos. Assim, as minhocas modificam diretamente as propriedades físicas do material e indiretamente modificam suas propriedades químicas (FORNES et al., 2012).

O intestino das minhocas, além de microrganismos, contém enzimas que ajudam na degradação da matéria orgânica, sendo úteis no processo e excretadas com as fezes. As minhocas também secretam muco, um mecanismo de defesa contra patógenos, que é esfregado contra as partículas do solo. Acredita-se que essas ações são as forças motrizes que auxiliam na rápida decomposição da matéria orgânica e na formação do vermicomposto (PATHMA; SAKTHIVEL, 2012).

O processo de vermicompostagem tem recebido atenção, por um lado devido à preocupação ambiental e, por outro, pela reciclagem de resíduos orgânicos e produção de vermicomposto rico em nutrientes para agricultura (SHARMA; GARG, 2018), renovável e de baixo custo (ALEMAN-RAMIREZ et al., 2019).

A vermicompostagem viabiliza a decomposição da matéria orgânica proveniente de esterco animal, resíduos agrícolas, resíduos florestais e resíduos municipais, como podas de árvores e restos de alimentos. Da mesma forma, resíduos industriais como pasta de papel e resíduos de destilaria já foram vermicompostados e transformados em produtos ricos em nutrientes. Autores já pesquisaram os resíduos passíveis de serem submetidos ao processo de vermicompostagem, os parâmetros que mais afetam o processo, bem como as condições

favoráveis ao pleno desenvolvimento e reprodução das minhocas. Entre eles, destacam-se os trabalhos apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 Pesquisas relacionadas ao processo de vermicompostagem de resíduos alimentares

Autores	Pesquisa realizada
Garg, Suthar e Yadav (2012)	Estudaram o gerenciamento de resíduos da indústria alimentícia empregando tecnologia de vermicompostagem.
Hanc e Pliva (2013)	Analisaram a tecnologia de vermicompostagem como ferramenta para recuperação de nutrientes de biorresíduos de cozinha.
Rodrigues et al. (2017)	Pesquisaram a vermicompostagem de resíduos orgânicos através da adição de pó de rocha inoculado com esgoto doméstico.
Zhi-wei et al. (2019)	Investigaram a degradação da palha de arroz e resíduos de cozinha por meio de vermicompostagem.

Fazendo o uso da vermicompostagem, resíduos agrícolas, industriais e urbanos podem ser convertidos em matéria-prima, por meio da produção de vermicomposto (LV; XING; YANG, 2016), daí a importância da aplicação dessa tecnologia em resíduos alimentares. Com elevado conteúdo orgânico e alta capacidade de troca catiônica (CTC), os vermicompostos são especialmente ricos em substâncias húmicas. Diversos estudos provaram também que o vermicomposto possui alta capacidade de adsorção para metais (HE et al., 2017), tais como Pb (ZHU et al., 2017; ZHANGA et al., 2019), Cd (PEREIRA; ARRUDA, 2003; ZHANGA et al., 2019) e Cr (ZHANGA et al., 2019).

3.4.2.1 Vermicomposto

Vermicomposto é um material homogêneo, possui hormônios de crescimento de plantas e altos níveis de enzimas, melhorando as populações microbianas do solo (PADMAVATHIAMMA; LI; KUMARI, 2008). É estável, possui alto teor de nutrientes e substâncias húmicas, além de contribuir para manter os nutrientes disponíveis durante longos períodos no solo, com liberação lenta, sem impactos adversos sobre o meio ambiente (NDEGWA; THOMPSON, 2001).

Durante a transformação do resíduo orgânico em vermicomposto, importantes nutrientes para as plantas, como nitrogênio (N), potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) são transformados em formas muito mais solúveis (NDEGWA; THOMPSON, 2001), tais como nitratos, fosfatos, cálcio trocável e potássio solúvel.

Aplicado às culturas, o vermicomposto promove o crescimento das plantas, melhorando propriedades físicas, químicas e nutricionais do solo (AZARMI; GIGLOU; TALESHMIKAIL, 2008). Também pode ser usado como medida de biorremediação na recuperação de solos, especialmente solos ácidos e na supressão de alumínio lábil, devido ao pH que varia de quase neutro ao alcalino (MITCHELL; ALTER, 1993).

3.4.3 Digestão anaeróbia

Diferente da compostagem e vermicompostagem, a DA é um processo biológico de decomposição de matéria orgânica realizada por bactérias na ausência de oxigênio gasoso. Ao longo do processo, compostos orgânicos complexos são transformados em substâncias mais simples, liberando gases que formam o biogás e a modificação dos compostos orgânicos até serem estabilizados, gerando o biofertilizante (CHERNICARO, 2007).

A biodegradação de resíduos orgânicos ocorrida na DA é um processo complexo, realizada por meio de uma série de transformações bioquímicas consecutivas, cada qual realizada por diferentes grupos de microrganismos específicos (RAJESHWARI et al., 2000; FAGBOHUNGBE, 2015). Envolve trocas recíprocas de substratos e produtos entre as fases líquida, sólida e gasosa, sendo imprescindível a existência de uma relação equilibrada e coordenada entre os diferentes grupos microbianos presentes.

Diversos produtos intermediários são constantemente gerados e imediatamente processados, havendo a necessidade de os diferentes estágios ocorrerem ao mesmo tempo, a fim de evitar desequilíbrios e até mesmo inviabilizar a continuidade do processo, como o acúmulo de ácidos graxos ou amônia (RAJESHWARI et al., 2000).

A DA pode ser dividida em quatro fases de conversão e degradação da biomassa definidas como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese; cada fase é realizada por diferentes grupos de microrganismos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; MADSEN; HOLM-NIELSEN; ESBENSEN, 2011; MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019):

- Hidrólise: é a primeira fase na DA, depende da biomassa microbiana e envolve a conversão de substrato de alto peso molecular em produtos solúveis por reações enzimáticas extracelulares, nesta etapa decompõe-se os materiais complexos em monômeros solúveis (FAGBOHUNGBE, 2015; MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019).
- Acidogênese: durante a segunda etapa progride a degradação de monômeros, como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa em ácidos orgânicos (como ácido acético, butírico, ácido propiônico), H₂, CO₂, álcool e amônia (MADSEN; HOLM-NIELSEN; ESBENSEN, 2011; MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019). A concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) e hidrogênio fornecem informações importantes sobre a estabilidade do processo, o acúmulo de AGV pode resultar na acidificação do sistema.

- Acetogênese: as acetogênicas são um grupo de bactérias capazes de converter os substratos produzidos na etapa anterior, incluindo ácidos orgânicos, álcoois, compostos aromáticos, em ácido acético ou H_2 e CO_2 (FAGBOHUNGBE, 2015; MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019). Os substratos produzidos nessa etapa são essenciais para produção de biogás (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019).
- Metanogênese: estágio final no DA, ocorre sob condições estritamente anaeróbias, em quais produtos intermediários como H_2 , CO_2 e ácido acético são convertidos em metano e dióxido de carbono, chamado biogás. Essa etapa é conduzida pelos microrganismos *Archaeobacteria* (FAGBOHUNGBE, 2015), também denominadas bactérias metanogênicas (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019).

Para não comprometer o processo, é importante o monitoramento de parâmetros operacionais relacionados ao substrato (pH, nutrientes, teor de sólidos totais, capacidade de tamponamento e compostos inibitórios) e às condições de funcionamento do biodigestor (temperatura, taxa de carregamento orgânico e tempo de retenção) (RAJESHWARI et al., 2000), com a intenção de manter o equilíbrio entre as comunidades microbianas e as condições de fermentação específicas, para produção final do gás metano, conforme Figura 4.

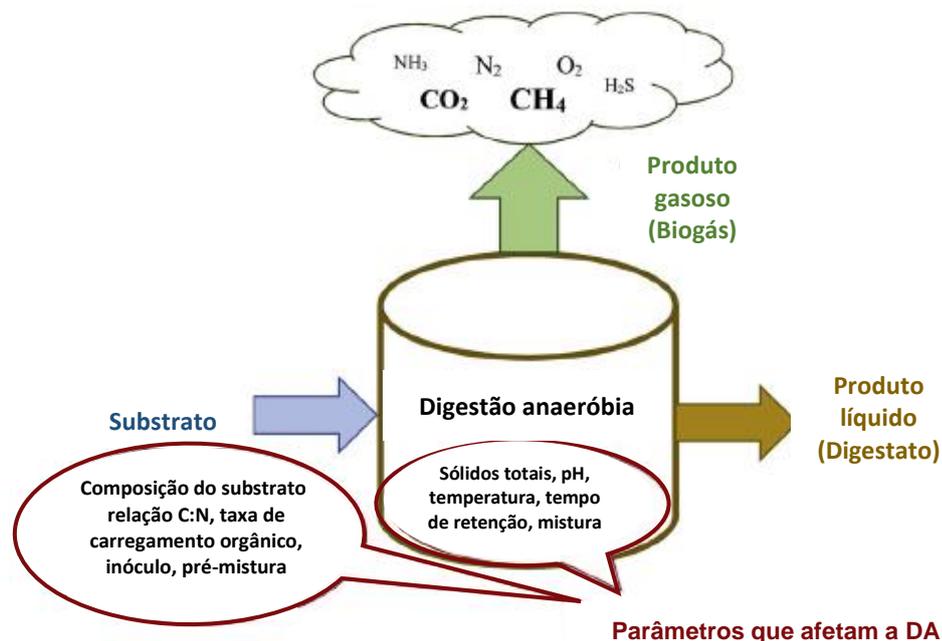


Figura 4 Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia.

Fonte: Momayez, Karimi e Taherzadeh (2019).

A DA tem sido recomendada como método alternativo para eliminação de resíduos com alta concentração de matéria orgânica. Rajeshwari et al. (2000) concordaram que a

maioria desses resíduos, se tratados adequadamente, pode resultar em fonte potencial de energia, com destaque para os resíduos alimentícios e agroindustriais.

Diversos trabalhos utilizam esse processo biológico para a decomposição de resíduos orgânicos. Dentre eles, pode-se citar os apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Trabalhos realizados por meio do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares

Autores	Pesquisa realizada
Banks et al. (2012)	Analisaram os oligoelementos necessários para a estabilidade da digestão anaeróbia de resíduos alimentares em concentrações elevadas de amônia.
Arelli et al. (2018)	Avaliaram a codigestão anaeróbia seca de dejetos bovinos e resíduos alimentares: impacto de sólidos totais, razão de substrato e pré-tratamento térmico no rendimento do metano e na qualidade do biofertilizante.
Xu et al. (2018)	Estudaram os desafios e oportunidades da digestão anaeróbia de resíduos alimentares.
Awosusi, Sethunya e Matambo (2021)	Pesquisaram o efeito sinérgico da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares sul-africanos com esterco de vaca e o papel do polietileno de baixa densidade na modulação do processo.

No entanto, a monodigestão de resíduo alimentar pode ser inibida devido à taxa de carga orgânica extremamente alta, nutrientes desequilibrados, proporção inadequada carbono-nitrogênio (C:N), baixa capacidade tampão, inibição de amônia e acúmulo de ácidos graxos voláteis (XU et al., 2018; ZAN; HAO, 2020). Entre as estratégias efetivas de aprimoramento que vêm sendo investigadas, a codigestão (CoDA) de alimentos com outros substratos, como lodo ativado por resíduos (TAO et al., 2020), biomassa lignocelulósica (LI et al., 2020; PARANHOS et al., 2020), microalgas (ZHEN et al., 2016) e esterco animal (EBNER et al., 2016; DENNEHY et al., 2018) apresentaram vantagens promissoras.

A CoDA tem vantagem sobre a MonoDA em termos de estabilidade do processo e aumento da produção de biometano, o que ocorre devido à carga orgânica do substrato combinado ser maior do que a do substrato original. A mistura de substratos também pode gerar interações sinérgicas, que surgem do equilíbrio de nutrientes, diluição de produtos intermediários inibidores e/ou mudança no microbioma, que favorecem o metabolismo microbiano e resultam em aumento da biodegradabilidade (EBNER et al., 2016; KARKI et al., 2021).

O esterco bovino como substrato contém celulose, lignina, proteína e gordura (BI et al., 2020). Portanto, a codigestão de resíduos alimentar e esterco bovino poderia ser uma solução para evitar problemas como acúmulo de ácidos graxos voláteis e altas concentrações de amônia, mantendo melhor equilíbrio de nutrientes e capacidade tampão no sistema de codigestão (XING et al., 2020).

3.4.3.1 Biofertilizante

É um produto bioestabilizado, rico em matéria orgânica e nutrientes. A alta qualidade do biofertilizante ocorre, principalmente, pela redução do teor de carbono e aumento do teor de nitrogênio do material, além da grande facilidade de utilização pelos microrganismos do solo em função do elevado grau de decomposição (OLIVER et al., 2008).

Pode ser aproveitado de maneira muito eficiente como fertilizante, pois possui características minerais adequadas para o desenvolvimento das plantas (VIEIRA, 2011). As características do biofertilizante tornam o produto um substituto ideal para os adubos químicos (OLIVER et al., 2008; VIEIRA, 2011), prejudiciais à saúde do homem pelo fato de deixarem resíduos tóxicos no solo e nas plantas (VIEIRA, 2011).

O biofertilizante é rico em potássio (0,5 a 1%), fósforo (1 a 1,5%) e nitrogênio (1,5 a 2%), principalmente na forma amoniacal (OLIVER et al., 2008). De acordo com Nogueira (1992), após a DA cerca de 50% do nitrogênio presente se transforma em amônia dissolvida, prontamente assimilada pelas plantas.

De modo geral, os produtos biológicos obtidos por meio da DA são isentos de agentes causadores de doenças e pragas às plantas. Constituem boas opções para a melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, com importante papel na sua estruturação, em função de promoverem altos níveis de matéria orgânica estabilizada, com redução da compactação e suscetibilidade à erosão (OLIVER et al., 2008; MORENO, 2011). Oferecem grande aproveitamento na nutrição das plantas, com os nutrientes em formas facilmente absorvíveis, além de facilitar a fixação do nitrogênio (OLIVER et al., 2008)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Compostagem

A compostagem foi conduzida no Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais – LARA, pertencente à Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* de Cascavel. O ensaio foi realizado por meio de composteiras giratórias.

O município de Cascavel está situado entres as coordenadas 24° 57' 21" S de latitude e 53° 27' 19" W de longitude, altitude média de 780 m. De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região é Cfa - Clima Subtropical Úmido (mesotérmico), com precipitação média anual de 1800 mm. Possui verões quentes, geadas pouco frequentes e concentração das chuvas nos meses de verão, porém, sem estação seca definida. A temperatura média do município é de 20°C e a pressão atmosférica média anual é de 936,34 hPa (WREGGE et al., 2012).

A montagem das composteiras ocorreu no dia 26 de maio de 2021. Estas foram alocadas em área coberta, para diminuir o efeito da radiação solar direta e das chuvas (as composteiras eram fechadas, mas não herméticas), evitando a lixiviação de nutrientes. Resíduos orgânicos alimentares e aparas de grama foram os substratos empregados nos tratamentos de compostagem, cujas principais características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 Caracterização físico-química inicial dos resíduos

Variável	Aparas de grama	Resíduos alimentares
COT (%)	52,05 ± 0,20	54,68 ± 0,29
NTK (%)	1,17 ± 0,06	4,57 ± 0,53
C:N	44,49 ± 0,17	11,97 ± 0,06
P (%)	0,15 ± 0,01	0,17 ± 0,02
K (%)	0,93 ± 0,01	2,42 ± 0,02
pH	6,66 ± 0,01	4,35 ± 0,00
CE (mS/cm)	2,80 ± 0,13	5,38 ± 0,09
Cinzas (%)	10,26 ± 0,34	5,73 ± 0,51

Notas: COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C:N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Os resíduos orgânicos alimentares foram obtidos junto ao Restaurante Popular, Unidade Centro, da cidade de Cascavel (PR). Tendo sido inaugurado em 5 de outubro de

2012, fornece em média mil refeições ao dia e faz parte de um convênio entre o Município de Cascavel com a União, por meio do Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome e serve refeições diárias a um preço acessível a toda a população.

A coleta dos resíduos foi fracionada durante a semana (de segunda a sexta-feira), durante três semanas, sendo utilizados restos de preparo, do buffet e dos pratos. Os resíduos coletados foram triturados com processador e mantidos a 0 °C até o uso.

Aparas de grama, provenientes dos serviços de manutenção dos gramados do *campus* de Cascavel, foram utilizadas como agente estruturante. O material foi coletado durante a realização do corte, triturado em pedaços de 3 a 5 cm e mantido armazenado em local protegido para possibilitar seu uso no desenvolvimento dos ensaios. Na Figura 5 são mostrados os materiais utilizados no experimento.

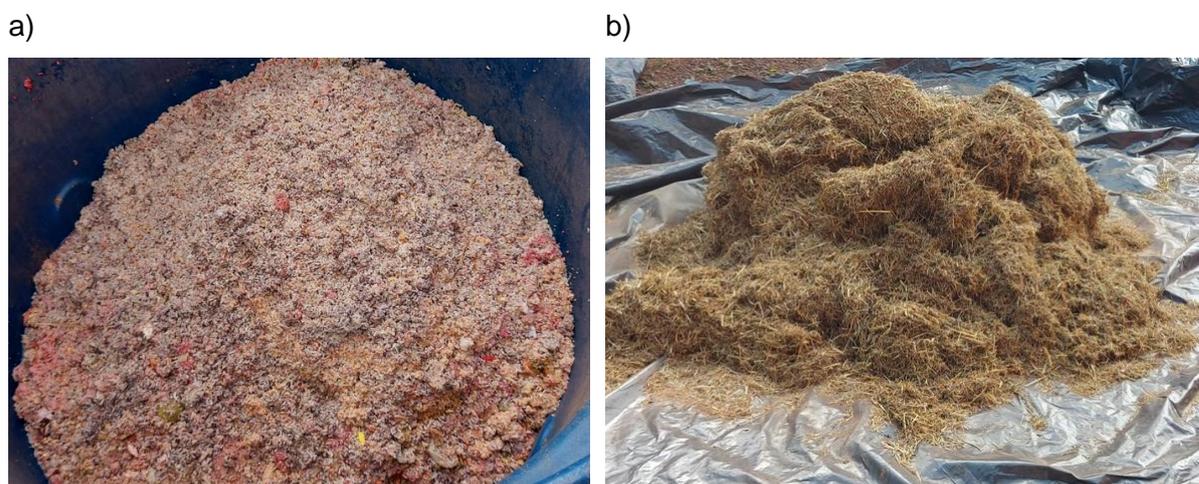


Figura 5 Materiais utilizados: resíduos alimentares triturados (a) e aparas de grama (b).

Foram preenchidas nove composteiras giratórias (Figura 6), referentes a três tratamentos, todos em triplicata, realizados em função da quantidade de resíduo alimentar e aparas de grama. As proporções foram definidas em relação ao volume dos resíduos, fixados em:

- T1: 50% resíduo alimentar e 50% aparas de grama;
- T2: 60% resíduo alimentar e 40% aparas de grama;
- T3: 40% resíduo alimentar e 60% aparas de grama.



Figura 6 Composteira giratória com capacidade de 60 L.

Apesar de ser realizada a montagem das composteiras por volume, os resíduos também foram pesados, a fim de obter a massa inicial de cada tratamento e ao final calcular a redução de massa. Os resíduos foram pesados utilizando balança digital. As quantidades em massa e volume utilizadas estão relacionadas na Tabela 6. Cada tratamento foi elaborado com diferentes quantidades de material, bem como relação C:N, a fim de identificar a proporção ideal para esses resíduos em composteiras fechadas.

Tabela 6 Descrição quantitativa dos tratamentos utilizados na compostagem

Composteiras	Matéria Natural RA (kg)	Matéria Seca RA (kg)	Matéria Natural AG (kg)	Matéria Seca AG (kg)	Matéria Natural Total (kg)	Matéria Seca Total (kg)	Volume (L)
Tratamento 1	16,80	4,19	1,20	1,07	18,00	5,26	42,00
Tratamento 2	25,20	6,29	1,20	1,07	26,40	7,36	52,50
Tratamento 3	11,20	2,79	1,20	1,07	12,40	3,86	35,00

Notas: RA: resíduos alimentares; AG: aparas de grama.

Para a montagem do ensaio, foi determinado que o volume inicial preenchido seria menor que 90% da capacidade total das composteiras, possibilitando o revolvimento e aeração de maneira adequada. Assim, considerando a densidade volumétrica dos resíduos alimentares e das aparas de grama, cada tratamento obteve peso e volume diferenciados, cujas principais características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 Caracterização físico-química inicial dos tratamentos da compostagem

Variável	T1	T2	T3
COT (%)	53,69 ± 0,18	52,98 ± 0,80	54,02 ± 0,50
NTK (%)	3,59 ± 0,13	3,95 ± 0,03	2,84 ± 0,01
C:N	14,98 ± 0,60	13,43 ± 0,11	19,00 ± 0,12
P (%)	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,15 ± 0,02
K (%)	0,80 ± 0,09	0,71 ± 0,09	1,18 ± 0,13
pH	5,25 ± 0,19	5,18 ± 0,25	5,36 ± 0,14
CE (mS/cm)	3,09 ± 0,60	2,88 ± 0,47	3,51 ± 0,57
Cinzas (%)	7,43 ± 0,31	8,67 ± 1,38	6,89 ± 0,87

Notas: COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C:N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Durante o processo de compostagem foram realizados dez revolvimentos ao dia, por meio do giro da composteira no próprio eixo, com alta frequência de giro para melhorar a troca de oxigênio, reduzir o teor de umidade e evitar maus odores da composteira (GAO et al., 2022). A aeração foi realizada com auxílio de injetor de ar, por cinco minutos diários. A umidade de cada composteira foi mantida em nível ótimo para o metabolismo microbiano, em torno de 60% de umidade, adicionando-se água quando necessário. O teor de umidade ao longo do experimento foi determinado com o uso de micro-ondas, conforme metodologia adaptada de Tavares et al. (2008).

A temperatura foi monitorada utilizando termômetro digital tipo espeto, com medições diárias com profundidade aproximada de 15 cm. Os valores foram verificados em 5 diferentes pontos de cada composteira, com os valores diários de temperatura foi possível verificar a temperatura máxima atingida em cada composteira. A temperatura ambiente também foi monitorada diariamente.

Com esses dados foi calculada a média diária de temperatura, bem como o perfil térmico e o índice exotérmico. A acumulação exotérmica foi calculada com base na soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da leira e a temperatura ambiente durante todo o processo de compostagem (Equação 1), de acordo com Pelegrín et al. (2018).

$$EXI^2 = (T^\circ \text{ composteira} - T^\circ \text{ ambiente})^2 \quad (1)$$

O processo de compostagem foi conduzido por 100 dias, com amostras coletadas aos 25, 45, 70 e 100 dias, demarcando-se os diferentes estágios do processo, constituindo 36 unidades experimentais. As amostras coletadas foram pré-secadas a 50 °C, em estufa de circulação forçada de ar, até massa constante, com a finalidade de se evitarem perdas, principalmente de N. Após a secagem, foram moídas e utilizadas para a determinação dos minerais. Todos os resultados foram corrigidos para a base seca (105 °C), baseados na secagem da amostra (APHA, 2005).

4.2 Vermicompostagem

O ensaio de vermicompostagem também foi conduzido no Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais – LARA, por meio de vermireatores de madeira com dimensões de 0,15 x 0,28 x 0,40 metros, de altura, largura e comprimento, respectivamente (Figura 7a). O fundo dos reatores é vazado e revestido por tela de polietileno com abertura de 1 mm. Para evitar o ataque de predadores, as caixas foram cobertas com a mesma tela (Figura 7b).

a)



b)



Figura 7 Vermireatores de madeira, com fundo vazado (a) e cobertos com tela de polietileno (b).

A montagem dos vermireatores ocorreu em 22 de junho de 2021. Foram acondicionados em área coberta, para diminuir o efeito da radiação solar direta e das chuvas, evitando a morte das minhocas provocada por altas temperaturas e a lixiviação de nutrientes.

Em cada caixa foram inseridas 36 minhocas adultas (com a presença visível de clitelo) da espécie *Eisenia fetida* (Vermelha da Califórnia). Inicialmente, as minhocas foram dispostas em refúgios (Figura 8a), sacos confeccionados com tela de polietileno preta com abertura de 5 mm preenchidos com, aproximadamente, 0,2 kg de vermicomposto estabilizado (Figura 8b), para que ficassem abrigadas até que as condições dos resíduos fossem adequadas à sua sobrevivência.

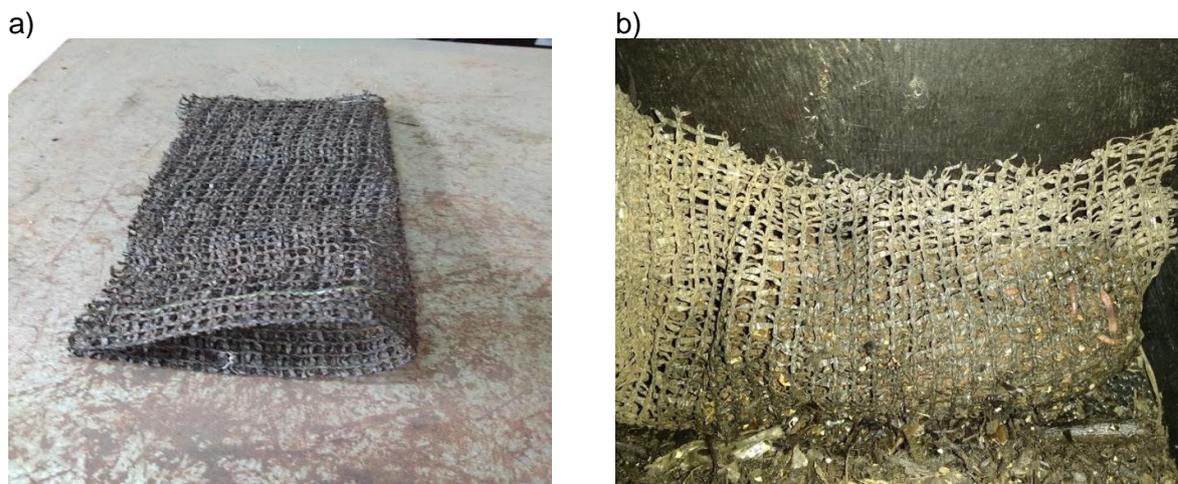


Figura 8 Refúgio em tela de polietileno (a) e refúgio com vermicomposto estabilizado e minhocas (b).

Fonte: Niedzialkoski (2020).

Os mesmos resíduos do processo de compostagem foram utilizados, sendo realizados seis tratamentos de vermicompostagem, três com resíduos pré-compostados por 25 dias (provenientes dos tratamentos de compostagem citados anteriormente) e três tratamentos com as mesmas proporções, porém com resíduos crus. Foram abastecidos três vermifirreiros para cada tratamento, com 1 kg de matéria seca em cada caixa. Na Tabela 8 está apresentada a caracterização físico-química inicial de cada tratamento.

Tabela 8 Caracterização físico-química inicial dos tratamentos da vermicompostagem

Variável	T1	T2	T3	T4	T5	T6
COT (%)	53,69 ± 0,18	52,98 ± 0,80	54,02 ± 0,50	53,07 ± 0,42	53,14 ± 0,30	48,71 ± 0,27
NTK (%)	3,59 ± 0,13	3,95 ± 0,03	2,84 ± 0,01	3,11 ± 0,22	3,26 ± 0,07	2,12 ± 0,12
C:N	14,98 ± 0,60	13,43 ± 0,11	19,00 ± 0,12	17,09 ± 1,24	16,30 ± 0,37	23,01 ± 1,20
P (%)	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,15 ± 0,02	0,22 ± 0,02	0,21 ± 0,00	0,51 ± 0,04
K (%)	0,80 ± 0,09	0,71 ± 0,09	1,18 ± 0,13	0,58 ± 0,01	0,51 ± 0,03	2,14 ± 0,07
pH	5,25 ± 0,19	5,18 ± 0,25	5,36 ± 0,14	4,64 ± 0,45	4,66 ± 0,28	7,13 ± 0,26
CE (mS/cm)	3,09 ± 0,60	2,88 ± 0,47	3,51 ± 0,57	3,10 ± 0,21	3,27 ± 0,59	7,67 ± 0,34
Cinzas (%)	7,43 ± 0,31	8,67 ± 1,38	6,89 ± 0,87	8,51 ± 0,72	8,39 ± 0,52	16,01 ± 0,47

Notas: COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C:N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Durante o período de condução do experimento a umidade dos vermifirreiros foi mantida em torno de 75%, adicionando-se água quando necessário. O teor de umidade ao longo do experimento foi determinado com o uso de micro-ondas, conforme metodologia adaptada de Tavares et al. (2008).

A temperatura no interior das caixas e do ambiente foi monitorada diariamente, em dois pontos distintos, utilizando termômetro digital tipo espeto. Com os valores diários de temperatura foi possível verificar a temperatura máxima atingida em cada caixa. Foram

realizados revolvimentos esporádicos, a fim de manter a homogeneidade do material e a umidade adequada.

O ensaio foi conduzido durante 100 dias nos tratamentos T1, T2, T4 e T5 e durante 70 dias em T3 e T6, devido à menor quantidade de resíduos alimentares, o material foi decomposto antes do tempo previsto. Ao final desse período, as minhocas foram contabilizadas manualmente. O material de cada vermireator (vermicomposto) foi depositado sobre uma bancada, na qual foram segregados os ovos, minhocas jovens e minhocas adultas, como apresentado na Figura 9.

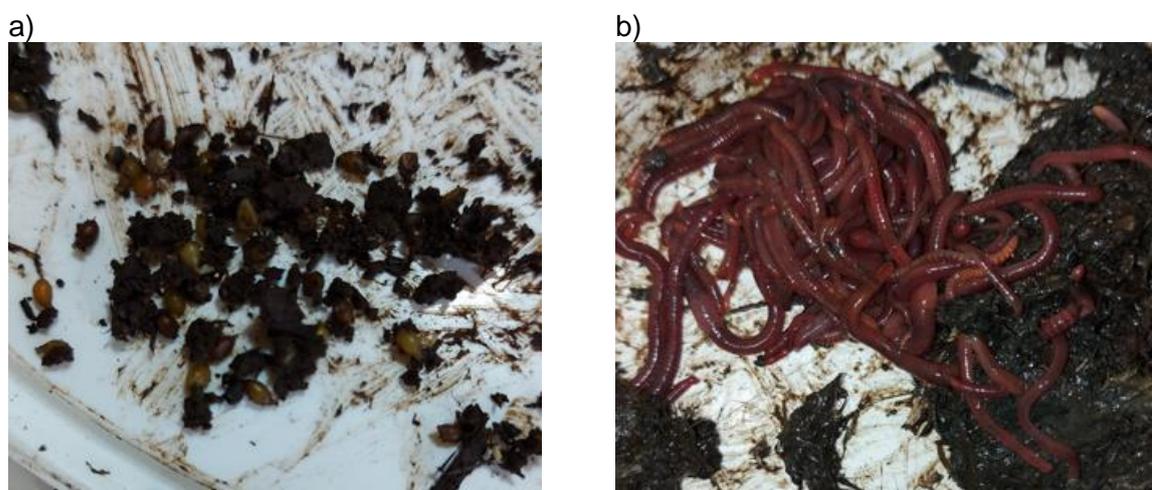


Figura 9 Ovos de minhoca (a) e minhocas adultas (b).

As amostras coletadas para as análises foram pré-secadas a 50 °C, em estufa de circulação forçada de ar, com a finalidade de evitar perdas, principalmente de N. Após esta secagem, foram moídas e utilizadas para a determinação dos minerais. Todos os resultados foram corrigidos para a base seca (105 °C), baseados na secagem da amostra (APHA, 2005).

4.3 Digestão anaeróbia

A DA foi conduzida entre dezembro de 2021 e fevereiro de 2022, em Victória de Durango, México. Os resíduos orgânicos alimentares utilizados nesse processo foram obtidos em um restaurante naquela cidade. A coleta dos resíduos foi realizada durante três dias. Todo o material coletado foi homogeneizado e moído, em um moedor industrial. Para compor as cargas diárias, subamostras semanais de alimentos moídos foram armazenadas a 0 °C até o uso.

Foram realizados dois tratamentos. Para a MonoDA utilizaram-se resíduos alimentares diluídos em água. Na CoDA, para a diluição dos resíduos alimentares, utilizou-se água residuária de bovinocultura de leite, produzida por meio da mistura de esterco bovino e água, na proporção em volume de 1:4, homogeneizada por meio de agitação e peneirada para separação da parte sólida. O resíduo da peneira foi descartado e a porção líquida envasada para uso diário. O esterco utilizado foi proveniente de uma fazenda de gado localizada na mesma cidade. Na Figura 10 estão apresentados os resíduos utilizados na DA.

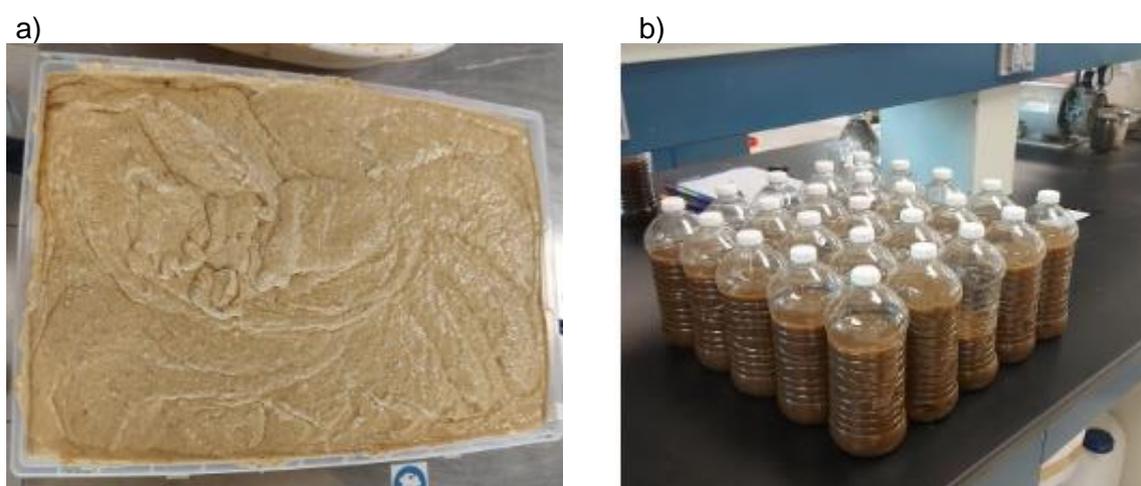


Figura 10 Resíduo alimentar moído (a) e água residuária de bovinocultura de leite (b).

Os resultados da caracterização inicial das matérias-primas e das cargas diárias de cada tratamento estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 Caracterização inicial das matérias-primas e das cargas diárias dos processos de DA

	RA	ARBL	Mistura inicial para CoDA	Mistura inicial para DA
ST (%)	29,56 ± 0,11	1,39 ± 0,01	6,50 ± 0,04	5,97 ± 0,07
SV (%)	92,24 ± 1,43	76,45 ± 0,36	91,44 ± 0,05	94,24 ± 0,08
pH	5,00 ± 0,10	7,80 ± 0,14	6,24 ± 0,16	5,40 ± 0,10
CE	5,25 ± 0,62	1,27 ± 0,04	3,38 ± 0,02	2,39 ± 0,05

Nota: Os resultados relatados são a média das amostras em triplicata ± desvio padrão.

Os tratamentos foram realizados por meio de dois reatores modelo CSTR, com volume útil de 20 L cada, dotados de agitador e sensor de temperatura, em sistema de alimentação semicontínua. Na Figura 11 é mostrado o esquema do reator. A partida dos reatores foi realizada com material composto de esterco bovino e lodo de estação de tratamento de esgoto. A temperatura foi mantida em 37 °C e os agitadores foram ajustados para velocidade de rotação de 70 rpm.

Os reatores foram inicialmente completados com esse inóculo, esperou-se uma semana para dar continuidade ao processo. Logo, foram iniciadas as cargas diárias, com mistura de resíduos alimentares e água para a MonoDA, e resíduos alimentares e água residuária de bovinocultura de leite para a CoDA, respeitando-se um TRH de 30 dias. Sendo assim, a alimentação diária foi de 0,666 L de substrato por reator ao dia, com 5% de ST. Uma vez iniciados os processos, não houve mais interrupção. A alimentação diária foi realizada manualmente, por uma entrada na parte de cima do reator, constituída por um ducto introduzido dentro do líquido, para promover vedação e evitar escape de gás.

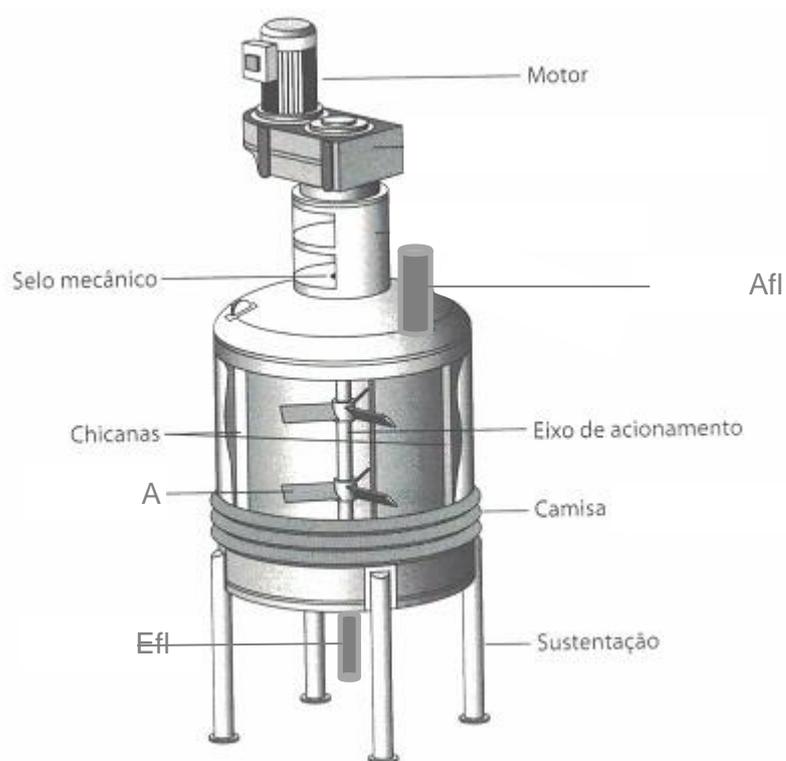


Figura 11 Esquema do reator para CoDA e MonoDA.

Fonte: Adaptado de Barbosa (2004).

O biogás produzido dentro dos reatores foi enviado para registro por meio de uma saída na parte superior da tampa do reator. O volume de biogás foi padronizado para condições normais de temperatura e pressão. O teor de CH_4 , CO_2 e H_2S da composição do biogás foi analisado por meio de um analisador portátil. O experimento foi conduzido por 60 dias.

4.3.1 Teste de germinação

O teste de germinação dos biofertilizantes foi realizado por meio de um ensaio biológico de germinação de sementes de alface (*Lactuca Sativa*) e rabanete (*Raphanus sativus*), com metodologia adaptada de Hoekstra, Bosker e Lantinga (2002).

Foram utilizadas placas de Petri, de 9,5 cm de diâmetro, com algodão. Foram preparadas 21 placas, sendo nove para cada tratamento e três para controle. O índice de germinação foi calculado considerando-se o número de sementes germinadas em relação ao número total de sementes.

Os extratos foram testados nas concentrações de 100% (puro), 80% e 50%, utilizando-se água destilada para diluir. O algodão de cada placa foi umedecido com 30 mL de extrato e receberam dez sementes de alface e dez de rabanete escolhidas de forma aleatórias e uniformemente distribuídas, como pode ser observado na Figura 12a. Para o controle, as placas foram umedecidas com 30 mL de água destilada. As placas montadas foram vedadas com parafilm flexível e semitransparente, a fim de evitar perda de umidade e incubadas em câmara BOD, a 23 °C, sem fotoperíodo, durante cinco dias. Após o período de incubação (Figura 12b), as sementes germinadas foram contabilizadas para cálculo do índice de germinação (IG), conforme Romani et al. (2002).

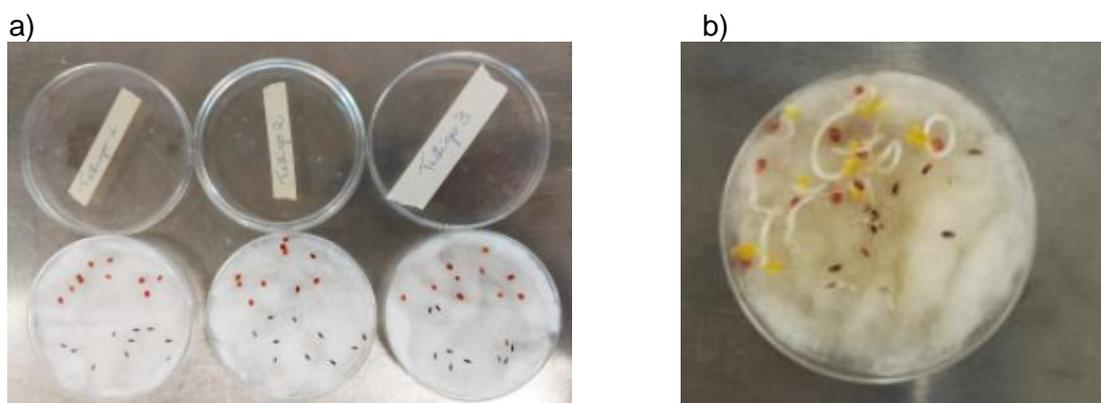


Figura 12 Placas de Petri utilizadas no teste de germinação: início do teste (a) e final do teste (b).

O IG foi calculado em percentual, de acordo com a Equação 2, em que NG é o número de sementes germinadas e NT o número total de sementes colocadas para germinar (ROMANI et al., 2002).

$$IG = (NG * 100)/NT \quad (2)$$

4.4 Métodos analíticos

4.4.1 Compostagem e vermicompostagem

Durante a compostagem e vermicompostagem dos resíduos, a temperatura foi monitorada em cinco e dois pontos, respectivamente, com auxílio de termômetro digital de espeto. A redução de massa foi monitorada pela pesagem dos resíduos antes e após a submissão aos processos, considerando o peso seco do material, a 105 °C. A redução de volume foi aferida por meio do volume inicial e final dos resíduos, usando um recipiente de volume conhecido.

Para o monitoramento das características físico-químicas dos produtos finais (compostos e vermicompostos), as amostras foram secas em estufa a 45 °C (± 5 °C), trituradas em moinho e passadas em peneira com abertura de 500 μm . Os parâmetros avaliados e as metodologias utilizadas estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 Parâmetros e metodologias para caracterização físico-química dos compostos e vermicompostos

Parâmetro avaliado	Metodologia utilizada na análise físico-química
NTK	Determinado por meio de digestão das amostras com ácido sulfúrico, seguido da destilação em destilador de Kjeldahl e titulação com H_2SO_4 0,05 mol (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).
P	Determinado após a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. Detectado via absorvância no comprimento de onda 725 nm por meio do espectrofotômetro UV-VIS Hach®.
K	Determinado após a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. Quantificado em fotômetro de chama (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).
Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd e Na	A mesma solução nítrico-perclórica (3:1) foi utilizada para determinar esses elementos, por meio de absorção atômica (EMBRAPA, 1999)
Sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF) e cinzas	Determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição da amostra (APHA, 2005).
Carbono orgânico total (COT)	Obtido dividindo a porcentagem de SV por 1,8 (CARMO; SILVA, 2012). A relação C:N foi calculada pela razão entre COT e NTK.
Capacidade de troca catiônica (CTC)	Determinada conforme metodologia proposta por Brasil (2014). A relação CTC/C foi calculada seguindo a mesma metodologia.
pH	Determinado com um pHmetro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) de bancada. Para medir o pH das amostras sólidas foram preparadas soluções aquosas de proporção 1:5 (massa:volume) e agitada por 30 minutos (TEDESCO et al., 1995).
CE	Determinada com um condutivímetro (MS Tecnopon®, modelo mCA 150) de bancada.

As perdas de matéria orgânica (MO) foram estimadas pela Equação 3 de Paredes et al. (2000), a partir do conteúdo de cinza inicial (X_1) e final (X_2):

$$\text{Perda de MO (\%)} = 100 - 100 \frac{[X_1(100-X_2)]}{[X_2(100-X_1)]} \quad (3)$$

A espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) foi realizada de acordo com Stevenson (1994). Para obtenção dos espectros, as amostras foram compactadas em pastilhas KBr, na proporção 1:100. As pastilhas foram preparadas por meio de pressão sob vácuo, com amostra de 1 mg de composto ou vermicomposto seco e 100 mg de KBr. Em seguida, foram analisadas a partir de 64 scans no intervalo de 4000 a 400 cm^{-1} com resolução espectral de 4 cm^{-1} . As análises de FTIR foram realizadas no espectrômetro Perkin-Elmer modelo Frontier, pertencente ao laboratório da Central de Análises da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* de Pato Branco-PR.

Com os espectros gerados foi possível calcular o índice de aromaticidade (IA), de acordo com a Equação 4 (CHEFETZ et al., 1996; FREIXO; CANELLAS; MACHADO, 2002; DICK et al., 2006). O IA fornece uma estimativa do caráter aromático das amostras, a partir da razão entre a intensidade de absorção em 1620 cm^{-1} , atribuída aos grupos aromáticos, com a intensidade de absorção em 2920 cm^{-1} , que representa os grupos alifáticos.

$$IA = \frac{I_{1620}}{I_{2960}} \quad (4)$$

Em que:

I_{1620} = Intensidade de absorção no número de onda 1620 cm^{-1} ;

I_{2920} = Intensidade de absorção no número de onda 2920 cm^{-1} .

4.4.2 Digestão anaeróbia

Os afluentes e efluentes dos reatores de DA foram caracterizados por meio de análises físico-químicas, de acordo com a Tabela 11. Na primeira semana dos processos o pH foi aferido diariamente e corrigido por meio de NaOH 5M para 7,00. A análise dos dados de biogás foi realizada somente após a estabilização.

Tabela 11 Parâmetros e metodologias para caracterização físico-química dos afluentes e efluentes da DA

Parâmetro avaliado	Metodologia da análise físico-química
Sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF) e cinzas	Determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição da amostra (APHA, 2005).
pH	Determinado com um pHmêtro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) de bancada.
CE	Determinada com um condutímetro (MS Tecnopon®, modelo mCA 150) de bancada.
DQO	Realizada pelo método 5220D do APHA (2005), sendo a leitura da absorbância realizada em espectrofotômetro UV-VIS Hach® 2010, no comprimento de onda de 620 nm.
Alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e acidez volátil (AV)	Determinadas pelo método titulométrico (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). A relação AV/AT foi calculada dividindo a AV pela soma das AP e AI, isto é, alcalinidade total (AT).
Carbono orgânico total (COT)	Obtido dividindo a porcentagem de SV por 1,8 (CARMO; SILVA, 2012).

Diariamente foi monitorada a produção de biogás por meio de um registro. A correção do volume de biogás, para as condições de 1 atm e 20 °C, foi efetuada utilizando-se a Equação 5, resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac.

$$\frac{V_0 * P_0}{T_0} = \frac{V_1 * P_1}{T_1} \quad (5)$$

Em que:

V_0 = Volume de biogás corrigido, em L;

P_0 = Pressão corrigida do biogás, para 10.322,72 mm de H₂O;

T_0 = Temperatura corrigida do biogás, para 273,15 K;

V_1 = Volume do gás no gasômetro, em L;

P_1 = Pressão do biogás no instante da leitura, em mm de H₂O;

T_1 = Temperatura do biogás no instante da leitura, em K.

4.5 Análise estatística da compostagem e vermicompostagem

O delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) foi adotado nos processos aeróbios. Utilizando-se na compostagem três tratamentos, três repetições e quatro parcelas subdivididas com análises ao longo do tempo: aos 25, 45, 70 e 100 dias, totalizando 36 unidades experimentais. Para a vermicompostagem, foram utilizados seis tratamentos e três repetições, com 18 unidades experimentais.

Os parâmetros monitorados na compostagem e na vermicompostagem foram avaliados individualmente, mediante ANOVA e teste de comparação múltipla de médias Tukey com 5% de significância ($p < 0,05$), para detectar se ao menos um indivíduo diferiu entre os grupos analisado. As distinções nas médias dos indivíduos foram atribuídas com letras minúsculas diferentes. Os dados foram analisados utilizando *Software Estatístico R* (R Development Core Team, 2012).

Foram comparadas as características físico-químicas dos produtos obtidos em cada tratamento da compostagem e da vermicompostagem. Para esse fim, foi utilizada a ferramenta de análise multivariada: análise de componentes principais (ACP).

A ACP é uma ferramenta matemática que visa representar a variação presente no conjunto de dados usando um menor número de fatores, permitindo a interpretação das relações entre as variáveis monitoradas e destas com os indivíduos pesquisados (tratamentos). Os Componentes Principais (CP's) foram extraídos a partir da matriz de correlação das variáveis originais, a fim de evitar interferências das unidades de medida das variáveis estudadas. Para determinar a quantidade de componentes principais (CP's) a serem observadas, foi utilizado o critério de Kaiser, em que as componentes com autovalores superiores a 1 são consideradas significativas (KAISER, 1960). Posteriormente, foi realizada a análise de Correlação de Pearson, para tanto foi elaborada uma matriz de correlação entre as variáveis e uma matriz de gráficos de dispersão, mostrando o coeficiente de correlação entre as variáveis e seus respectivos níveis de significância.

4.6 Análise estatística da digestão anaeróbia

No ensaio de DA o delineamento experimental aplicado também foi inteiramente casualizado. Tal delineamento foi utilizado em função das seguintes premissas: os reatores foram mantidos sob as mesmas condições de temperatura e agitação no decorrer do experimento; a concentração de sólidos totais das cargas diárias foi mantida em 5% e o tempo de retenção hidráulica, calculado em 30 dias para preenchimento absoluto do reator por determinado tratamento. Os dados apresentados foram avaliados individualmente mediante a ANOVA e teste de comparação múltipla de médias Tukey com 5% de significância.

As produções específicas de biogás (em $L\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), obtidas nos dois ensaios de DA também foram comparadas por meio de análise de variância. Para tanto, após a estabilização do sistema de DA, os valores diários foram considerados como repetições.

As variáveis: potencial de produção de biogás ($L\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), potencial de produção de CH_4 ($L\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), teor de CH_4 (%), eficiência de remoção de sólidos totais (%), alcalinidade total ($mg\ CaCO_3\ L^{-1}$), acidez volátil ($mg\ L^{-1}$), relação AV/AT e pH dos dois tratamentos foram analisadas em conjunto, mediante a técnica multivariada de componentes principais. Posteriormente, foi realizada a análise de Correlação de Pearson.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Compostagem

5.1.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante no processo de compostagem: o aumento da temperatura é resultado do calor gerado pela atividade microbiana e enzimática, e sugere a decomposição da matéria orgânica (XIU-LAN et al., 2016; GODLEWSKA et al., 2017). Nas composteiras utilizadas as temperaturas mais elevadas foram 45,1 °C para T1, 38,3 °C para T2 e 40,5 °C para T3 e as médias mais elevadas foram, respectivamente, 34,7, 33 e 33,5 °C, como pode ser observado na Figura 13.

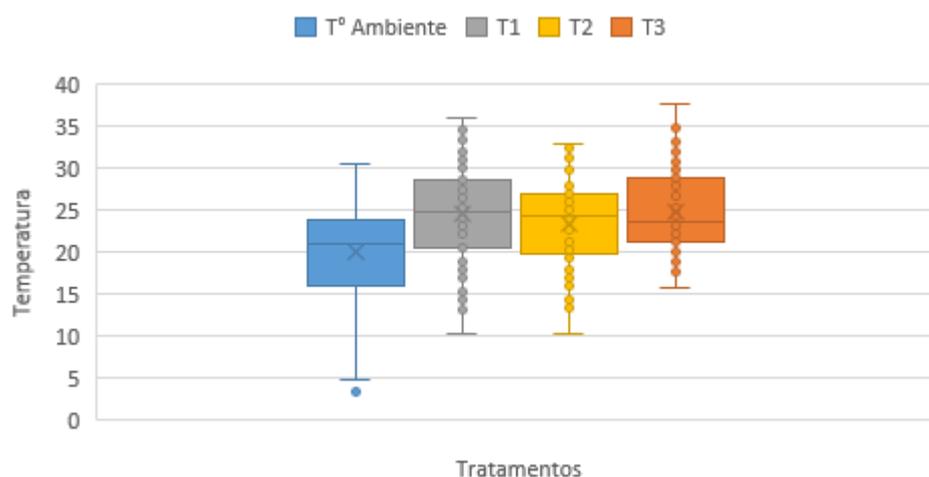


Figura 13 Média da temperatura ambiente e dos três tratamentos de compostagem.

A temperatura ao longo do processo de compostagem apresenta duas fases, sendo a etapa termófila com temperaturas acima de 40 °C e a etapa mesófila com temperaturas abaixo de 40 °C (KIEHL, 2010). A temperatura alcançou níveis termófilos nos tratamentos 1 e 3, porém, nenhum tratamento alcançou temperatura sanitizante, provavelmente pelo tamanho das composteiras, que facilitou a dispersão da temperatura. Esse resultado corrobora os dados encontrados por Gao et al. (2022), que também analisaram o processo de compostagem em composteiras e registraram a temperatura mais alta em 48,7 °C, ainda abaixo do requisito de pasteurização (> 50 °C).

Comportamento semelhante foi observado por Zahrim et al. (2021), com compostagem de resíduos alimentares em reatores aerados rotativos, sendo a maior temperatura de 42 °C, alcançada no 13º dia, e que se manteve por apenas três dias. Akdeniz (2019) e Costa e Akdeniz (2019) afirmaram que a alta temperatura gerada na fase termófila é essencial para eliminar efetivamente os patógenos e garantir a segurança do produto final.

Guidoni et al. (2018) pesquisaram o processo de compostagem com resíduos alimentares em composteiras e obtiveram, no 10º dia do processo, as maiores temperaturas, sendo as máximas 35, 38 e 41 °C, em tratamentos com diferentes percentuais de agentes de volume. Os autores concluíram que o pequeno tamanho dos reatores deve ter influenciado o perfil de temperatura durante o processo de compostagem. Já Onwosi et al. (2017) relacionaram a frequência de giro empregada (diária) ao resfriamento excessivo, impedindo o aumento termófilo da temperatura durante as duas primeiras semanas de operação do reator.

Zhang et al. (2016) afirmaram que o processo de compostagem também é afetado por microambientes e é particularmente limitado pela temperatura ambiente. Segundo esses autores, a baixa temperatura ambiente, abaixo da faixa de 10 a 20 °C, é um desafio para a compostagem, pois limita as atividades microbianas. Sendo assim, a fase inicial de aquecimento da compostagem é significativamente suprimida por baixas temperaturas, podendo resultar em maturidade reduzida ou falha do composto (YAO et al., 2020).

Em concordância com Zhang et al. (2016) e Yao et al. (2020), nota-se por meio da Figura 13 que a temperatura ambiente variou de 3,5 a 30,6 °C durante o processo de compostagem, com média de 20,12 °C e intervalo interquartilico de 16,1 a 23,9 °C, não favorecendo o metabolismo microbiano, o que também pode ter contribuído para as baixas temperaturas do processo.

Mesmo não atingindo temperatura sanitizante, a diferença de temperatura entre os tratamentos refletiu na acumulação exotérmica (Tabela 12). O maior valor de acumulação exotérmica foi observado no tratamento T1, seguido do tratamento T3, enquanto T2 obteve o menor valor.

Tabela 12 Parâmetros de controle de temperatura monitorados durante o processo de compostagem

Parâmetro	T1	T2	T3
Fase bio-oxidativa (dias)	100	100	100
Duração fase termófila ^a (dias)	04	00	01
Temperatura máxima (°C)	45,1	38,3	40,5
Dia que apresentou temperatura máxima	9º	9º	11º
EXI ² ^b	3037,5	2329,9	2923,8

Notas: ^a Fase termófila: temperaturas > 40 °C; ^b EXI: Acumulação exotérmica: soma quadrática da diferença diária entre a temperatura média da pilha e a temperatura ambiente durante a fase de estabilização.

5.1.2 Redução de massa seca e volume

A massa e o volume, ocupados pelos resíduos destinados à compostagem, assim como as reduções que ocorrem ao longo do processo, são fatores determinantes no dimensionamento dos pátios de compostagem e, juntamente com o tempo, são os fatores que mais impactam a otimização do pátio (COSTA et al., 2017). O mesmo pode ser afirmado para ambientes que utilizam composteiras. Essa redução ocorre devido à degradação de MO ao longo do processo de compostagem (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009).

De acordo com Kiehl (1985), a redução de massa seca próxima de 50% para compostagem de 90 a 120 dias, indica sucesso no processo. Neste experimento, a redução de massa seca foi de 39,19 a 75,53% em 100 dias de compostagem, como pode ser observado na Tabela 13. De acordo com esse parâmetro, os tratamentos 2 e 3 obtiveram resultado favorável em 100 dias de processo, enquanto T1 apresentou redução de massa seca um pouco abaixo do esperado.

Tabela 13 Redução de massa e volume no processo de compostagem

Tratamentos	Matéria seca (kg)			% de Redução	Volume (L)			% de Redução
	Inicial	ARA	Final		Inicial	ARA	Final	
T1	5,26	3,73	2,27	39,19	42,00	29,40	12,03	59,08
T2	7,36	5,84	3,10	46,90	52,50	41,87	15,28	63,50
T3	3,86	2,82	0,69	75,53	35,00	23,52	2,62	88,86

Nota: ARA: após retirada de amostras para submissão ao processo de vermicompostagem.

Em trabalho desenvolvido por Freitas, Wieser e Stefanutti (2017), a redução de massa foi de 82% para compostagem de resíduos alimentares e podas de árvore, realizada em 160 dias. Karnchanawong e Nissaikla (2014) constataram redução de 63 a 73% de massa seca em compostagem de resíduos de comida com folhas, em composteiras de 200 L, durante 150 dias. Gao et al. (2022) constataram redução de 43,5% de massa em composteiras de 20 L, para compostagem de resíduos alimentares e resíduos de jardim. Os valores de redução de massa seca apresentados neste experimento estão compatíveis com os trabalhos citados.

O maior percentual de redução de massa seca, encontrado em T3, pode estar atrelado às características iniciais da mistura utilizada, com maior proporção de aparas de grama, o que pode ter impedido a compactação do material, facilitando a aeração e o desenvolvimento microbiano. Resíduos alimentares, em geral, apresentam quantidade significativa de substratos de fácil degradação, como carboidratos (CHEUNG; HUANG; YU, 2010). Já aparas de grama apresentam pouca quantidade de carbono recalcitrante, não acarretando dificuldades na degradação pelos microrganismos (DOUBLET et al., 2011).

Kiehl (2010) afirmou que a redução de volume esperada em leiras de compostagem, conduzidas por 90 a 120 dias, é de 33%, variando conforme as condições em que o processo é realizado e as características dos resíduos utilizados. Os valores de redução de volume observados neste experimento, realizado por meio de composteiras, foram maiores que os propostos por Kiehl, com cerca de 59, 64 e 89% de redução para os tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente.

A redução de volume mais acentuada deste experimento (Figura 14), provavelmente, foi derivada das características dos resíduos utilizados. Aparas de grama possuem grande volume e são altamente degradáveis (DOUBLET et al., 2011). Os resíduos alimentares, constituídos em grande parte por carboidratos, também apresentam propriedades de fácil degradação.

A biotransformação de substâncias orgânicas facilmente degradáveis, como açúcares e carboidratos, resulta em rápida degradação durante a compostagem; em seguida são degradados lipídios, celulose e hemicelulose (DOUBLET et al., 2011). A degradação e transformação da matéria orgânica resulta em liberação de calor, vapor de água, dióxido de carbono e outros gases que contribuem para a perda de peso e volume no material adicionado (GUIDONI et al., 2018).

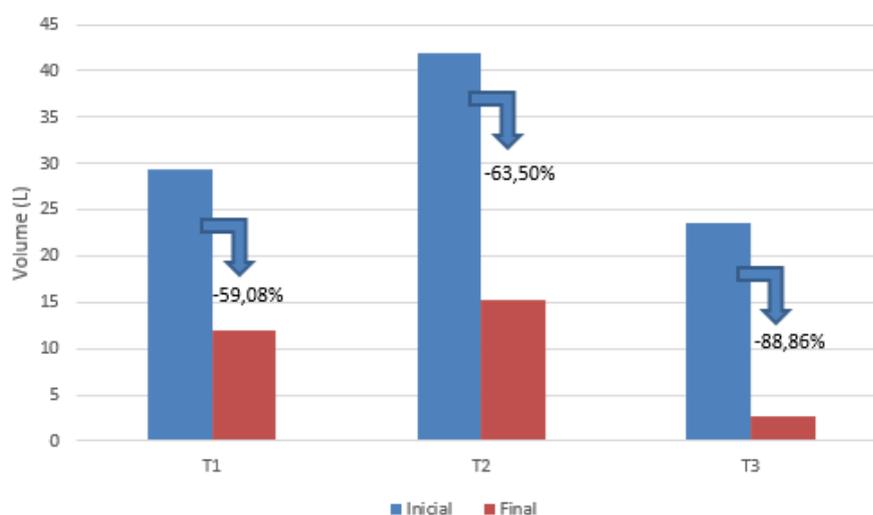


Figura 14 Redução de volume no processo de compostagem.

Guidoni et al. (2018) afirmaram que a redução de volume também pode estar relacionada à redução do tamanho das partículas dos resíduos alimentares por meio da biodegradação, resultando em menor quantidade de espaços vazios.

5.1.3 pH e CE

O pH é um dos parâmetros críticos que afetam as atividades bioquímicas que permitem a solubilidade mineral e a biodisponibilidade de nutrientes para os microrganismos (MAKAN; FADILI; OUBENALI, 2020). A variação do pH afeta a fitotoxicidade do composto devido a condições ácidas (< 5,5) e à presença de amônia (> 8,5) (BRINTON, 2000).

O pH de T1 e T2 diminuiu significativamente de 5,25 e 5,18 no dia 0 para 4,47 e 4,39 no 45º dia, de acordo com o apresentado na Tabela 14. Isso ocorreu devido à presença de ácidos orgânicos, que são produtos intermediários da degradação bacteriana de substratos facilmente degradáveis (LIN, 2008; CHEUNG, HUANG; YU, 2010). No entanto, o pH de T3 aumentou de 5,36 para 7,75, nesse período, o que pode ser devido à decomposição da matéria orgânica contendo nitrogênio em nitrogênio amoniacal, ou seja, ocorre neutralização pela amônia liberada durante a degradação de proteínas e outros compostos nitrogenados (LIN, 2008; CHEN et al., 2021; RAVINDRAN, et al., 2022).

Apesar de apresentarem valores de pH iniciais estatisticamente iguais, o pH final de T1, T2 e T3 comportaram-se de modo diferenciado, apresentando valores diferentes a 5% de probabilidade. O tratamento T1 tendeu à neutralidade, enquanto T3 apresentou tendência alcalina (pH = 7,61), indicando que os valores de pH evoluíram dentro de uma faixa estável. Esse resultado corrobora os dados de Le Pera, Sellaro e Bencivenni (2022), que em compostagem de resíduos alimentares e lodo, obtiveram pH final de 7,65.

Entre os três grupos de tratamento, o pH de T2 permaneceu estável em, aproximadamente, 4 e exibiu a menor faixa de variação, com resultado ácido aos 100 dias de processo.

Tabela 14 Variação de pH no processo de compostagem

Tratamentos	0 Dias	25 Dias	45 Dias	70 Dias	100 Dias
T1*	5,25de	4,64ef	4,47f	4,93def	6,58c
T2*	5,18de	4,66ef	4,39f	4,51f	4,42f
T3*	5,36d	7,14bc	7,75ab	7,87a	7,61ab

Notas: Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de significância pelo teste Tukey.

*Comparação realizada entre todos os tratamentos e tempos.

Considerando os padrões da Legislação Brasileira, determinados pela Instrução Normativa Nº 25/2009, do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRASIL, 2009), de pH mínimo 6,0 com tolerância até 5,4, o composto oriundo do tratamento T2 foi o único que esteve abaixo da norma estabelecida, demonstrando a imaturidade desse composto, mesmo aos 100 dias do processo.

Os demais índices ao final da compostagem ficaram no intervalo de 6,58 a 7,61 e estão dentro dos limites determinados pela referida norma. De acordo com Kiehl (1985), os valores abaixo de 6,0 são indesejáveis, entre 6,0 e 7,5 bons e acima de 7,5 ótimos. Portanto, conclui-se que o valor apresentado pelo composto T1 é considerado bom e o composto T3 estava ótimo, quanto ao pH.

Em T3, observa-se um padrão de pH neutro desde os 25 dias do processo de compostagem. Após 70 dias do processo, esse tratamento apresentou leve redução nos valores do pH. Resultados semelhantes foram encontrados por Zhang et al. (2016), que observaram declínio do pH nas fases tardias da compostagem, devido à nitrificação pelas bactérias. Sánchez-Monedero et al. (2001) encontraram reduções de pH na fase de maturação, depois da estabilização do material, os quais observaram correlações estatisticamente significativas entre os teores de N-NO_3^- , pH e CE, de modo a confirmar que a nitrificação foi responsável pela queda do pH e aumento da CE.

Essa mesma lógica pode ser observada no resultado de T3 obtido neste trabalho, a partir dos 70 dias de compostagem. Comparando os resultados de pH, NTK e CE nas amostras, observa-se redução de pH e aumento da concentração de NTK, porém a CE manteve-se estatisticamente estável. Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013) atribuíram a diminuição do valor do pH ao final da compostagem à humificação do material, pois esse processo gera radicais passíveis de serem desprotonados, como ácidos carboxílicos, que contribuem para a diminuição da basicidade das amostras.

O teor de sais solúveis no composto foi determinado por meio de condutividade elétrica. A CE é influenciada pela presença de elementos iônicos como K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , NO_3^- e alguns micronutrientes (LE PERA; SELLARO; BENCIVENNI, 2022). Além disso, como a forma de P mais presente no composto é a iônica (GAGNON et al., 2012), a CE também é influenciada pelos sais de P. Alta CE tem impacto negativo no crescimento das culturas, especialmente na germinação de sementes (YANG et al., 2021).

Paredes et al. (2002) afirmaram que a lixiviação de sais, devido à adição de água para controle da umidade em leiras de compostagem, leva à redução da variável CE ao longo do processo. Contrariando tal comportamento, neste experimento, a CE apresentou elevação ao longo do tempo, provavelmente pelo modo de condução do mesmo não possibilitar a lixiviação dos sais, como pode ser observado na Figura 15. O aumento da condutividade pode ser atribuído à liberação de componentes solúveis, como amônio, ácidos graxos voláteis, fosfato e potássio durante a decomposição e mineralização de substâncias orgânicas (ZHOU; SELVAM; WONG, 2018).

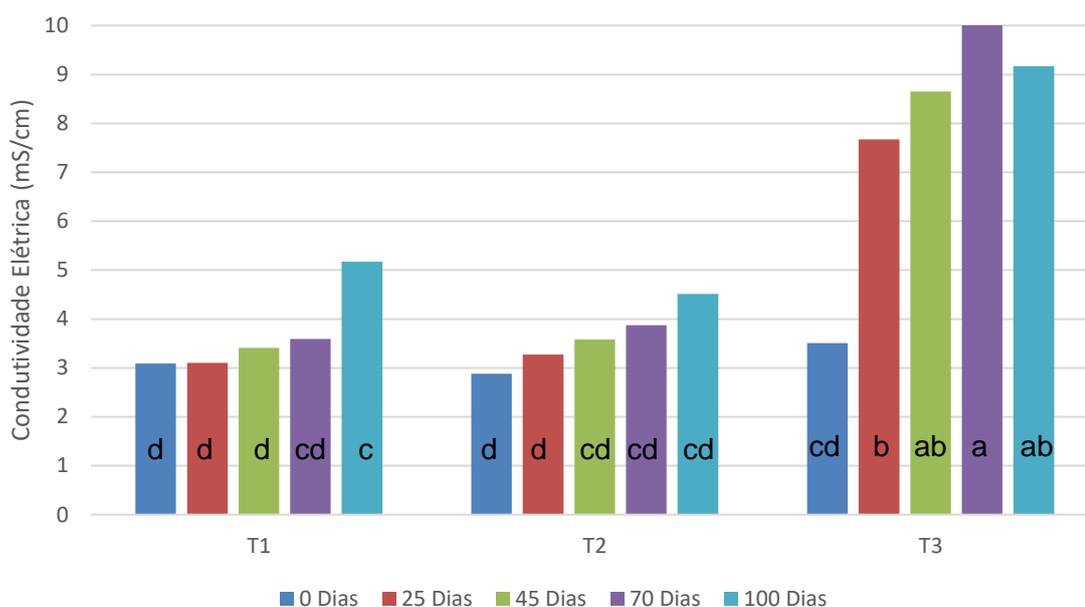


Figura 15 Variação de CE no processo de compostagem.

Os valores médios de condutividade foram significativamente maiores para o composto proveniente de T3 em relação aos demais ($p < 0,05$), o que pode afetar negativamente o crescimento das culturas. Esse comportamento, possivelmente, está relacionado à não lixiviação de sais, já que quantidades maiores de aparas de grama absorvem maior quantidade da água proveniente do resíduo alimentar e não houve formação de chorume neste tratamento.

Em particular, os valores médios de condutividade para T1 e T2 foram próximos a 5 mS/cm, geralmente considerado o valor limite que pode ser prejudicial às plantas (GONDEK et al., 2020). Esses resultados estão muito semelhantes aos encontrados por Le Pera, Sellaro e Bencivenni (2022) que, em compostagem de lodo e resíduos alimentares, obtiveram CE menores que 5 mS/cm, em geral.

A mudança no valor de CE é afetada principalmente pela lixiviação, mineralização e humificação da matéria orgânica durante a compostagem. Embora tenham sido encontradas pequenas flutuações, os valores de CE obtidos para os compostos finais de T1 e T2 ficaram dentro dos limites adequados para aplicações agronômicas, enquanto T3 extrapolou tais limites.

No presente trabalho, a alteração na CE de T3 seguiu um padrão de aumento súbito no estágio inicial e leve diminuição ao final. Ravindran et al. (2022) asseguraram que tal comportamento é devido à rápida degradação de substâncias orgânicas em compostos mais simples com a liberação de numerosos íons e perda de água por evaporação. Já a lenta diminuição e saturação na fase de finalização da compostagem ocorre devido à precipitação de sais minerais. Resultado semelhante foi encontrado pelos referidos autores.

Waqas et al. (2018) também afirmaram que a diminuição da CE ao final do processo ocorre devido à precipitação de sais e à volatilização de amônia.

Com relação aos valores de CE, o aumento observado ao final do processo de compostagem em T1 e T2 também está relacionado à perda de carbono, ou seja, ainda ocorreu degradação residual do COT mais lábil pelos microrganismos nesse período, o que causou concentração dos sais, aumentando a CE, tal resultado também foi observado por Costa et al. (2016), Niedzialkoski et al. (2019) e Niedzialkoski (2020).

5.1.4 Matéria orgânica (MO) e teor de umidade

A MO é um importante indicador da maturidade da compostagem (CHEN et al., 2021), pois é decomposta e transformada por microrganismos durante esse processo (CHEN et al., 2022). O composto orgânico é rico em matéria orgânica madura, que desempenha um papel importante na melhoria da fertilidade do solo, podendo reduzir a toxicidade de metais pesados, compostos aromáticos polares e corantes orgânicos (CHEN et al., 2022). A redução dos valores desse parâmetro ocorre devido à mineralização em fontes de carbono e nitrogênio pelo metabolismo microbiano (CHEN et al., 2021).

Na Tabela 15 são apresentados os valores de MO nos tratamentos T1, T2 e T3, em percentual. A concentração inicial é diferente em cada tratamento, dado que a quantidade de resíduos alimentares e aparas de grama ser diferente nos três tratamentos. No entanto, os valores são estatisticamente iguais, a 5% de significância.

Na primeira medição, o teor de matéria orgânica foi alto, com médias acima de 90%. Em ambos os tratamentos, o parâmetro ao longo do processo segue tendência de queda. Ao final do experimento, os percentuais de MO foram 74,59, 83,46 e 86,41% em T3, T1 e T2, respectivamente. Desses, o tratamento T3 foi o único que, ao final, apresentou diferença estatística, a 5% de probabilidade, com redução de MO mais acentuada que os demais. Guidoni et al. (2018), pesquisando o processo de compostagem de resíduos alimentares e casca de arroz, obtiveram entre 8 e 13% de redução da MO ao final de 60 dias, resultado corroborado pelos encontrados neste estudo.

A maior redução de MO foi observada para o tratamento T3, com 19,91% de diminuição em 100 dias, provavelmente devido à mistura inicial apresentar características ideais para o desenvolvimento microbiano e aceleração do processo, como pH e CE. Nesse caso, é possível afirmar que a maior intensidade de redução ocorreu em T3, assim como maior redução de massa seca e volume.

Tabela 15 Redução nos teores de MO e umidade no processo de compostagem

Tratamentos	MO (%)		% de Redução	Umidade (%)		% de Redução
	Inicial	Final		Inicial	Final	
T1	92,57a	83,46b	9,84	66,08	26,02	60,62
T2	91,33a	86,41b	5,39	70,10	46,91	33,08
T3	93,13a	74,59c	19,91	67,53	49,63	26,50

Notas: Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de significância pelo teste Tukey.

O teor de umidade está relacionado às propriedades químicas e físicas do material, atuando como um meio de transporte de nutrientes para a atividade microbiana. É um parâmetro importante na compostagem e os níveis recomendados para o desenvolvimento microbiano favorável estão entre 40% e 60% (GUIDONI et al., 2018). A presença de água no processo de compostagem dissolve os nutrientes no material, facilitando o metabolismo dos microrganismos, favorece a evaporação e a dissipação de calor, regulando a temperatura (LIU et al., 2021).

Conforme mostrado na Tabela 15, o teor de água de todos os tratamentos apresentou tendência de queda ao longo do período de compostagem, o que pode ser atribuído à decomposição da MO, à evaporação e à aeração do processo (LIU et al., 2021).

Ao final da compostagem, a umidade dos tratamentos T1, T2 e T3 foi de 26,02, 46,91 e 49,63%, respectivamente. A maior taxa de redução de umidade ocorreu em T1. Isso, provavelmente, se deve ao fato de que a mistura inicial favoreceu a aeração e a perda de água, promovendo maior atividade metabólica e maior taxa de utilização de água pelos microrganismos aeróbios (LIU et al., 2021). Kiehl (1985) propôs como bons os valores de umidade compreendidos entre 25 e 35% no composto curado. Apenas T1 apresentou valor nessa faixa.

Valores iniciais de umidade superiores a 70%, como observado em T2, podem dificultar as trocas gasosas e favorecer processos anaeróbios, que produzem maus odores e contribuem para a emissão de gases de efeito estufa (ONWOSI et al., 2017). Ao final do processo, de acordo com Kiehl (1985) os tratamentos T2 e T3 apresentaram resultados indesejáveis para o parâmetro umidade, maiores que 40%.

O teor de umidade não indica a bioestabilização do composto, porém a IN 25/2009 do MAPA (BRASIL, 2009) limita a umidade a 50%. Nesse caso, ambos os compostos estariam dentro do limite proposto.

5.1.5 Capacidade de troca catiônica (CTC), relação CTC:COT e relação C:N

A capacidade de troca catiônica se correlaciona à capacidade de adsorver ou reter cátions eletrostaticamente, não permitindo que os elementos sejam arrastados pelo efeito da água das chuvas que percolam e atravessam toda a região onde se localizam as raízes das plantas (SILVA, 2008). A análise de CTC é considerada um excelente e confiável parâmetro de acompanhamento da maturação do composto, pois à medida que se forma o húmus há aumento na capacidade de troca catiônica (KIEHL, 1998). No entanto, a Legislação Brasileira não estabelece valor mínimo para esse parâmetro.

A análise estatística comprovou que, no início do processo, todos os tratamentos apresentaram médias estatisticamente diferentes entre si, sendo a média de T2 a mais baixa e de T3 a mais elevada, conforme demonstrado na Tabela 16. Aos 25 dias de processo as médias aumentaram consideravelmente, com o maior aumento para T3 (92,3%), seguido de T1 (60%) e o menor aumento para T2, com 43,8%.

Tabela 16 Variação de CTC ($\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) no processo de compostagem

Tratamentos	0 Dias	25 Dias	100 Dias
T1	25g	40d	72,5a
T2	24h	34,5e	41d
T3	26f	50c	70b

Nota: Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de significância, pelo teste Tukey.

Passados 100 dias de processo, o maior valor de CTC foi encontrado no composto T1, seguido de T3, com médias estatisticamente diferentes entre si, a 5% de significância. O mais baixo valor foi apresentado pelo composto T2, seguindo a mesma lógica exibida por este composto em outros parâmetros, como o pH. O resultado de T2 aos 100 dias é estatisticamente semelhante ao resultado de T1 aos 25 dias de processo.

Quanto maior o grau de estabilização, maiores são os valores da CTC e da relação CTC:COT. Essas variáveis estão relacionadas ao grau de humificação da matéria orgânica (MO). De acordo com pesquisas desenvolvidas por Jiménez e García (1991) e por Bernal, Albuquerque e Moral (2009), o valor de CTC deve ser superior a $60 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os valores obtidos após 100 dias de estabilização, para T1 e T3, foram superiores a essa referência, 72,5 e $70 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 16). O tratamento T2 não atingiu o valor de referência ao final dos 100 dias de processo, indicando que a mistura não atingiu a estabilização, interferindo na qualidade do composto gerado.

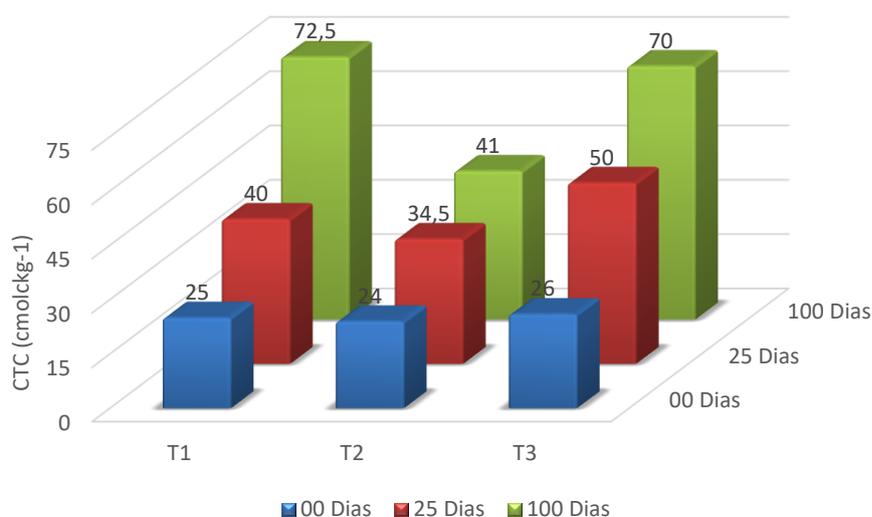


Figura 16 Aumento de CTC no processo de compostagem.

Roig et al. (1988) sugeriram a utilização da razão CTC:COT como índice de humificação com maior confiabilidade do que a relação C:N. Esses autores recomendaram o valor de 1,7 para a relação CTC:COT como referência para um bom índice de humificação de compostos orgânicos. O índice CTC:COT está significativamente correlacionado com outros índices de humificação e, portanto, pode ser considerado mais confiável que apenas a CTC individual.

Ao final do período de 100 dias, observou-se que os resultados de T1, T2 e T3 apresentaram diferença estatística entre si, a 5% de significância. O composto de T3 apresentou o maior índice entre os tratamentos, com relação de 1,62, o resultado de T1 foi de 1,49, ambos estão próximos do valor preconizado por Roig et al. (1988). No entanto, T2 apresentou o valor mais baixo, com relação igual a 0,82, ressaltando que a proporção de resíduos utilizada nesse tratamento não estava adequada e não possibilitou a humificação do material.

Tanto a CTC como o índice CTC:COT aumentaram significativamente à medida que o processo de degradação do material orgânico ocorria, conforme a Figura 17. Isso já era esperado, uma vez que tais variáveis estão relacionadas com o grau de humificação ou maturação do composto (KIEHL, 1998). Ao longo do processo, a maturação do material proporciona aumento no valor da CTC e a transformação do COT em dióxido de carbono, reduzindo, com isso, sua concentração.

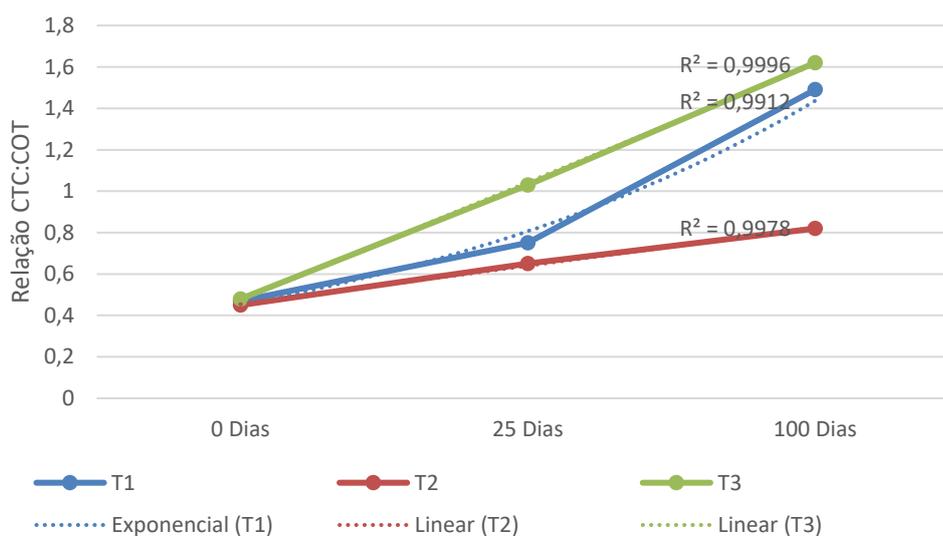


Figura 17 Aumento da relação CTC:COT no processo de compostagem.

Os resultados da relação CTC:COT apresentaram diferença, a 5% de significância. T3 apresentou o maior valor, T1 apresentou valor intermediário e T2 o menor índice, corroborando os demais dados deste estudo, em que T2 não obteve os valores preconizados para um composto curado. Os valores de COT ao final do processo ficaram de acordo com a IN 25/2009 do MAPA, que exige o valor mínimo de 15% (BRASIL, 2009).

Avaliando-se os valores de relação C:N, em conjunto com os de CTC de cada composto, observa-se que os compostos provenientes de T1 e T3 apresentaram maior redução na relação C:N, enquanto a CTC praticamente triplicou. Esses dados estão de acordo com resultados os obtidos por Harada e Inoko (1989) e Saharinen (1998), que correlacionaram o grau de maturidade de compostos à diminuição da relação C:N e ao aumento da CTC (Tabela 17).

O tratamento T2 apresentou a menor redução da relação C:N, menor índice de CTC, bem como relação CTC:COT abaixo do recomendado, demonstrando imaturidade do composto, mesmo aos 100 dias do processo de compostagem.

Nota-se que em ambos os tratamentos houve diminuição da relação C:N no final do processo. Porém o tratamento T2 apresentou o menor índice de redução. Acredita-se que tal comportamento seja devido às altas concentrações de nitrogênio e baixa relação C:N presentes inicialmente no material compostado, seguida de perda por volatilização da amônia ao longo do processo (PAIVA et al., 2013).

Tabela 17 Características iniciais e finais do processo de compostagem

Parâmetro		Inicial	Final	IN 25/2009 (MAPA)
COT (%)	T1	53,69 ± 0,18	48,41 ± 1,85	Mínimo 15%
	T2	52,98 ± 0,80	50,12 ± 1,07	
	T3	54,02 ± 0,50	43,26 ± 1,37	
Relação C:N	T1	14,98 ± 0,60	10,47 ± 1,00	Máxima 20
	T2	13,43 ± 0,11	11,82 ± 0,80	
	T3	19,00 ± 0,12	10,99 ± 0,47	
CTC (cmol _c /kg)	T1	25,00 ± 0,33	72,50 ± 0,72	CD
	T2	24,00 ± 0,12	41,00 ± 0,60	
	T3	26,00 ± 0,40	70,00 ± 0,38	
Relação CTC:COT	T1	0,47 ± 0,08	1,49 ± 0,39	CD
	T2	0,45 ± 0,07	0,82 ± 0,56	
	T3	0,48 ± 0,03	1,62 ± 0,27	

Notas: COT: carbono orgânico total; CTC: capacidade de troca catiônica; CD: conforme declarado.

A razão C:N inicial é um dos fatores mais importantes que influenciam a qualidade do composto. Em geral, relações C:N iniciais de 25 a 30 são consideradas ideais para compostagem (KUMAR; OU; LIN, 2010). O carbono é a fonte de energia primária dos microrganismos, enquanto o nitrogênio é um componente importante de proteínas estruturais no citoesqueleto, ácidos nucléicos e enzimas. Portanto, a relação C:N tem um impacto importante no crescimento e reprodução dos microrganismos e na qualidade dos compostos orgânicos (CERDA et al., 2018; CHEN et al., 2022).

Os resíduos de alimentos são classificados como resíduos ativos, com baixa relação C:N e alto teor de umidade (FAN et al., 2018). No entanto, alguns pesquisadores realizaram com sucesso o processo de compostagem com razões C:N iniciais mais baixas, entre 15 e 20. A compostagem com relações C:N iniciais mais baixas pode aumentar a quantidade de resíduo tratado, no entanto aumenta a perda de nitrogênio na forma de gás amônia (GUO et al., 2012).

A relação C:N é um parâmetro muito utilizado como indicador do término da degradação (ONWOSI et al., 2017), resultados entre 8 e 12 são considerados ótimos, de 12 a 18 são considerados bons e acima de 18 indesejáveis (KIEHL, 1985). Apesar de as relações C:N detectadas nos três compostos finais estarem no patamar ótimo, conforme Kiehl (1985) e de acordo com a IN 25/2009 (BRASIL, 2009). Nessas circunstâncias, a relação não se mostrou um bom parâmetro de avaliação do processo, tal como previsto primeiramente na metodologia, já que no início do processo encontrava-se abaixo do recomendado.

Fan et al. (2018) afirmaram que como a relação C:N é altamente afetada pela composição da matéria-prima inicial, outros parâmetros também devem ser monitorados para indicar a maturidade do composto.

5.1.6 Caracterização química dos compostos: macro e micronutrientes

Os compostos orgânicos são fontes de nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, entre outros. As concentrações iniciais e finais dos macronutrientes e do carbono orgânico de cada composto estão apresentadas na Tabela 18.

O carbono orgânico total (COT) apresentou redução, comparando-se o início do processo com o final, e o valor final se encontra de acordo com a IN 25/2009 (BRASIL, 2009). A redução do COT no processo de compostagem está relacionada à intensa atividade dos microrganismos, já que o carbono é o principal elemento para atender às necessidades de energia dos microrganismos (CERDA et al., 2018). Para Guo et al. (2012), outra importante fonte de perda de carbono é a transformação em CO₂, seguida da emissão de CH₄ e outros compostos orgânicos voláteis, como metil mercaptano e dimetil sulfeto.

Os tratamentos 3 e 1, respectivamente, apresentaram as maiores taxas de redução de COT, provavelmente, as proporções de resíduos alimentares e aparas de grama utilizadas nesses tratamentos favoreceram a diversidade e a riqueza da comunidade microbiana, aumentando assim a taxa de degradação da matéria orgânica (CHEN et al., 2022).

Tabela 18 Características iniciais e finais do processo de compostagem

Parâmetro		Inicial	Final	IN 25/2009 (MAPA)
COT (%)	T1	53,69 ± 0,18	48,41 ± 1,85	Mínimo 15%
	T2	52,98 ± 0,80	50,12 ± 1,07	
	T3	54,02 ± 0,50	43,26 ± 1,37	
N (%)	T1	3,59 ± 0,13	4,64 ± 0,31	Mínimo 0,5%
	T2	3,95 ± 0,03	4,25 ± 0,33	
	T3	2,84 ± 0,01	3,94 ± 0,07	
P (%)	T1	0,12 ± 0,01	0,38 ± 0,06	CD
	T2	0,12 ± 0,02	0,27 ± 0,02	
	T3	0,15 ± 0,01	0,65 ± 0,05	
K (%)	T1	0,80 ± 0,60	0,99 ± 0,06	CD
	T2	0,71 ± 0,11	0,70 ± 0,12	
	T3	1,18 ± 0,12	2,22 ± 0,09	

Notas: COT: carbono orgânico total; N: nitrogênio total; P: fósforo; K: potássio; CD: conforme declarado.

O nitrogênio é essencial para as plantas, uma vez que está presente em biomoléculas (ATP, NADH, NADPH, clorofila, enzimas e proteínas) responsáveis pelo crescimento, desenvolvimento e produtividade dos vegetais (DEUNER et al., 2008; FAN et al., 2018; UGAK et al., 2022).

O teor inicial de nitrogênio dos três grupos aumentou com o acréscimo da proporção de alimentos na compostagem. Os teores iniciais de N foram de 3,59, 3,95 e 2,84%, para T1, T2 e T3, respectivamente. Inicialmente, nenhuma diferença significativa no teor de nitrogênio foi encontrada entre T1 e T2. As misturas apresentaram quantidade semelhante de

N, enquanto foi significativamente menor em T3. Ambos os valores são altos, quando comparados a outros estudos de compostagem com resíduos alimentares, como o teor inicial de N igual a 1,2%, encontrado por Lin (2008) e 1,06%, no estudo de Ugak et al. (2022).

A concentração mais acentuada deste experimento, provavelmente tem relação com o tipo de alimento que estava presente na mistura inicial, já que os tratamentos com maiores proporções de resíduos alimentares apresentaram também maiores concentrações de N.

Após 100 dias de compostagem os três valores diferiram estatisticamente, a 5% de significância. Os teores de N aumentaram para 4,64, 4,25 e 3,94%, com percentual de aumento de 29,24%, 7,59% e 38,73% em T1, T2 e T3, respectivamente (Figura 18).

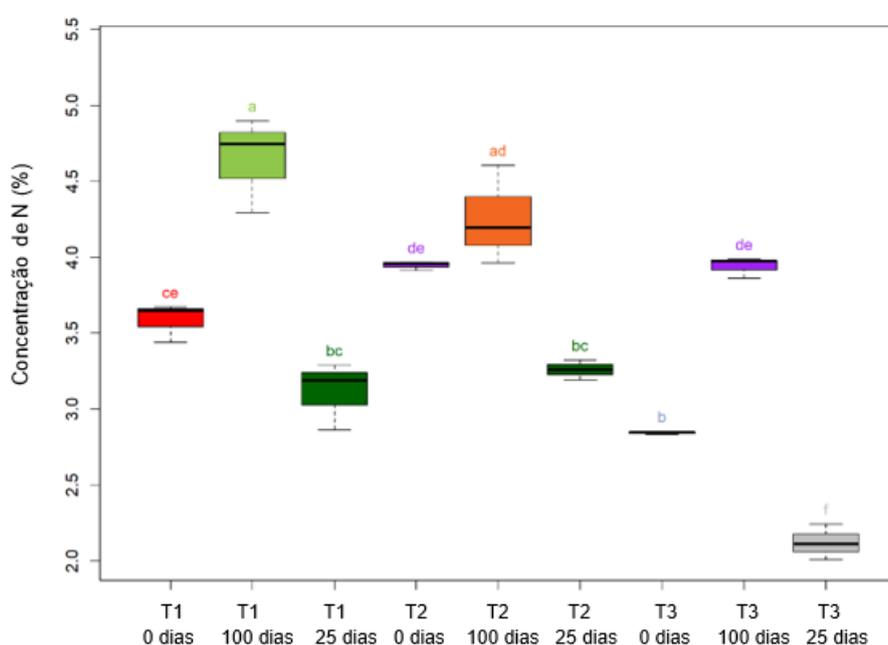


Figura 18 Aumento da concentração de nitrogênio (%) no processo de compostagem.

O aumento dos teores de N, P e K durante o processo de compostagem pode ser causado pelo efeito da concentração, devido à maior taxa de perda de carbono orgânico, quando comparada à taxa de perda de N, P e K. Assim, os teores de N, P e K contidos no composto são elevados. Essa é também a razão pela qual a relação C:N diminui para o composto com o aumento da maturidade (LIN, 2008).

A concentração de nitrogênio total final se apresentou dentro dos limites determinados pela IN 25/2009 (mínimo 0,5%) (BRASIL, 2009). Porém, considerando os percentuais de aumento no teor de N, pode-se concluir que o composto proveniente de T2 apresentou a menor taxa de decomposição, pois obteve o menor aumento na concentração de N, seguindo o mesmo padrão de outros parâmetros utilizados para verificar a maturidade e estabilização dos compostos, como pH, CTC e CTC:COT.

Dados que corroboram os obtidos por Fan et al. (2018), que sugeriram que quanto maior a concentração de N no composto final, maior também foi a perda de carbono como CO₂ e a atividade das bactérias fixadoras de nitrogênio durante a compostagem.

Os resultados de N deste estudo atingiram uma faixa considerada alta e estão acima dos resultados citados por Fan et al. (2018), de 2,1% de N final em composto proveniente de resíduos alimentares compostados por 56 dias, e Zahrim et al. (2021), que encontraram 2,5% em composto de resíduos de alimentos e folhas secas, após 40 dias de processo. Fan et al. (2018) e Ugak et al. (2022) afirmaram que o composto orgânico necessita de concentração mínima de 1% de N para exercer capacidade fertilizante.

Os nutrientes P e K são essenciais para o crescimento das plantas (FAN et al., 2018; UGAK et al., 2022). O fósforo é um nutriente importante para o crescimento das raízes e desempenha um papel crítico no metabolismo das plantas (FAN et al., 2018). A faixa típica para o fósforo disponível, expresso como P₂O₅, está entre 0,2 e 2,0% (HITMAN et al., 2013). O fósforo também é consumido pelo metabolismo microbiano durante o processo de compostagem (UGAK et al., 2022). No presente estudo, os teores de P iniciais foram de 0,12% para T1 e T2 e de 0,15% para T3, estatisticamente semelhantes, a 5% de probabilidade.

Por outro lado, as concentrações finais de P aumentaram, em relação aos valores iniciais, para 0,38, 0,27 e 0,65% em T1, T2 e T3, respectivamente. Todos os tratamentos apresentaram diferença significativa no teor de fosfato, sendo a maior média encontrada em T3, enquanto T2 apresentou o menor valor. O tratamento T3 apresentou resultado semelhante ao encontrado por Lin (2008), de 0,6% após 60 dias de compostagem.

Ambos os tratamentos alcançaram resultados superiores a Ugak et al. (2022), que obtiveram percentual de 0,07% de P para composto de resíduos alimentares após 40 dias. O teor de P, dos três tratamentos avaliados, estão dentro do limite estabelecido por Hitman et al. (2013). T3 foi o tratamento que apresentou o maior percentual de aumento de concentração.

O potássio é indispensável para produzir proteínas e carboidratos, além de regular os níveis de água dentro das células vegetais (FAN et al., 2018). O valor inicial de K foi estatisticamente igual para T1 e T2, sendo 0,80 e 0,71%, respectivamente. O tratamento T3 apresentou valor superior, com 1,18%. Ao final do processo houve incremento na concentração de T1 e T3, os valores subiram para 0,99 e 2,22%, respectivamente. O tratamento T2 não apresentou variação estatística ao final do processo. Os valores de K dos tratamentos 1 e 2 se mantiveram na faixa preconizada por Fan et al. (2018), de 0,4 até 1,1%, enquanto T3 gerou um composto mais rico em potássio, ultrapassando tal recomendação.

Assim como o fósforo, o potássio apresentou o maior valor para T3. Os resultados de T1 e T2 deste estudo estão abaixo dos encontrados por Lin (2008), que em 30 dias de

compostagem de resíduos alimentares, obteve 1,3% e em 60 dias obteve 1,4% de K, enquanto T3 está acima destes valores. Ambos os tratamentos apresentaram resultado de K maiores que os encontrados por Zahrim et al. (2021), que pesquisaram o processo de compostagem de resíduos alimentares e encontraram, ao final de 40 dias, 0,005% de K.

Não houve grandes variações nas concentrações de Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd e Na entre os três tratamentos submetidos à compostagem. Ao final do processo, houve aumento significativo no teor de Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, sendo que Ca, Fe e Mn tiveram os maiores acréscimos. O resultado dos elementos Ca, Cu, Fe, Mn (T1 e T2) e Zn apresentaram menores percentuais que a pesquisa de Cardoso et al. (2022), enquanto Mg e Mn (de T3) apresentaram resultado superior ao estudo dos referidos autores. O aumento na concentração dos elementos pode ser explicado pelo efeito da concentração mineral durante o processo de decomposição da matéria orgânica e perda de massa do substrato (CARDOSO et al., 2022).

Apenas Zn sofreu redução no teor e o Na se manteve estável. As baixas concentrações de Cu, Cd e Zn, no composto final, indicam que o produto pode ser utilizado para fins agrícolas (EZEMAGU et al., 2021).

Verificando os valores finais, pode-se inferir que o composto orgânico oriundo de T1 está de acordo com os padrões mínimos exigidos pela IN 25/2009 (MAPA) para comercialização, a saber: $N \geq 0,5\%$; $pH \geq 6,0$; $C \geq 15,0$; $C:N \leq 20$ (BRASIL, 2009). Os teores de P, K e CE, porém, não apresentam valores mínimos na referida norma. O composto proveniente de T3 apresentou os parâmetros dentro do limite para comercialização exigidos pela instrução normativa do MAPA. Porém, a CE ficou acima do valor máximo sugerido por autores para a germinação de sementes, que é de 5 mS/cm, de acordo com Gondek et al. (2020).

Por meio dos parâmetros avaliados, pelos valores exigidos pela IN 25/2009 (MAPA) e por pesquisadores da área, pode-se inferir que T2 não alcançou a estabilidade e maturação do material após os 100 dias do processo, pois, os resultados das análises não estão dentro dos limites indicados.

A produção de composto maturado a partir de resíduos alimentares continua a ser um desafio por razões relacionadas às suas características, altamente variáveis consoante a sua composição. A composição dos resíduos alimentares, porém, depende da fonte e dos hábitos de consumo (UGAK et al., 2022).

5.1.7 Análise multivariada na compostagem

Para a análise conjunta dos resultados obtidos na caracterização química e físico-química dos compostos fez-se uso de análise multivariada, por meio da ferramenta estatística ACP. Na análise de componentes principais, de acordo com o critério de Kaiser, as duas primeiras componentes principais, CP1 e CP2, foram consideradas as mais significativas e representaram 93,86% da variância total das variáveis mensuradas. Essas duas componentes exibiram a relação entre as variáveis e a posição de cada composto, conforme suas características químicas e físico-químicas, como pode ser observado na Figura 19. As variáveis que mais contribuíram para a variância da componente 1 foram COT (%), MO (%), Cinzas (%), P (%), K (%), CTC:COT, CE e CTC. As variáveis que mais contribuíram para a variância da componente 2 foram N (%) e a relação C:N.

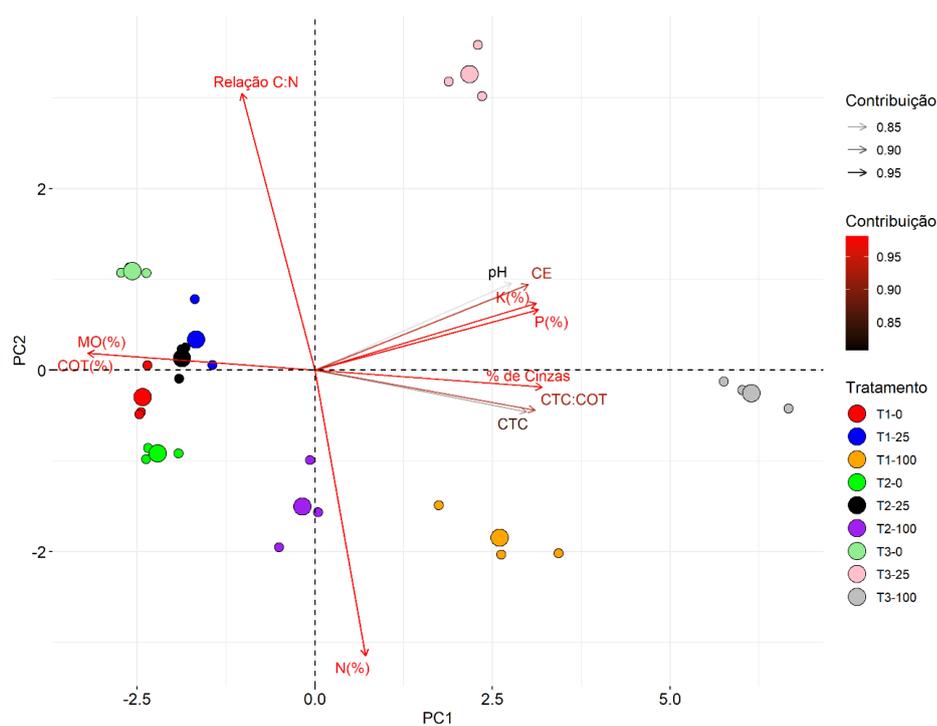


Figura 19 Gráfico biplot com *loadings* de representação da contribuição das variáveis na determinação de duas componentes principais (CP1 e CP2) e scores dos tratamentos.

Os tratamentos mostram uma separação acentuada na observação das dimensões 1 e 2. A CP1 explica 74,6% dos dados e permitiu separar os compostos em dois grupos, sendo que o primeiro incluiu as amostras à direita do gráfico (T1-100 dias, T3-25 dias e T3-100 dias) e o segundo, as amostras à esquerda (T1-0 dias, T2-0 dias, T3-0 dias, T1-25 dias, T2-25 dias e T2-100 dias). Assim, há uma variação nas características físico-químicas dos compostos, em relação ao tempo de compostagem (0, 25 e 100 dias). Também é possível observar

dispersão entre as amostras associadas ao tempo final do processo (100 dias), sugerindo heterogeneidade dos compostos.

O comportamento dos *scores* e *loadings*, exibido na Figura 19, permite inferir que as variáveis capazes de agrupar os compostos à esquerda são o percentual de carbono orgânico total (COT) e de matéria orgânica, além da relação C:N. Enquanto os compostos da direita são as demais variáveis, principalmente as relacionadas à maturidade do composto (CTC, CTC:COT, % de cinzas). Essa constatação sugere que a maior proporção de alimento entre os tratamentos não favoreceu o processo de compostagem, pois o aumento de pH e a redução na concentração de carbono e de matéria orgânica são parâmetros que indicam o bom desenvolvimento do processo de compostagem (UGAK et al., 2022). Essa tendência não foi encontrada em T2, ao final do processo.

Nesse sentido, a região positiva do eixo CP1 (Figura 19, lado direito do gráfico biplot) evidencia os compostos com tendência a apresentar maior relação com altos valores das variáveis CE, K, P, Cinzas, CTC:COT e CTC, obtidos com os compostos de T1 e T3 aos 100 dias de processo e T3 aos 25 dias de processo, sendo o T3-100 o tratamento que apresenta os maiores valores. Consequentemente, esses tratamentos apresentam as menores porcentagens de COT, MO e relação C:N. Isso ocorre porque, ao longo do processo de compostagem, o COT é gradativamente reduzido devido à perda de carbono como CO₂ e pela biodegradação contínua da matéria orgânica. Essas características estão relacionadas à maturação do composto e humificação da matéria orgânica (FORNES et al., 2012; DORES-SILVA, LANDGRAF, REZENDE, 2013; UGAK et al., 2022).

Por outro lado, os compostos obtidos por meio dos tratamentos T1-0 dias, T1-25 dias, T2-0 dias, T2-25 dias e T3-0 dias, situados na região negativa do eixo CP1 (lado esquerdo, Figura 19), exibem tendência a apresentar maior relação com altos valores das variáveis MO e COT, relacionados à imaturidade do material, sendo T3-0 dias o tratamento que apresentou os maiores valores.

Na dimensão 2, 19,30% da variância dos dados foram explicados e contribuíram com a interpretação das variáveis relação C:N e N (%). Os tratamentos T1-25 dias, T2-25 dias, T3-0 dias e T3-25 dias exibiram tendência a apresentar os maiores valores de relação C:N, sendo T3-25 dias o tratamento a apresentar o maior valor. Além disso, os resultados revelaram comportamento oposto em relação à variável N (%). Zhou, Selvam e Zong (2018), em compostagem de resíduos alimentares e ervas medicinais, concluíram que o teor total de nitrogênio diminuiu acentuadamente em meados do processo, devido à perda de amônia sob condição de alta temperatura e utilização microbiana para seu metabolismo. Posteriormente, os teores de N aumentaram gradativamente até o final da compostagem, devido à redução da perda de NH₃, temperatura mesófila e menor degradação de orgânicos.

Os tratamentos T1-0, T1-100, T2-0, T2-100 e T3-100 exibiram tendência a apresentar os maiores valores da variável N (%). O tratamento T1-100 foi o grupo que apresentou o maior valor e conduta oposta em relação à variável relação C:N. Tal resultado era esperado para ambos os tratamentos ao decorrer de 100 dias, uma vez que os materiais carbonáceos foram decompostos em CO₂, reduzindo a massa da matriz de composto, conseqüentemente, os teores de nitrogênio foram concentrados (ZHOU; SELVAM; WONG, 2018).

A correlação negativa da relação C:N, em função de N (correlação muito alta e quase perfeita, $r = -0,97$), refletiu a influência do processo de compostagem sobre as características químicas dos compostos produzidos (Figura 20). Na fase final são gerados compostos com menor teor de COT e maior concentração de N (ZHOU; SELVAM; WONG, 2018). Assim como a CTC está inversamente relacionada ao percentual de COT e MO, com alta correlação negativa ($r = -0,86$) pois os valores elevados de CTC podem estar relacionados ao maior grau de maturidade e ao aumento de substâncias húmicas no composto. À medida que o processo de compostagem avança, a formação de substâncias húmicas é favorecida, aumentando o teor de compostos carboxílicos e grupos fenólicos (LÓPEZ et al., 2021).

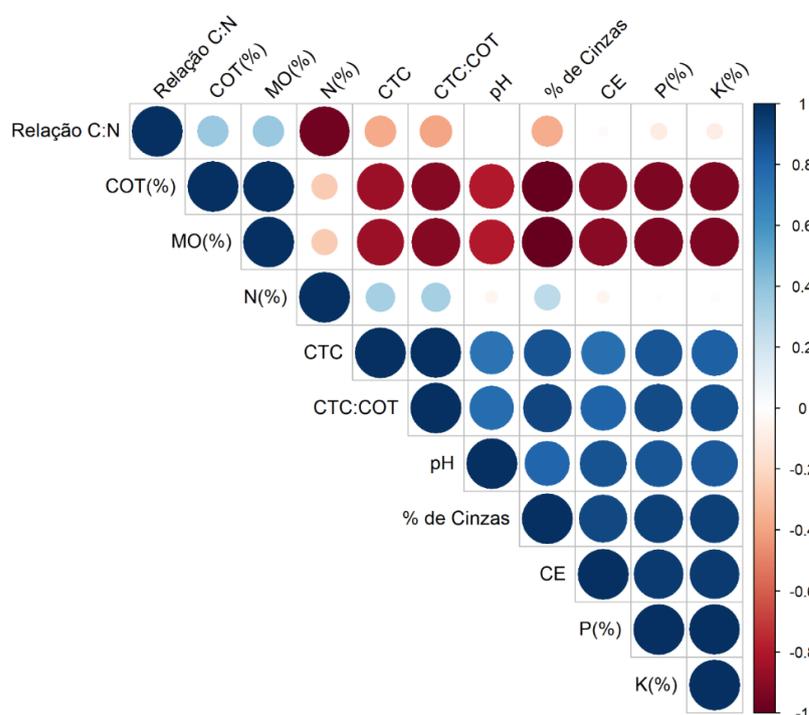


Figura 20 Gráfico de correlação entre as variáveis da compostagem.

Nota: Tamanho e coloração dos círculos representam a força e o sentido da correlação, respectivamente.

A análise de correlação de Pearson também mostrou que existe forte correlação negativa entre os macronutrientes P e K em relação ao COT ($r = -0,93$), apontando para a mineralização das formas orgânicas de P e K ao longo do processo. Resultado semelhante

foi encontrado por López et al. (2021), em trabalho sobre as propriedades físico-químicas de compostos e vermicompostos.

Para proceder a análise da maturação do composto orgânico, além da variação de temperatura, pode-se considerar a correlação de diferentes parâmetros como pH, CE, relação C:N, CTC e relação CTC:COT. Confirmando os demais dados deste estudo, os parâmetros de T2 evidenciaram a não maturação desse composto, sugerindo que a maior proporção de alimentos foi desfavorável à evolução de processo e à maturação dos resíduos.

Por meio da análise de amostras em diferentes tempos de compostagem foi possível perceber a evolução da estabilização da matéria orgânica durante o processo nos tratamentos T1 e T3. De fato, a diminuição da relação C:N levou ao aumento da CTC à medida que o processo de compostagem progrediu (LÓPEZ et al., 2021), enquanto foi observado aumento linear da CTC, em função dos macronutrientes P e K, quando amostras destes compostos maduros foram analisadas.

5.1.8 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Para a identificação dos grupos funcionais presentes na estrutura dos compostos orgânicos, pode-se contar com a análise de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) (BRIGHENTI; REIS; REIS, 2010). Essa técnica foi desenvolvida como ferramenta para caracterização de amostras por meio da determinação quantitativa e simultânea de componentes orgânicos, incluindo ligação química e conteúdo orgânico do material, por exemplo: proteínas, carboidratos e lipídios (NANDIYANTO; OKTIANI; RAGADHITA, 2019). Assim, pode auxiliar na compreensão das mudanças estruturais da matéria orgânica ao longo do processo de compostagem, auxiliando na verificação da qualidade dos compostos (EL OUAQOUDI et al., 2015).

O espectro de interesse neste estudo é o infravermelho médio, que pode ser dividido em quatro regiões: região de ligação simples ($4000-2500\text{ cm}^{-1}$), região de ligação tripla ($2500-2000\text{ cm}^{-1}$), região de ligação dupla ($2000-1500\text{ cm}^{-1}$) e região da impressão digital ($1500-500\text{ cm}^{-1}$) (NANDIYANTO; OKTIANI; RAGADHITA, 2019). Uma comparação dos espectros de infravermelho dos compostos orgânicos entre os estágios inicial e final da compostagem foi realizada e as principais bandas de absorção foram demonstradas nas Figuras 21a e 21b.

A atribuição e interpretação dos sinais de transmitância, na região de $4000\text{ a }400\text{ cm}^{-1}$, foram realizadas de acordo com Fang, Wei e Liu (2016) e Nandiyanto, Oktiani e Ragadhita (2019). Os espectros das amostras iniciais apresentaram aspectos muito similares, com picos

característicos em determinadas regiões, variando de intensidade, mas com poucas variações nas frequências de transmitância em ambos os tratamentos, como pode ser observado na Figura 21a.

Os espectros apresentaram bandas características de grupos fenólicos e carboxílicos. De modo geral, a análise dos compostos no início do processo de compostagem apresentou banda forte e larga, na região de 3550-3200 cm^{-1} , centrada em aproximadamente 3400 cm^{-1} , que pode ser atribuída ao estiramento O-H e corresponde a vários grupos contendo OH fenólico. Picos em 2924 e 2851 cm^{-1} ocorreram devido a estiramentos simétrico e assimétrico, respectivamente, de C-H cíclico e alifático, quanto menor a intensidade do pico, maior o grau de humificação do material.

Há também uma banda localizada na região de 1643-1590 cm^{-1} , relacionada às estruturas aromáticas C=C e C=O. Os estiramentos C=O de grupos carboxílicos e estiramento assimétrico C=O dos carboxilatos indicam alta concentração de grupos carboxílicos. Nessa região, a estrutura complexa de bandas também recebe contribuição da deformação N-H e do estiramento C=C aromático. Nesse caso, de maneira oposta às cadeias alifáticas, quanto mais forte a intensidade da banda das estruturas aromáticas, maior o grau de humificação do composto. Em 1037 cm^{-1} o pico está associado a -C-O-C de carboidratos, éteres aromáticos e agrupamentos de Si-O-C. O pico próximo de 500 cm^{-1} é denominado zona de impressão digital. As bandas encontradas estão de acordo com trabalhos feitos anteriormente por Niedzialkoski et al. (2019) e Niedzialkoski (2020).

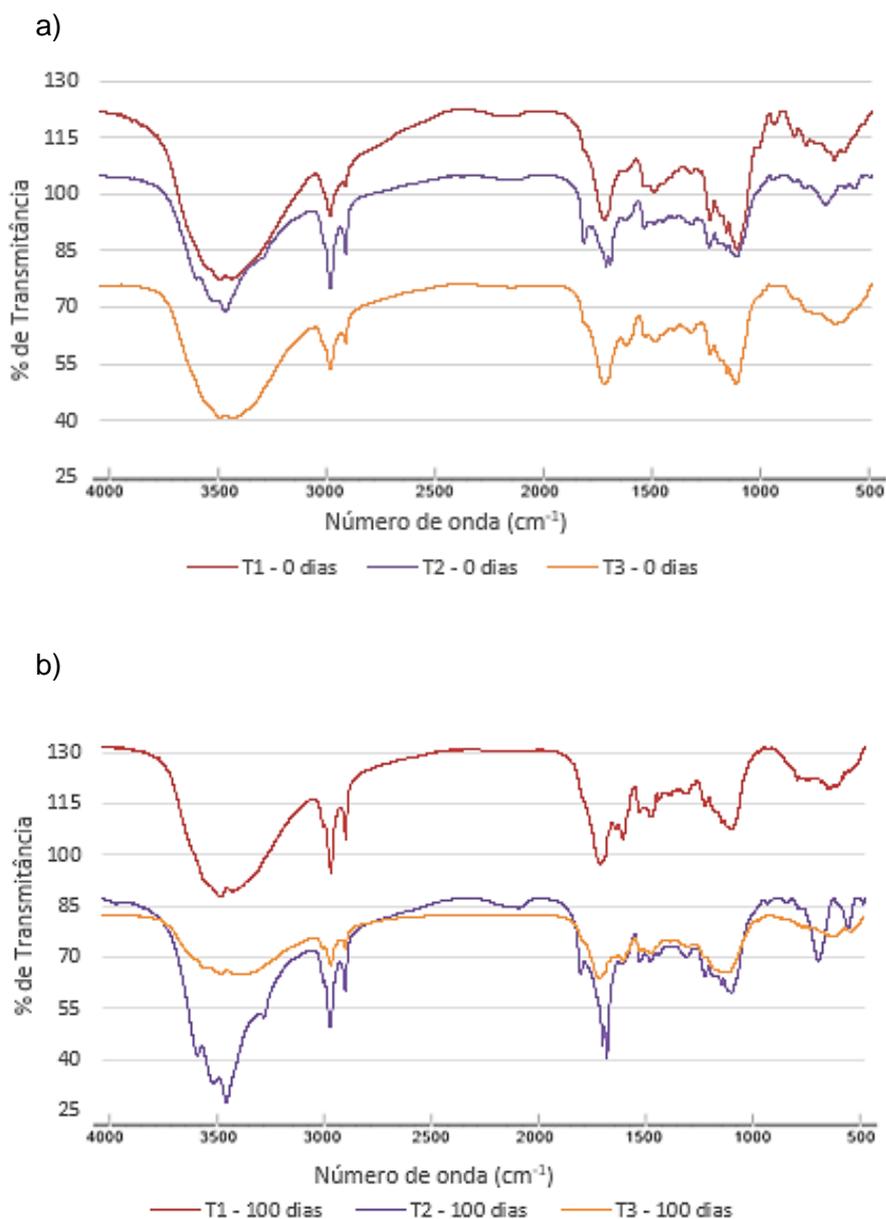


Figura 21 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm⁻¹) dos tratamentos de compostagem: espectros referentes ao início do processo (a) e espectros referentes ao final do processo (b).

Nenhuma propriedade isolada indica o grau de maturação de materiais orgânicos. A maturação deve ser avaliada por meio de dois ou mais parâmetros (CERDA et al., 2018). Analisando os espectros de cada tratamento, ao início e ao final do processo, e comparando-os aos demais parâmetros analisados, pode-se inferir que T2 não alcançou a maturidade do material, corroborando os demais dados deste estudo (Figura 22b).

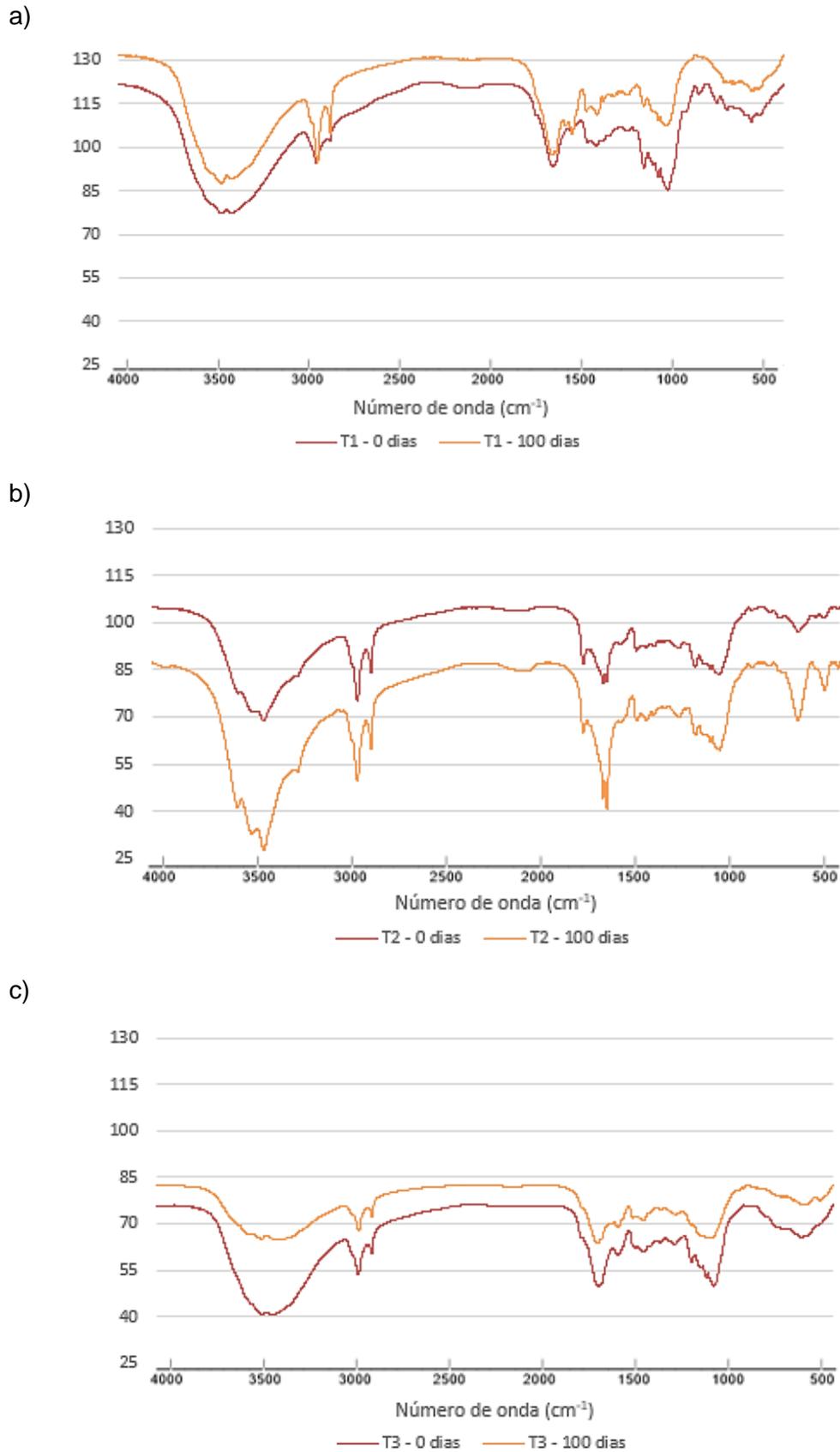


Figura 22 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) do início e final do processo de compostagem: espectros inicial e final de T1 (a), espectros inicial e final de T2 (b) e espectros inicial e final de T3 (c).

Mudanças significativas dos espectros de FTIR foram observadas ao comparar as amostras iniciais e finais dos compostos. Isso indica a ocorrência de degradação da matéria orgânica durante a compostagem (Figuras 22a, 22b e 22c). A partir do processo de humificação da matéria orgânica, os grupos funcionais (fenólicos, aromáticos e fúlvicos) são formados. Esse material orgânico é constituído por C, H, O, N, S e P. Nele estão presentes frações estáveis, denominadas substâncias húmicas. Com exceção de T2, houve diminuição na intensidade e área da região em torno de 3400 cm^{-1} , que pode estar associada à biodegradação de amins (KHATUA et al., 2018).

Em T3 o material proveniente do estágio inicial tem bandas de absorção mais fortes em 2924 e 2851 cm^{-1} , com o grupo funcional atribuído à ligação alifática C-H, como mostrado na Figura 22c. Esses grupos funcionais foram diminuídos à medida que o processo de compostagem avançou. Observando o ponto de 2920 cm^{-1} de T2, nota-se maior intensidade nessa região, indicando maior presença de compostos alifáticos, ou seja, baixo grau de decomposição do material. Quanto mais estabilizado ou maturado, os compostos orgânicos tendem a apresentar menor intensidade de absorbância na faixa de 2920 cm^{-1} (KHATUA et al., 2018; KONG et al., 2018).

Ao final do processo, o caráter aromático de C=C em torno de 1600 cm^{-1} aumentou significativamente em T1. Esses achados são comparáveis ao estudo de Baddi et al. (2004), em que ocorreram mudanças semelhantes que ilustram a perda de estrutura alifática, amino, lipídica e polissacarídica, a partir de resíduos alimentares, levando à formação de estruturas aromáticas com maior estabilidade. Kong et al. (2018) afirmaram que absorbância elevada nessa faixa indica maior presença de carbono aromático, confirmando que a mineralização da MO ocorreu de forma mais intensa. Apesar de apresentar indícios de imaturidade, T2 também apresentou aumento significativo na intensidade dos sinais na banda em torno de 1600 cm^{-1} , provavelmente a existência de carboxilatos nessas amostras, que também absorve nessa faixa, leva à superestimação da absorção dos grupos aromáticos (CASTILHOS et al., 2008). O índice de aromaticidade confirma essa hipótese, pois o menor valor de aromaticidade foi obtido nessa amostra (Tabela 19).

Tabela 19 Índice de aromaticidade ao final do processo de compostagem

Parâmetro	T1	T2	T3
IA	1,02	0,80	0,94

Nota: IA: Índice de aromaticidade.

O índice de aromaticidade (IA) consiste na razão entre a intensidade de absorção em 1620 e 2920 cm^{-1} . Além da interpretação do espectro como um todo, esse índice pode ser utilizado para determinar o grau de mineralização da matéria orgânica no processo de compostagem (CHEFETZ et al., 1996), porquanto pode fornecer informações relacionadas ao

carbono aromático e alifático, respectivamente, que indicam estabilização ou não de compostos orgânicos. Nesse caso, observa-se que o IA de T2 é inferior aos demais tratamentos. Portanto, pode-se inferir que houve maior mineralização da matéria orgânica nos tratamentos 1 e 3.

5.2 Vermicompostagem

5.2.1 Temperatura

A temperatura ambiente e as variações de temperatura nos tratamentos, durante o processo de vermicompostagem, estão apresentadas na Figura 23. Os tratamentos com resíduos crus (T1, T2 e T3) apresentaram maior variabilidade de temperatura, em relação aos tratamentos com resíduos pré-compostados (T4, T5 e T6) e à temperatura ambiente, especialmente, no início do processo de vermicompostagem. No dia da montagem do experimento, a temperatura média dos vermireatores de T1 e T2 alcançou 39,9 °C e 39,3 °C em T3, sendo as maiores médias registradas durante todo o experimento. Segundo Fornes et al. (2012), o manejo da vermicompostagem deve ser realizado em uma faixa estreita de temperatura, de 25 a 40 °C. Temperaturas acima de 40 °C não são toleradas pelas minhocas, pois esse fator é extremamente prejudicial ao seu metabolismo.

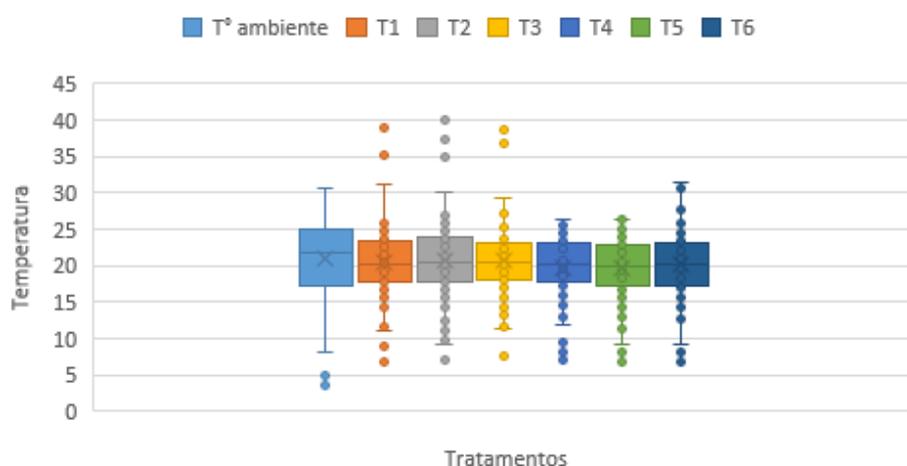


Figura 23 Média da temperatura ambiente e dos seis tratamentos de vermicompostagem.

A temperatura mais elevada nos primeiros dias do experimento, nos vermireatores dos tratamentos crus, pode explicar o fato de as minhocas permanecerem no refúgio por mais tempo, em comparação aos tratamentos pré-compostados. A partir do 14º dia, as temperaturas dos vermireatores se aproximaram da temperatura ambiente, tendo poucas oscilações.

5.2.2 Redução de massa seca e volume

Durante o processo de vermicompostagem as minhocas e microrganismos utilizam o carbono do substrato como fonte de energia, havendo consumo e liberação de CO₂, por meio de processos oxidativos ocorridos durante a respiração (RAJPAL et al., 2012). A decomposição do carbono por minhocas e microrganismos indica a perda de massa seca e consequente perda de volume.

Na Figura 24 está apresentado o balanço de massa, assim como o percentual de redução de matéria seca para cada tratamento. As médias das reduções de massa seca foram similares nos tratamentos realizados com resíduos crus e com resíduos pré-compostados por 25 dias, variando de 76 a 82%.

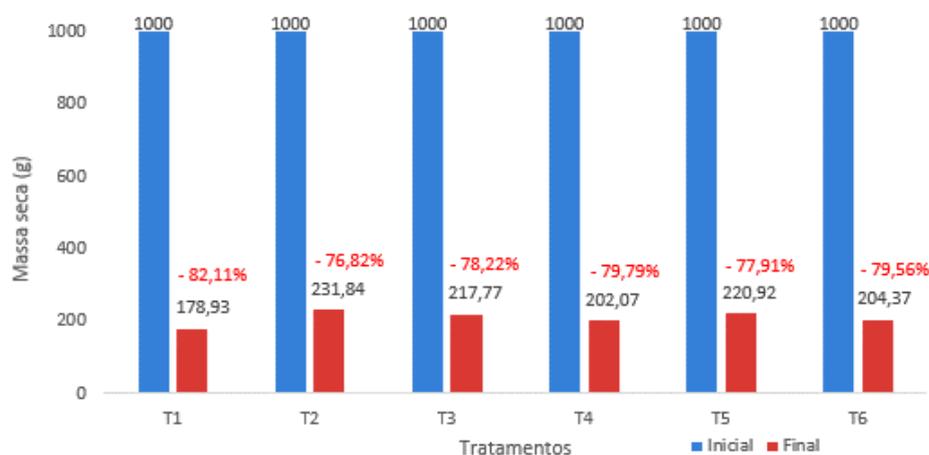


Figura 24 Redução de massa seca no processo de vermicompostagem.

A semelhança na redução de massa seca entre os tratamentos pode ser explicada pela utilização dos mesmos substratos, variando apenas a sua proporção e a presença ou não de pré-tratamento. Yu et al. (2022) afirmaram que a taxa de degradação da matéria orgânica é significativamente afetada pelo substrato utilizado, com provável efeito no microbioma intestinal das minhocas e que processos de vermicompostagem desenvolvidos com o mesmo material provoca não variabilidade nos componentes da matéria orgânica

sujeita à degradação, proporcionando padronização da comunidade microbiana, bem como da taxa de evolução do processo.

Embora todos os tratamentos tenham iniciado com a mesma quantidade de massa seca, o volume inicial não foi exatamente igual para todos os tratamentos, devido à heterogeneidade na proporção de resíduos alimentares e aparas de grama utilizada. As reduções de volume foram maiores que as reduções de massa, com resultado entre 88 e 91% de redução. O percentual de redução de volume foi estatisticamente menor para T4 e T6, a 5% de probabilidade (Tabela 20). Pode-se inferir, portanto, que a submissão dos resíduos ao processo de pré-compostagem afetou negativamente a redução de volume, nas proporções utilizadas em T4 e T6, enquanto que em T5 não houve diferença estatística quando comparado com os tratamentos realizados com resíduos crus.

Tabela 20 Redução de volume no processo de vermicompostagem

Tratamentos	Volume (L)		% de Redução
	Inicial	Final	
T1	12,2	1,18	90,30 ± 0,24a
T2	13,7	1,18	91,36 ± 1,17a
T3	13,0	1,10	91,51 ± 0,19a
T4	7,8	0,93	88,03 ± 0,37b
T5	9,0	0,85	90,56 ± 0,96a
T6	7,5	0,90	88,00 ± 0,27b

Nota: Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de significância pelo teste Tukey.

O percentual de redução de volume desta pesquisa é considerado alto, quando comparado a outros estudos, e pode ser explicado devido ao tipo de resíduo utilizado, que possui alta degradabilidade e praticamente não possui material recalcitrante (DOUBLET et al., 2011). Domínguez et al. (2019) afirmaram que o alto desempenho dos sistemas de vermicompostagem também pode ser explicado pela interação da abundância microbiana e eficiência metabólica.

5.2.3 pH e CE

O pH dos resíduos influencia significativamente o processo de vermicompostagem. A maioria dos tratamentos apresentou pH inicial ácido, variando de 4,64 a 5,36, com exceção ao T6 que inicialmente apresentou pH neutro (7,14). Os tratamentos com maior proporção de resíduo alimentar apresentaram os menores valores de iniciais de pH, em consequência de o pH do alimento ser ácido. A etapa de pré-compostagem nos tratamentos T4, T5 não influenciou o pH inicial do processo se comparado aos tratamentos iniciados com resíduos

crus (T1, T2 e T3). Enquanto T6 proporcionou resíduos com pH inicial mais elevado, com diferença estatística a 5% de significância.

Ocorreram alterações significativas quanto ao pH dos vermicompostos em comparação aos valores iniciais em todos os tratamentos (Figura 25). Ao final do processo, todos os vermicompostos encontravam-se em patamar neutro ou levemente alcalino. O aumento nos valores de pH ao longo do processo pode estar relacionado à liberação de grupamentos aniônicos provenientes da quebra de proteínas e polissacarídeos, gerando grupamentos $R-COOH$, $R-OH$ e $\emptyset-OH$ (fenólico), representando tendência de humificação do material orgânico em decomposição (SILVA et al., 2002). Valores de pH em torno da neutralidade são indicativos do estágio de maturação do vermicomposto (WU; MA; MARTINEZ, 2000; PÉREZ-GODÍNEZ et al. 2017).

O pH é fundamental na determinação da qualidade do vermicomposto. Estudos indicam que a faixa de pH entre 6 e 8,5 é adequada para a maioria das plantas (ESMAEILI et al., 2020). Todos os tratamentos avaliados neste estudo produziram vermicompostos com valores de pH dentro da faixa considerada ideal. Esse resultado é semelhante ao de Pérez-Godínez et al. (2017), os quais encontraram valores de pH entre 7,84 e 9,40 em tratamento de pré-compostagem seguido de vermicompostagem.

De acordo com a Instrução Normativa Nº 25/2009, do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRASIL, 2009), o valor de pH mínimo aceitável para a comercialização de vermicomposto no Brasil é igual a 6,0. Assim, o parâmetro pH de todos os tratamentos deste estudo atendem à legislação brasileira.

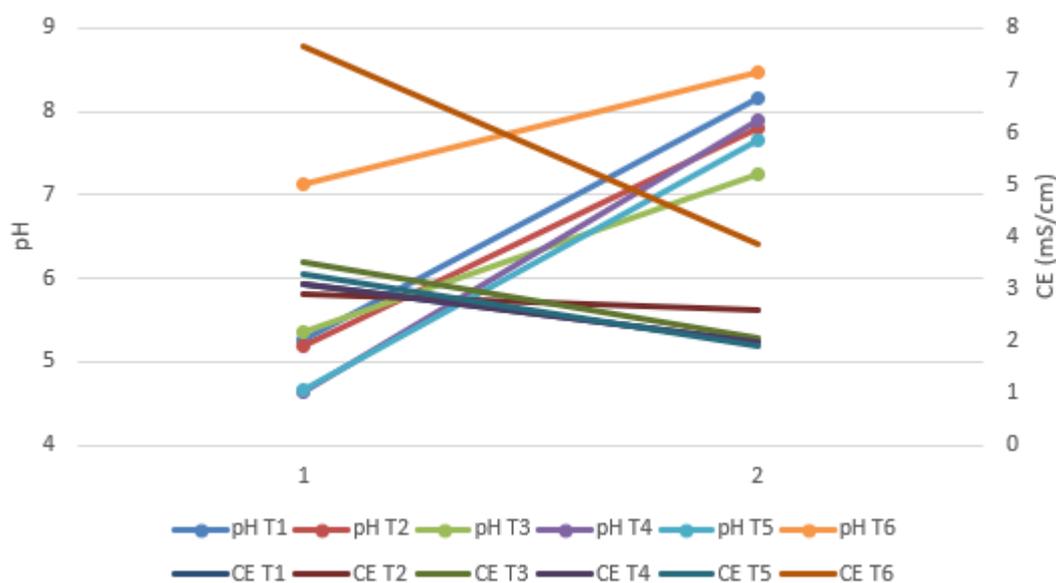


Figura 25 Variação de pH e CE no processo de vermicompostagem.

Com exceção do tratamento T6, que apresentou CE inicial elevada (7,67 mS/cm) e diferença estatística, a 5% de probabilidade, os demais tratamentos apresentaram CE inicial menos acentuada, oscilando entre 1,97 e 3,51 mS/cm (Figura 25). Conforme Lazcano, Gómez-Brandon e Domínguez (2008), a CE inicial mais alta em T6 pode ter ocorrido devido à liberação de sais de amônio solúveis e fosfatos, com a degradação de compostos mais lábeis na fase termófila da compostagem, uma vez que este tratamento foi realizado com resíduos pré-compostados por 25 dias.

Ao final do experimento todos os tratamentos apresentaram redução estatística significativa da CE, sendo a maior redução observada em T6 (49,90% de redução). Os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, ao final do processo, não apresentaram diferença estatística entre si, a 5% de probabilidade, enquanto T6 se manteve em patamar superior. Fornes et al. (2012) relataram que a diminuição da CE durante a vermicompostagem de resíduos orgânicos tem sido relacionada à queda nas concentrações de íons solúveis, uma vez que são lixiviados pela irrigação do material ao longo do processo. Afirmaram também que a queda da CE ocorre em razão da imobilização de íons por meio de prolíficos micróbios e das minhocas, bem como pela precipitação na forma de sais não solúveis.

5.2.4 Degradação da matéria orgânica (MO)

Houve gradativa diminuição no teor de matéria orgânica de todos os vermicompostos, sem diferença estatística quanto aos tratamentos realizados por meio de resíduos crus e por meio de resíduos pré-compostados. Essa redução ocorreu devido ao metabolismo das minhocas, que utilizam parte da matéria orgânica existente no vermicomposto para seu desenvolvimento, evidenciando também que o processo de vermicompostagem está em desenvolvimento e que, dessa maneira, está ocorrendo a mineralização do carbono orgânico para CO₂.

Os resultados de MO estão apresentados na Tabela 21, em percentual e em matéria seca. A concentração de MO final manteve-se entre 68 e 79%. Os tratamentos realizados com maiores proporções de aparas de grama apresentaram menor concentração de MO, independente de etapa de pré-tratamento. Teores de redução semelhantes significam que a intensidade de degradação do material ocorreu de forma similar. Em massa seca, a diminuição de MO foi elevada, com percentuais de redução em gramas de 79 a 85%.

Tabela 21 Redução no teor de MO e aumento no teor de cinzas no processo de vermicompostagem

Tratamentos	MO (%)		% de Redução	MO (g)		% de Redução
	Inicial	Final		Inicial	Final	
T1	92,57a	75,19c	18,77	925,66a	134,67d	85,46
T2	91,33a	79,96c	12,45	913,34a	185,79c	79,66
T3	93,13a	72,04cd	22,65	931,31a	157,01c	83,09
T4	91,49a	78,36c	14,35	914,87a	158,41c	82,71
T5	91,61a	76,63c	16,35	916,09a	169,54c	81,44
T6	83,98b	68,08d	18,93	839,82b	138,75d	83,90

Nota: Médias com letras iguais não diferem ao nível de 5% de significância, pelo teste Tukey.

Por outro lado, para o teor de cinzas houve aumento significativo de concentração em todos os tratamentos, sem diferença estatística, a 5% de probabilidade, entre os tratamentos realizados com resíduos crus e pré-compostados.

5.2.5 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A CTC tem sido amplamente utilizada para avaliar a maturidade de compostos, vermicompostos e o grau de humificação da matéria orgânica, pois durante o processo são gerados grupos funcionais que aumentam a CTC (LÓPEZ et al., 2021). De acordo com a análise estatística, inicialmente, todos os tratamentos apresentaram médias diferentes entre si. Os tratamentos realizados com resíduos crus apresentaram as menores médias, variando de 24 a 26 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, enquanto os tratamentos de resíduos pré-compostados variaram de 34,5 a 50 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$.

A CTC apresentou tendência de aumento em todos os tratamentos após o processo de vermicompostagem, sugerindo que os coloides orgânicos do vermicomposto têm grande habilidade em adsorver cátions na solução do solo, podendo depois cedê-los ou efetuar trocas, caso ocorra uma concentração de íons diferente ou uma variação de pH (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013). Em concordância com os resultados deste estudo, Iqbal, Shafiq e Ahmed (2010) relataram que o grau de decomposição dos resíduos orgânicos apresentou forte correlação com a CTC do vermicomposto final.

O aumento nos valores de CTC durante a vermicompostagem pode ser atribuído ao acúmulo de compostos carregados negativamente, como produtos derivados da lignina e grupos carboxila e/ou hidroxila fenólica. Portanto, a CTC pode ser usada para avaliar o grau de humificação e maturidade dos produtos (ROIG et al., 1988). Para Jiménez e García (1991) e Bernal, Albuquerque e Moral (2009), o valor mínimo sugerido para resíduos humificados é de 60 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Ao final dos tratamentos, apenas T4 ficou abaixo de valor sugerido para materiais humificados, com 55 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, próximo ao valor inicial de T6, conforme Figura 26.

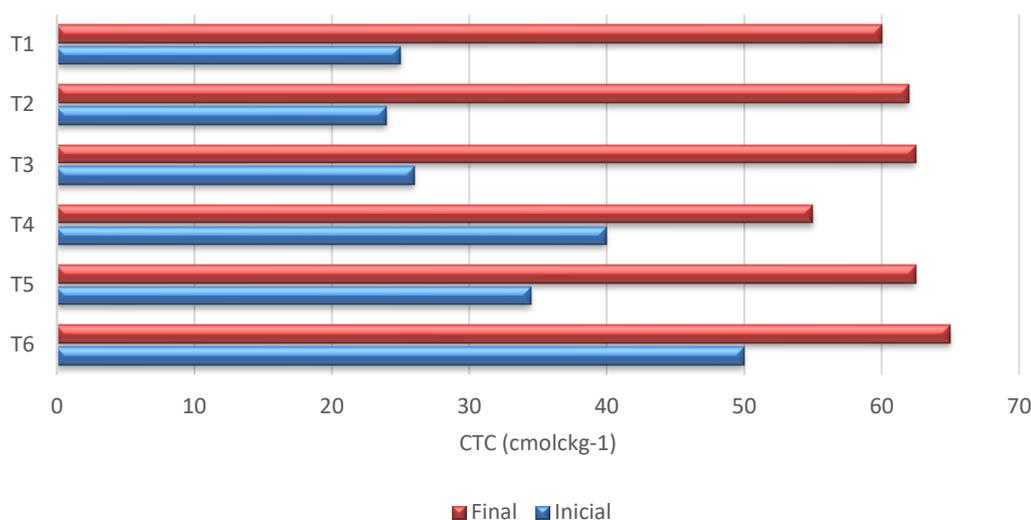


Figura 26 Variação de CTC no processo de vermicompostagem.

O valor maior de CTC foi encontrado em T6 ($65 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$), tratamento realizado por meio de resíduos pré-compostados. Os tratamentos T5 e T3 apresentaram o mesmo valor para este parâmetro, com $62,5 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$, seguidos de T2 e T1, com 62 e $60 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$, respectivamente, com médias estatisticamente diferentes entre si, a 5% de significância.

A relação CTC:COT apresentou aumento significativo em todos os tratamentos, a 5% de probabilidade, e está relacionada à perda de carbono, devido à redução de COT. A comparação entre os valores finais de relação CTC:COT apresentou diferenças significativas apenas entre T2 e T6, T4 e T6 e T5 e T6, sendo encontrado o maior valor em T6. Não houve tendência definida entre tratamentos realizados por meio de resíduos crus e pré-compostados.

5.2.6 Influência da integração de processos no desenvolvimento das minhocas

A produtividade da minhoca é um importante indicador de sucesso no processo de vermicompostagem (SUTHAR, 2010). O resultado médio da contagem de minhocas adultas, jovens e de ovos de minhoca indicaram que a integração de processos, envolvendo a pré-compostagem em composteiras fechadas, não influenciou a adaptação e reprodução das minhocas durante a vermicompostagem (Figura 27).

Com exceção de T2, os demais tratamentos apresentaram resultado estatístico semelhante em relação aos ovos de minhoca. Na contagem de minhocas jovens, T2 apresentou número inferior se comparado aos tratamentos 4 e 6, enquanto os demais tratamentos não apresentaram diferença estatística entre si. O resultado da contagem de

minhocas adultas apresentou diferença estatística entre alguns tratamentos: T1, T2, T4 e T5 se diferenciaram a 5% de significância de T6, também houve diferença entre T2 e T3.

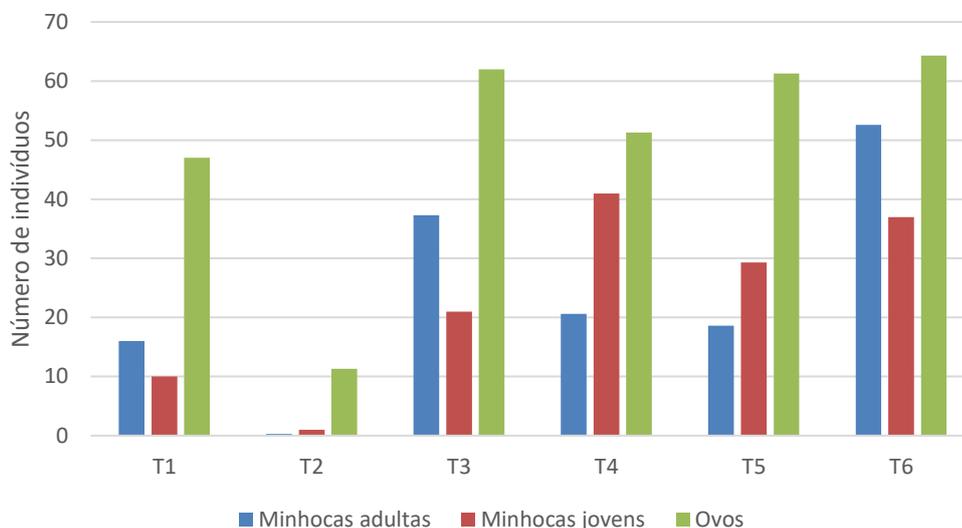


Figura 27 Número médio de minhocas adultas, jovens e ovos em cada tratamento de vermicompostagem.

O padrão de reprodução das minhocas está relacionado à qualidade da matéria-prima (COULIBALY; BI, 2010; SUTHAR, 2010). Nesse caso, provavelmente, os resíduos pré-compostados e crus apresentaram as mesmas características. A etapa de pré-tratamento foi realizada por meio de composteiras fechadas, o que pode ter impedido a lixiviação de nutrientes, o decréscimo da CE e maiores alterações físico-químicas no material (ZHOU; SELVAM; WONG, 2018). Com resultado oposto, Coulibaly e Bi (2010) demonstraram que a pré-compostagem foi eficaz e preveniu a mortalidade de minhocas durante 21 semanas de vermicompostagem, porém a pré-compostagem foi conduzida de modo a permitir a lixiviação.

Niedzialkoski (2020) afirmou que a principal vantagem de pré-tratamentos, antecedendo a vermicompostagem, é a redução da CE. Porém, esse comportamento não foi observado neste experimento, pois os tratamentos submetidos ou não a pré-compostagem não diferiram estatisticamente quanto à CE inicial, com exceção de T6. O alto teor de sais é um dos fatores que pode inviabilizar o processo de vermicompostagem, já que causa aumento da CE, como observado por Cestonaro et al. (2017). Com desempenho oposto ao esperado, o excesso de sais solúveis em T6 não impediu a adaptação e reprodução das minhocas, sendo observados os maiores números de ovos e minhocas adultas nesse tratamento.

Outro aspecto que causa problemas no desenvolvimento das minhocas em vermireatores é a alta concentração de nitrogênio. Fator esse que pode estar relacionado à não permanência ou mortalidade das minhocas em T2, já que este tratamento apresentou maior concentração de N, por conter proporção de alimentos superior aos demais

tratamentos. A emissão de gases tóxicos, como amônia e óxido de nitrogênio, pode limitar o desenvolvimento, a quantidade e a ação de decomposição da minhoca (SUTHAR, 2010). Resultado semelhante foi encontrado por Esmaeili et al. (2020), os quais sugeriram que minhocas da espécie *E. fetida* não conseguiram se adaptar em condições com elevado teor de N. Gunadi e Edwards (2003) observaram 100% de morte de minhocas em dejetos bovino fresco, apesar das condições adequadas para o crescimento das mesmas.

Outros estudos relataram os benefícios da integração dos processos de compostagem e vermicompostagem, principalmente, envolvendo resíduos com alta concentração de nitrogênio, prejudicial à sobrevivência e reprodução das minhocas (CESTONARO et al., 2017; ESMAEILI et al., 2020). Observa-se que a integração de bioprocessos neste estudo, realizada por meio de composteiras fechadas não apresentou vantagens adicionais na permanência, sobrevivência e reprodução das minhocas.

5.2.7 Qualidade agrônômica dos vermicompostos

Os valores dos parâmetros analisados ao final da vermicompostagem estão apresentados na Tabela 22. O percentual de COT reduziu em todos os tratamentos, quando comparado ao início do processo (Tabelas 8 e 22). Isso é um indicativo de decomposição dos resíduos orgânicos do substrato, já que a digestão de carboidratos e outros polissacarídeos leva à redução de carbono (SUTHAR, 2009).

Tabela 22 Caracterização físico-química final dos vermicompostos

Variável	T1	T2	T3	T4	T5	T6
COT (%)	43,61 ± 3,34	46,38 ± 1,25	41,79 ± 3,23	45,45 ± 0,95	44,45 ± 3,66	39,49 ± 2,86
NTK (%)	4,13 ± 0,40	4,53 ± 0,05	3,72 ± 0,12	4,22 ± 0,15	4,00 ± 0,22	3,09 ± 0,13
C:N	10,62 ± 1,29	10,24 ± 0,40	11,22 ± 0,52	10,78 ± 0,60	11,16 ± 1,46	12,83 ± 1,14
P (%)	0,48 ± 0,07	0,38 ± 0,01	0,35 ± 0,03	0,53 ± 0,03	0,48 ± 0,07	0,55 ± 0,01
K (%)	0,81 ± 0,07	0,82 ± 0,04	0,82 ± 0,05	0,86 ± 0,11	0,78 ± 0,07	2,34 ± 0,28
pH	8,15 ± 0,10	7,79 ± 0,29	7,26 ± 0,15	7,90 ± 0,14	7,66 ± 0,24	8,48 ± 0,11
CE	1,97 ± 0,321	2,61 ± 0,24	2,04 ± 0,19	1,99 ± 0,59	1,89 ± 0,24	3,84 ± 0,24
Cinzas (%)	24,81 ± 5,77	20,04 ± 2,15	27,96 ± 5,57	21,64 ± 1,64	23,37 ± 6,31	29,08 ± 0,27

Notas: COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C:N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica.

Ademais, parte do carbono é utilizada como fonte de energia pelas minhocas e microrganismos e outra parte é perdida durante a respiração microbiana, na forma de CO₂ (SUTHAR, 2009; FORNES et al., 2012; CESTONARO et al., 2017), o que, conseqüentemente, reduz o balanço de carbono dos resíduos vermicompostados (SUTHAR, 2009). A conversão de parte de frações orgânicas de resíduos em biomassa de minhocas também pode reduzir a

perda de C do substrato (SUTHAR, 2009). Entre as formas de perda de carbono, Suthar (2010) afirmou que a mutualidade biológica entre minhocas e micróbios associados é a principal responsável pela degradação de resíduos orgânicos.

O teor de NTK foi significativamente maior nos produtos finais, quando comparado ao material inicial, em todos os tratamentos, conforme mostrado nas Tabelas 8 e 22. A quantidade de N no produto final é afetada pelo teor inicial de N na matéria-prima e pela taxa de decomposição (PÉREZ-GODÍNEZ et al., 2017). O teor inicial de N nas matérias-primas em T2 e T6 foi, respectivamente, superior e inferior aos demais tratamentos. Isso também foi observado no produto final.

O aumento de NTK durante a vermicompostagem pode ser atribuído ao efeito de concentração causado pela redução de massa seca, assim como está relacionado com a atividade metabólica das minhocas, as quais contribuem com excrementos e outras secreções. As minhocas também alteram as condições microclimáticas dos vermireatores, propiciando populações microbianas responsáveis pelo enriquecimento de N (SUTHAR, 2010). No início do processo de vermicompostagem não houve um padrão de diferença estatística entre os tratamentos, iniciados com resíduos crus ou pré-compostados. No entanto, os tratamentos com maior proporção de aparas de grama continham menor teor de N, pois esses resíduos são pobres em N.

A relação C:N diminuiu ao final da vermicompostagem, como era esperado. A perda de carbono como dióxido de carbono devido às atividades respiratórias das minhocas e da microflora associada e, simultaneamente, a adição de nitrogênio no substrato pela ação das minhocas, por meio da produção de muco, enzimas e excrementos nitrogenados, reduz a proporção C:N das misturas de resíduos (SUTHAR, 2009).

Esse parâmetro é muito importante na avaliação da qualidade do produto final. O vermicomposto com alta relação C:N, quando aplicado no solo, pode causar danos ao crescimento das plantas, devido à falta de N e à competição por oxigênio, causando fitotoxicidade (WU; MA; MARTINEZ, 2000). A relação C:N final inferior a 20 representa a maturidade e estabilização dos materiais orgânicos (PÉREZ-GODÍNEZ et al., 2017).

O conteúdo de fósforo aumentou da mistura inicial para o vermicomposto pronto em todos os tratamentos, sem diferença significativa ao final do processo. Sendo assim, não foi possível definir uma tendência entre os tratamentos realizados com resíduos crus ou pré-compostados na concentração de P, no entanto os valores iniciais foram maiores nos tratamentos com resíduos pré-compostados, especialmente em T6, pois, durante o período de compostagem, houve consumo principalmente de carbono, com consequente concentração de P (NIEDZIALKOSKI, 2020).

O aumento da concentração de P, ao final do processo, pode ser atribuído à atividade de degradação das minhocas e microrganismos solubilizadores de fosfato, durante a

mineralização e mobilização do fósforo (ALIDADI et al., 2016; SUTHAR, 2009). Os valores semelhantes na concentração de P expressam desempenho próximo desses tratamentos, quanto ao referido parâmetro (CESTONARO, 2013). Os resultados referentes ao aumento do teor de P neste estudo foram consistentes com outros estudos, sendo indicativo do impacto positivo das minhocas no conteúdo de nutrientes, o que é essencial para o crescimento das plantas (SUTHAR, 2009; ESMAEILI et al., 2020).

Houve tendência de incremento para o K, com exceção de T3 que apresentou leve diminuição. O aumento de K durante a vermicompostagem também foi observado por Suthar (2009), que atribuiu esse resultado à conversão de minerais orgânicos em formas mais disponíveis, por meio da ação de enzimas produzidas pela microflora associada ao intestino das minhocas. Os dados deste estudo corroboram relatos anteriores, de que o processo de vermicompostagem enriquece o produto final com mais formas disponíveis de nutrientes aos vegetais (SUTHAR, 2009). Apenas T6 diferiu estatisticamente dos demais tratamentos ao final do processo.

O aumento no teor de cinzas pode ser atribuído ao aumento da mineralização, devido à atividade microbiana e minhocas, por isso tem sido relatado como um indicativo de estabilização e mineralização do material orgânico (FORNES et al., 2012; CESTONARO et al., 2017). Neste estudo, todos os tratamentos apresentaram aumento significativo no teor de cinzas, sem diferença estatística entre os tratamentos realizados por meio de resíduos crus e pré-compostados. Os teores de cinzas nos tratamentos ficaram entre 20 e 30%, semelhante ao resultado encontrado por Fornes et al (2012), em estudo sobre os processos de compostagem e vermicompostagem diretos e combinados.

Embora o teor de N tenha aumentado, cerca de 70 e 79% foram perdidos ao contabilizar a perda de matéria, como pode ser observado na Tabela 23. Não houve diferença estatística entre os tratamentos realizados com resíduos crus ou pré-compostados. A redução do nitrogênio está atrelada ao equilíbrio de diferentes fenômenos: variação nos níveis de $N-NH_4^+$, devido à mineralização do nitrogênio orgânico e à volatilização, lixiviação e imobilização da amônia; variação em $N-NO_3^-$, devido à nitrificação e à lixiviação, desnitrificação e imobilização (PAREDES et al., 2002). Uma parte do nitrogênio também é direcionada para o crescimento das minhocas, que possuem entre 65 e 70% de proteínas em seu corpo (VIEIRA, 1995).

Tabela 23 Valores médios das quantidades de COT, NTK, P, K e percentual de redução

Variáveis	Tratamentos						
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
COT	Inicial (g)	536,92a	529,78a	540,20a	530,67a	531,38a	487,13b
	Final (g)	78,11b	107,77a	91,07ab	91,88ab	98,34ab	80,48b
	Redução (%)	85,46	79,66	83,09	82,71	81,44	83,90
NTK	Inicial (g)	35,87b	39,46a	28,43d	31,17c	32,60c	21,22e
	Final (g)	7,39b	10,50a	8,10b	8,51b	8,85b	6,32c
	Redução (%)	79,33	73,38	71,50	72,63	72,90	70,21
P	Inicial (g)	1,20c	1,22c	1,49c	2,24b	2,10b	5,12a
	Final (g)	0,86b	0,88b	0,76b	1,06a	1,06a	1,12a
	Redução (%)	28,04	27,08	48,43	52,56	49,93	78,03
K	Inicial (g)	8,02c	7,07cd	11,77b	5,83de	5,13e	21,42a
	Final (g)	1,44b	1,90b	1,78b	1,74b	1,71b	4,77a
	Redução (%)	81,76	73,11	84,68	70,28	66,47	77,53

Notas: COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; P: fósforo; K: potássio.

A redução de K, provavelmente, ocorreu devido à lixiviação desses elementos pela água durante a rega dos tratamentos (FORNES et al., 2012; ESMAEILI et al., 2020). Alguns pesquisadores observaram um processo semelhante na concentração de K para uma variedade de resíduos orgânicos durante o processo de vermicompostagem (SUTHAR, 2009; SUTHAR, 2010; CESTONARO et al., 2017, KAUSER; KHWAIRAKPAM, 2022). Embora a perda por lixiviação ou volatilização de fósforo seja mínima (FORNES et al., 2012), Kauser e Khwairakpam (2022) afirmaram que obtiveram redução no teor desse nutriente em processo de compostagem seguida de vermicompostagem, devido à lixiviação de P, resultado semelhante ao encontrado neste estudo.

A relação C:N dos vermicompostos ficou entre 10,24 e 12,83. Todas as amostras apresentaram resultado dentro do padrão exigido pela IN 25/2009 do MAPA (BRASIL, 2009), que indica valor máximo em 14:1 para vermicomposto. Com relação aos valores de pH, mostraram-se satisfatórios já que a IN estabelece valores mínimos de 6,0. Os vermicompostos também atenderam ao percentual mínimo de 10% de COT e 0,5% de N exigido pela referida norma, com valores superiores a este limite.

O teor de cálcio diminuiu ao final do processo de vermicompostagem, o que pode estar relacionado à capacidade das minhocas em acumularem Ca em suas glândulas calcíferas (SILVA et al., 2002). O Mg apresentou aumento no teor em todos os tratamentos. Resultado semelhante foi encontrado por Gusain e Suthar (2020), que relacionaram a ocorrência de liberação de Mg organicamente ligados à sua forma livre durante a última fase do processo de vermicompostagem ao aumento no teor de Mg.

As concentrações de metais Cd, Cu e Zn encontradas nos vermicompostos foram baixas e não diferiram entre os tratamentos realizados após pré-compostagem e com vermicompostagem direta. Os resultados de Cu estão abaixo do encontrado por Ezemagu et al. (2021), enquanto Zn está na mesma faixa dos autores. A presença de baixos

teores de desses metais são benéficos, pois estão envolvidos em reações bioquímicas, fisiológicas ou enzimáticas críticas, como oxidação da água, respiração, proteção contra o estresse oxidativo e fotossíntese nas plantas (EZEMAGU et al., 2021). O baixo valor de Zn é vital, pois influencia vários processos metabólicos das plantas e desempenha papel importante na produção de clorofila. Portanto, seu baixo valor nos vermicompostos é seguro. Considerando a faixa de valores de metais encontrada, os vermicompostos produzidos podem ser considerados seguros para uso agrícola (EZEMAGU et al., 2021).

5.2.8 Análise multivariada da vermicompostagem

A estatística multivariada foi utilizada para análise conjunta dos resultados obtidos na caracterização química e físico-química dos vermicompostos, por meio da ferramenta ACP (Figura 28).

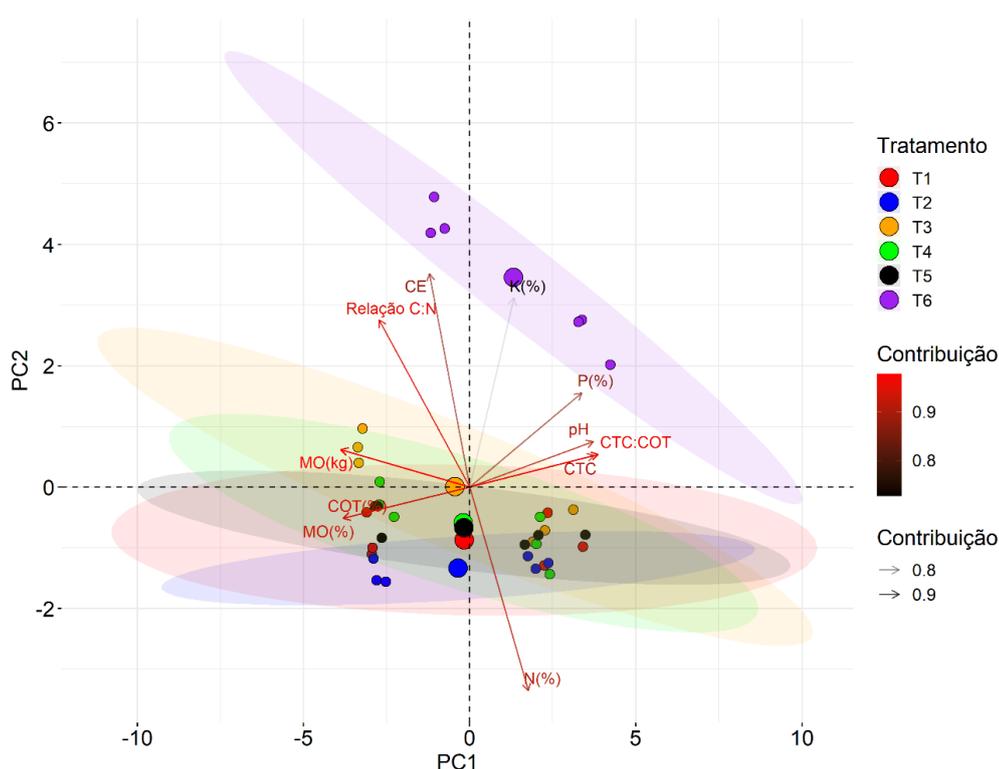


Figura 28 Gráfico biplot com *loadings* de representação da contribuição das variáveis na determinação de duas componentes principais (CP1 e CP2) e *scores* dos tratamentos de vermicompostagem.

Apenas dois componentes principais foram capazes de explicar 90,48% dos dados, o que é representativo (FERREIRA, 2011). As variáveis MO (kg), CTC:COT, COT (%), MO (%),

CTC, pH e P (%) foram as que mais contribuíram para a variância da CP1. Para a CP2, as variáveis que mais contribuíram foram CE, N (%), K (%) e relação C:N.

De acordo com a Figura 28, essas CP's evidenciaram a relação entre a posição dos vermicompostos e as variáveis mensuradas, segundo as características químicas e físico-químicas apresentadas.

A análise sugeriu separação das amostras segundo as PC1 e PC2 em dois grupos: (1) T1, T2, T3, T4 e T5 e (2) apenas T6. Não houve variação nas características físico-químicas dos compostos em relação à aplicação de compostagem como forma de pré-tratamento nas proporções de resíduos de alimentos e aparas de grama utilizadas em T4 e T5. É possível observar em todos os tratamentos, com exceção de T6, a falta de dispersão entre as amostras, indicando que os vermicompostos possuem características semelhantes.

A CP1 explicou 64,42% da variância dos dados, a região direita do eixo CP1 (Figura 28, lado positivo do gráfico biplot) evidenciou o vermicomposto de T6 e o separou dos demais. Este apresentou maiores valores de pH, CTC, CTC:COT e P. Logo, T6 apresentou menores valores das variáveis COT e MO, evidenciando que durante a vermicompostagem a matéria orgânica se degradou e foi convertida em formas húmicas estáveis (MAGO et al., 2021).

A CP2 26,06% explicou os resultados e também evidenciou a dispersão dos dados de T6, quando comparado aos demais tratamentos, com valores mais acentuados de CE, K e relação C:N, bem como menor teor de N. O comportamento dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 foi oposto ao de T6 e semelhantes entre si, apresentando maiores teores de N. Mago et al. (2021) relataram que o aumento no teor de nitrogênio depende da concentração inicial de N na matéria-prima e da atividade da minhoca durante a vermicompostagem, dados corroborados pelos deste estudo, pois T6 apresentou teor inicial de N inferior aos demais tratamentos.

A análise de correlação de Pearson indicou ligação negativa muito alta entre N e relação C:N ($r = -0,91$), sugerindo maturidade dos vermicompostos ao final do processo, já que a redução da relação C:N indica aumento de humificação nas matérias-primas (ALIDADI et al., 2016), como pode ser observado na Figura 29. Pesquisadores relataram a notável redução na relação C:N após a vermicompostagem em diferentes tipos de resíduos, que é provocada pela redução do teor de COT e adição de nitrogênio durante o processo (MAGO et al., 2021; MAGO et al., 2022). Todos os tratamentos apresentaram redução significativa deste parâmetro.

Os conteúdos de MO, COT e relação C:N estão favoravelmente associados entre si e quanto mais elevados os teores, menor o grau de maturação e humificação do material. No entanto, estão negativamente relacionados com os parâmetros CTC, CTC:COT e pH, que

tendem a aumentar com a maturidade físico-química do vermicomposto (POTTIPATI, KUNDU; KALAMDHAD, 2022).

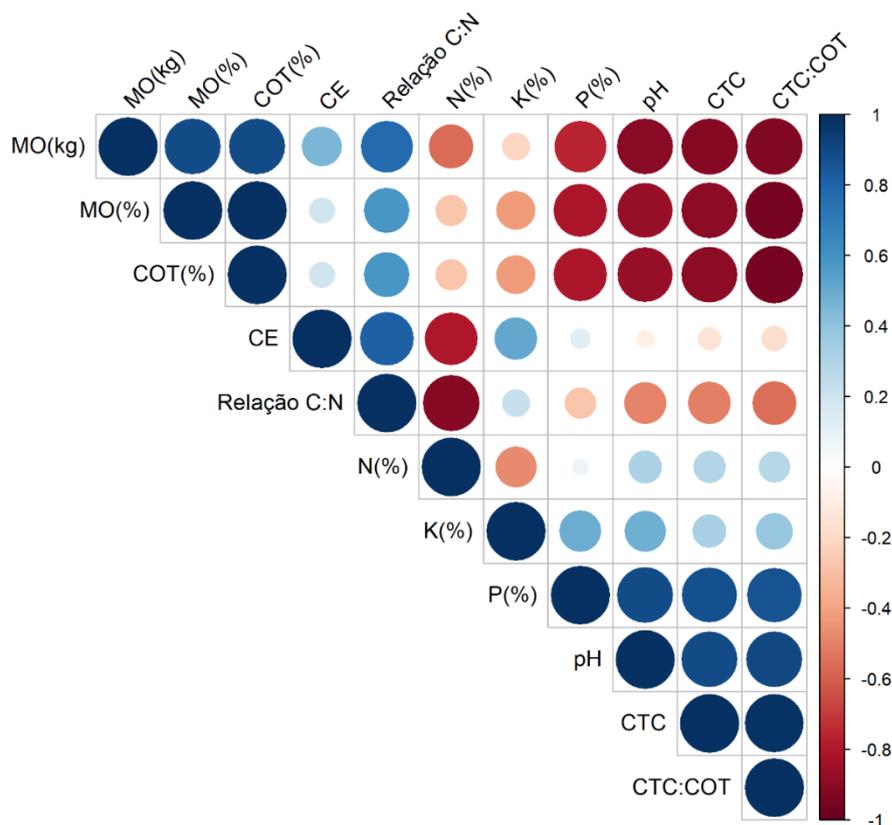


Figura 29 Gráfico de correlação entre as variáveis da vermicompostagem.

Nota: Tamanho e coloração dos círculos representam a força e o sentido da correlação, respectivamente.

A correlação positiva alta entre os parâmetros pH, CTC e CTC:COT, em relação ao macronutriente P ($r = 0,89$, $r = 0,87$ e $r = 0,86$ respectivamente) sugeriu que a mineralização de fósforo orgânico ocorreu ao longo do processo, devido à decomposição da matéria orgânica e maturação do vermicomposto, uma vez que os parâmetros pH, CTC e CTC:COT aumentam com a humificação do material (MAGO et al., 2022; POTTIPATI, KUNDU; KALAMDHAD, 2022). Estudos de Mago et al. (2022) e Pottipati, Kundu e Kalamdhad (2022) também observaram aumento significativo no teor de P, após o processo de vermicompostagem.

Por meio da análise de correlação, é possível inferir que as métricas de estabilidade estão associadas positivamente entre si, demonstrando a transformação bioquímica que ocorreu no material após submissão ao processo de vermicompostagem, assim como apresentaram forte correlação negativa com os parâmetros que são mais acentuados no início do processo, o que comprova o impacto positivo na estabilidade e incremento dos valores

nutricionais do vermicomposto, em comparação com as misturas iniciais (POTTIPATI, KUNDU; KALAMDHAD, 2022).

5.2.9 Espectroscopia de infravermelho (FTIR) dos vermicompostos

Análises de FTIR foram realizadas a fim de se obter informações sobre o processo de humificação durante a vermicompostagem e comparar a composição de grupos funcionais dos vermicompostos produzidos por meio de resíduos crus e pré-compostados. Em geral, os espectros mostraram semelhança, sem mudança qualitativa importante entre os tratamentos iniciados por meio de resíduos crus e pré-compostados (Figuras 30a e 30b), com sinais de transmitância mais intensos relacionados às mesmas bandas.

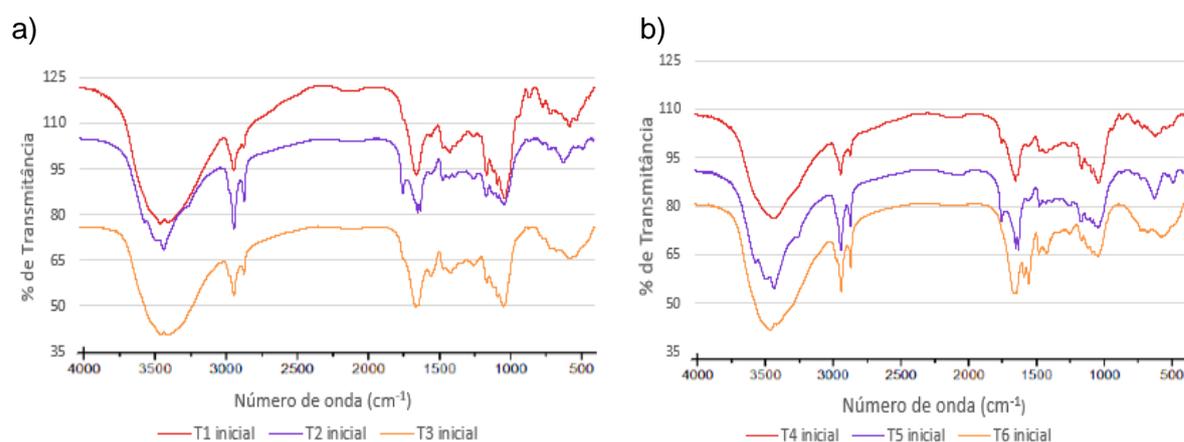


Figura 30 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos de vermicompostagem: espectros iniciais referentes aos tratamentos crus (a) e espectros iniciais referentes aos tratamentos pré-compostados (b).

Ao final do processo ocorreram mudanças significativas nos espectros, indicando que a matéria orgânica passou por biotransformação (KAUSER; KHWAIRAKPAM, 2022), como pode ser observado na Figura 31.

Os dados obtidos apresentaram crescimento na qualidade dos vermicompostos e mineralização da matéria orgânica, devido à redução de compostos alifáticos e aumento de compostos aromáticos (CHIARELOTTO et al., 2018). Os principais sinais de transmitância ao final do processo estão relacionados às bandas 3417, 2925, 2852, 1650, 1416, 1276 e 1038 cm^{-1} , como pode ser observado na Figura 31. A banda larga a 3417 cm^{-1} pode ser atribuída à vibração de alongamento O-H dos compostos fenólicos (MAGO et al., 2022; NIEDZIALKOSKI et al., 2019).

O pico em 2925 e 2852 cm^{-1} é característico das vibrações C-H dos grupos alifáticos. Quanto mais fraca a intensidade do sinal, maior o grau de humificação do material. A diminuição significativa da intensidade dessa banda ao final da vermicompostagem refletiu a degradação de materiais durante o processo, visto que picos com maiores intensidades nessas regiões são típicos de materiais menos humificados (MAGO et al., 2022; NIEDZIALKOSKI et al., 2019).

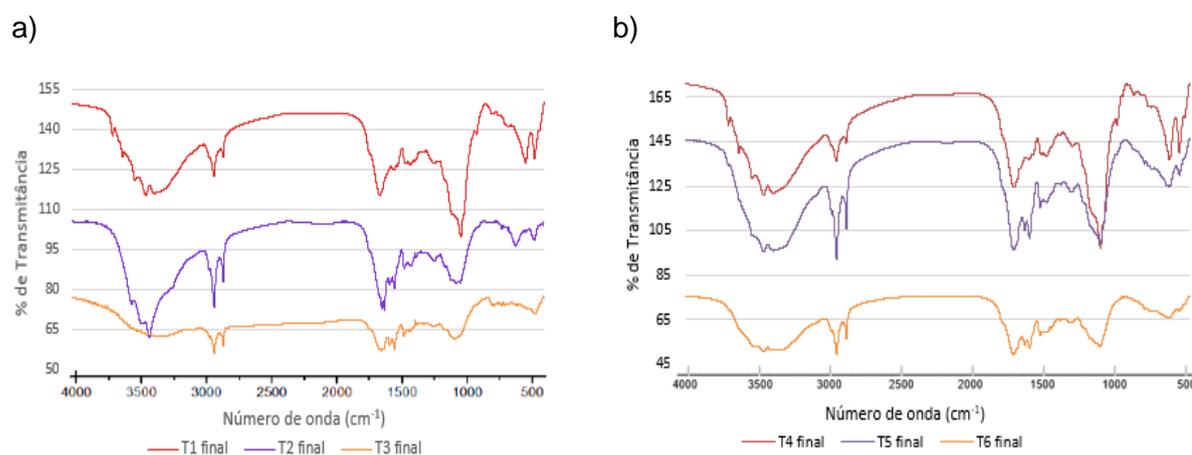


Figura 31 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm^{-1}) dos tratamentos de vermicompostagem: espectros finais referentes aos tratamentos crus (a) e espectros finais referentes aos tratamentos pré-compostados (b).

O sinal a 1650 cm^{-1} está associado à presença de íon carboxilato, originado por estiramentos de anéis aromáticos de monômeros de lignina. O aumento na intensidade relativa de estruturas aromáticas, que são principalmente éteres-ésteres, está ligado ao processo de maturação do composto (MAGO et al., 2022). As intensidades dessas estruturas estão ligadas a um efeito de concentração que, após o desaparecimento de componente de mais fácil degradação, aumenta os derivados oxidados de lignina e ocorre o processo de humificação. Nesse caso, diferentemente das cadeias alifáticas, quanto maior a intensidade do sinal das estruturas aromáticas, maior o grau de humificação do material (MAGO et al., 2022; NIEDZIALKOSKI et al., 2019; NIEDZIALKOSKI, 2020). Nota-se que todos os vermicompostos apresentaram intenso sinal nessa região, confirmando a humificação dos materiais ao final do processo.

Os sinais para O-H dos fenóis, COO^- , $-\text{CH}_3$ e amida II são observados a 1416 cm^{-1} . No comprimento de onda de 1280 a 1200 cm^{-1} surgiram bandas de absorção características de estiramento C-O de polissacarídeos e deformações OH de COOH , estiramento C-O-C de aril éter e fenóis. A conversão de COOH para COO^- causa a perda de absorção na faixa próxima a 1230 cm^{-1} (KAUSER; KHWAIRAKPAM, 2022).

A banda observada em 1038 cm^{-1} que aparece no espectro de todas as amostras está associado à $-\text{C}-\text{O}-\text{C}$ de carboidratos, éteres aromáticos e agrupamentos de Si-O-C, também

pode ser atribuída ao estiramento C-O de álcoois. A redução nestes picos está relacionada à degradação de compostos por diferentes enzimas encontradas no intestino das minhocas e na microflora (KAUSER; KHWAIRAKPAM, 2022).

O resultado da estrutura química dos vermicompostos ao final do processo apresentou grande similaridade entre os tratamentos realizados com a mesma proporção de resíduos alimentares e aparas de grama, independente da realização de pré-tratamento, com semelhanças significativas entre os tratamentos T1 e T4 e T2 e T5, não indicando grandes mudanças qualitativas entre esses tratamentos (Figura 32).

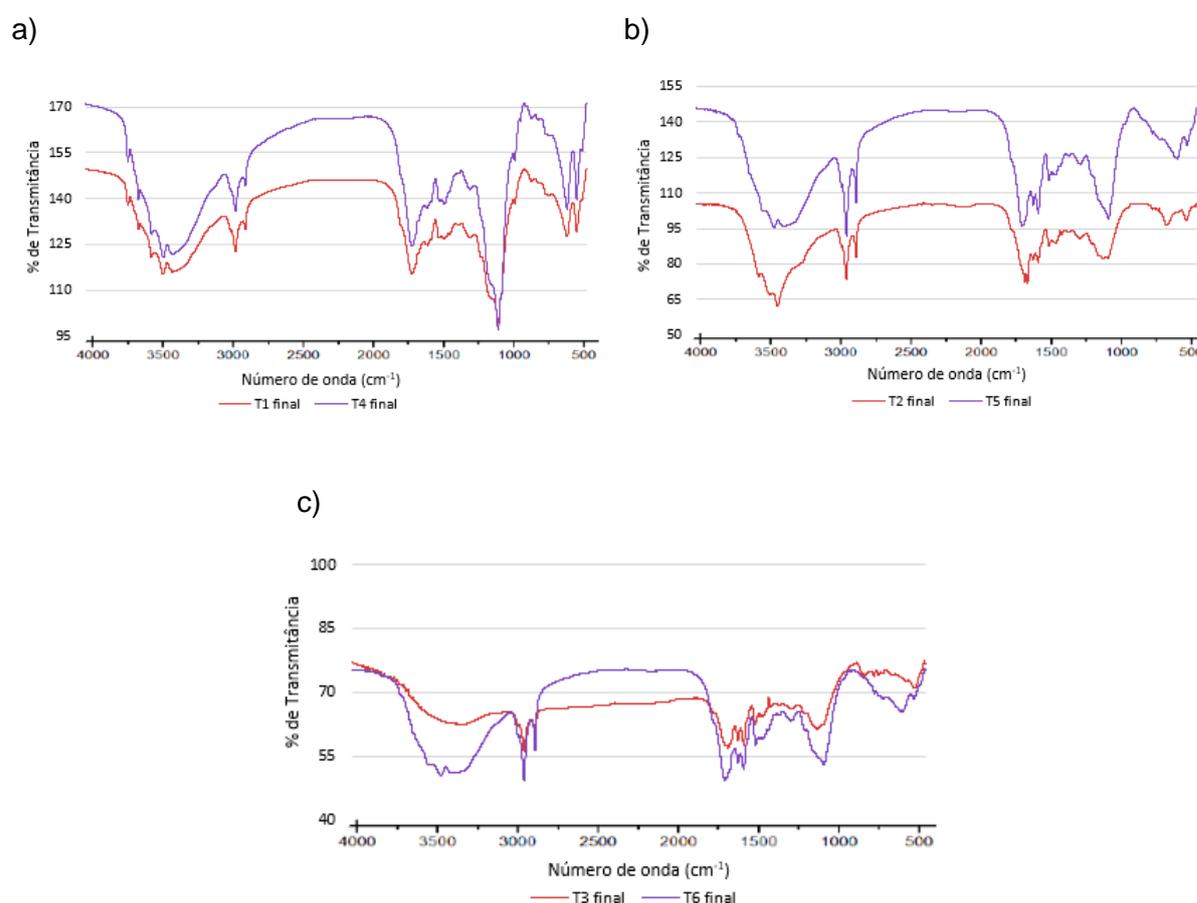


Figura 32 Espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (cm⁻¹) ao final do processo de vermicompostagem com comparação entre os tratamentos: T1 e T4 (a), T2 e T5 (b) e T3 e T6 (c).

Os espectros de FTIR indicam que a variação nas proporções de alimento e aparas de grama no processo de vermicompostagem demonstrou efeito sobre a estrutura química dos produtos, enquanto a etapa de pré-tratamento, realizada por meio de composteiras fechadas, não influenciou o resultado.

Por meio dos espectros, pode-se observar que os componentes orgânicos biodegradáveis (como carboidratos, cadeias alifáticas e proteínas) foram decompostos, de modo que os vermicompostos ao final do processo continham estruturas aromáticas mais

estáveis e difíceis de decompor, indicando polimerização da matéria orgânica. O enfraquecimento de grupos funcionais mais complexos, durante a vermicompostagem, indica que a atividade de minhocas e bactérias associadas quebra a forma de organização desses grupos, o que afeta os sítios de ligação de nutrientes e altera sua biodisponibilidade para as plantas (SUN et al., 2020).

5.3 Digestão anaeróbia

O pH do meio durante a digestão anaeróbia é um parâmetro de importância significativa, pois tem impacto direto na sobrevivência da comunidade microbiana (BEGUM et al., 2018). O baixo pH registrado para o desperdício de alimentos (Tabela 9) pode ser atribuído à presença de materiais alimentares contendo proteínas e carboidratos, que podem ser convertidos, respectivamente, em aminoácidos e monossacarídeos que, por sua vez, são convertidos em ácidos graxos voláteis durante o processo de digestão anaeróbia (PRAMANIK et al., 2019).

O pH ótimo relatado para DA está na faixa de 6,80 a 7,20. Inicialmente, o pH das misturas adicionadas em cada reator, correspondentes aos tratamentos de CoDA (T1) e MonoDA (T2) foram 6,50 e 5,97, respectivamente. Ihoeghian et al. (2022) relataram valores de pH próximos a esses para digestão de resíduos alimentares (pH de 4,12) e codigestão com esterco de vaca (pH de 6,86).

Para melhorar o desempenho do processo, na primeira semana esse parâmetro foi monitorado e estabilizado em 7,00, em ambos os reatores por meio da adição de NaOH (5M), de acordo com a Figura 33. Após esse período, no decorrer do processo ocorreu aumento e posterior estabilidade dos valores de pH para a CoDA, o que pode indicar a conversão dos AGV em metano (IHOEGHIAN et al., 2022), porém após 50 dias o pH apresentou queda significativa. Para o tratamento de MonoDA, o pH se manteve estável por tempo inferior quando comparado à CoDA, com redução constante a partir do 42º dia de processo, apresentando valores abaixo do recomendado a partir do 45º dia. Ao final dos 60 dias, o pH foi de 6,90 e 4,97 para CoDA e MonoDA, respectivamente.

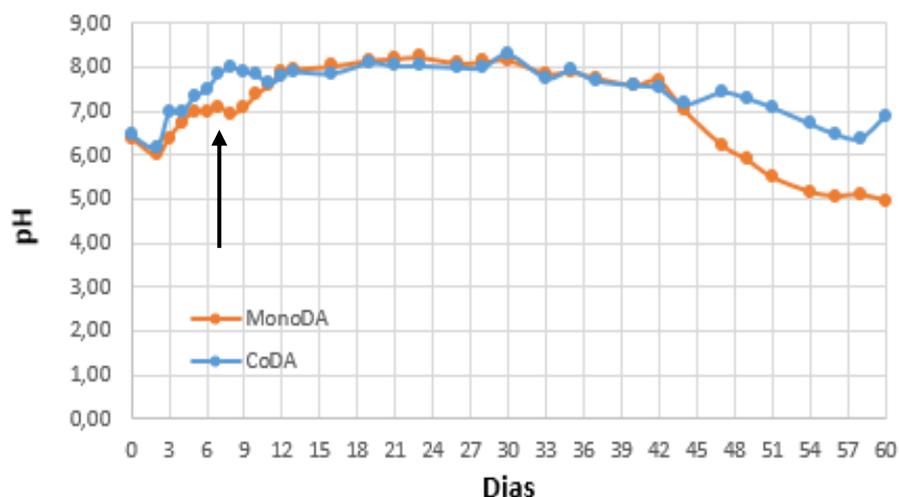


Figura 33 Variação do pH em função do tempo do processo, com seta indicando o fim do período de estabilização do pH em 7,00.

A variação de pH foi de 8,30 a 6,20 no tratamento de CoDA. Para o tratamento de MonoDA, o maior valor ficou em 8,20 e o menor em 4,97. As médias foram de 7,46 e 7,01, respectivamente, apresentando diferença significativa, a 5% de probabilidade.

A menor redução foi observada no tratamento de CoDA, possivelmente devido ao equilíbrio entre a liberação de ácidos formados durante a fase acidogênica e a amônia liberada, levando ao balanço adequado entre os substratos das diferentes fases da DA (ANDRADE, 2018). Ebner et al. (2016) afirmaram que a adição de esterco diminui o coeficiente da taxa de hidrólise, geralmente alta para resíduos alimentares, resultando em maior equilíbrio entre as fases. Para os autores, a deficiência de nutrientes também é uma causa potencial a ser considerada.

A observação de declínio progressivo no pH do 42º dia em diante, no tratamento de MonoDA, sugeriu o acúmulo de AGV no digestor. Fato comprovado por Sambo, Garba e Danshehu (1995), que afirmaram que díspares comunidades bacterianas requerem diferentes condições para crescer. Enquanto as metanogênicas são favorecidas em pH próximo ao neutro (6,5 a 7,2), bactérias fermentativas são favorecidas em ambientes mais ácidos (4 a 6,5). Como tal, uma conclusão válida para a falha da MonoDA foi baseada na acidificação extensiva do sistema resultando na inibição direta da metanogênese (AWOSUSI; SETHUNYA; MATAMBO, 2021). Dados que corroboram os de Pavlostathis e Giraldo-Gomez (1991), em que resíduos que contêm alto teor de açúcares simples, causam acidificação irreversível do digestor.

O aumento da condutividade elétrica em biodigestores ocorre devido à solubilização da matéria orgânica biodegradada durante o período do ensaio, promovendo acréscimo na disponibilidade dos componentes (SOTTI, 2014). Para Silva et al. (2012), a condutividade elétrica está relacionada à quantidade de íons dissolvidos durante a fase líquida e seu

aumento pode ser explicado pela digestão de compostos mais complexos em compostos mais simples.

Apesar da produção de biogás, que ocorre em consequência de um processo de degradação dos substratos, na análise de condutividade elétrica, os tratamentos não apresentaram diferença significativa, a 5% de probabilidade. Os valores de início e final de cada tratamento também não apresentaram diferença significativa. Os valores ficaram entre 5,21 mS/cm e 5,86 mS/cm para o tratamento de codigestão e entre 5,11 mS/cm e 6,38 mS/cm para o tratamento de monodigestão, com médias de 5,46 mS/cm e 5,62 mS/cm.

As variáveis potencial de produção de biogás ($L\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), potencial de produção de CH_4 ($L\ CH_4\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), teor de CH_4 (%), eficiência de remoção de sólidos totais (%), alcalinidade total ($mg\ CaCO_3\ L^{-1}$), acidez volátil ($mg\ L^{-1}$), DQO ($g\ L^{-1}$), redução de DQO (%) e relação AV/AT e pH, de ambos os tratamentos, foram analisadas em conjunto, mediante a técnica multivariada de componentes principais. Na análise de componentes principais, de acordo com o critério de Kaiser (1960), as quatro primeiras componentes foram consideradas as mais significativas e representaram 93,47% da variância total das variáveis mensuradas, como pode ser observado na Figura 34.

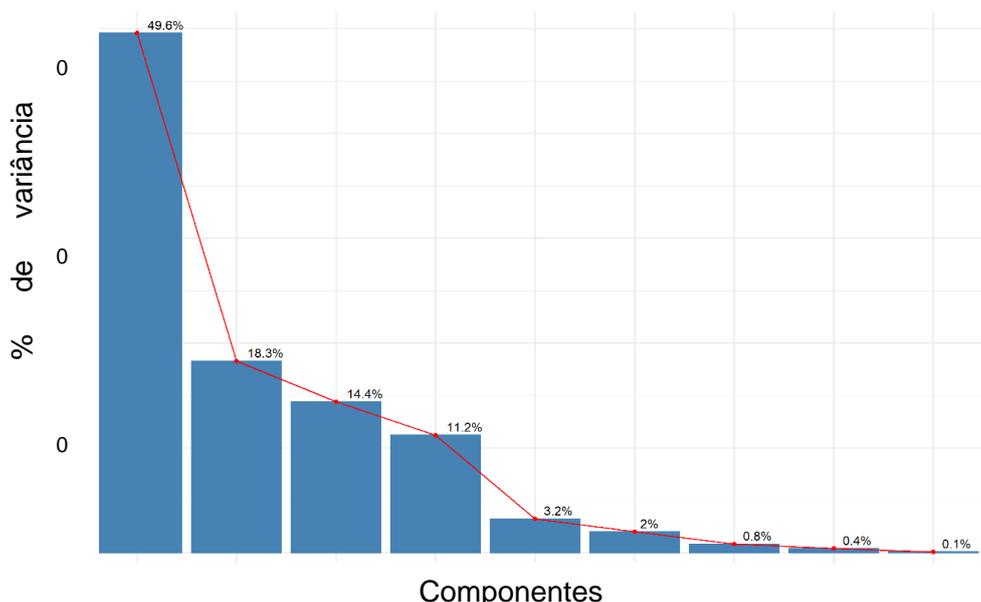


Figura 34 Percentual de variância explicada em cada componente principal.

As variáveis que mais contribuíram para a variância da componente principal 1 foram teor de metano (%), potencial de produção de biogás ($L\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), potencial de produção de metano ($L\ CH_4\ g^{-1}\ SV_{add}\ d^{-1}$), relação AV/AT, pH e alcalinidade total ($mg\ CaCO_3\ L^{-1}$). As variáveis DQO, redução de DQO (%) e acidez volátil ($mg\ L^{-1}$) foram explicadas pela componente principal 2. A terceira componente, entre outras variáveis, explicou a redução de sólidos totais, a quarta componente principal também foi explicada pelas variáveis redução de

DQO (%) e acidez volátil (AV). Na Figura 35 está apresentado o gráfico biplot para as componentes principais 1 e 2.

A análise multivariada permitiu observar o panorama geral do comportamento das variáveis e dos tratamentos no plano, bem como as associações maiores ou menores entre ambos. Verificou-se que os dois tratamentos apresentaram uma separação acentuada na observação das dimensões 1 e 2, em que o Tratamento 1 (CoDA), localizado nos quadrantes direitos do gráfico, mostrou tendência a apresentar maior relação com as variáveis relacionadas ao aproveitamento energético, isto é, potencial de produção de biogás, potencial de produção de metano e teor de metano (% CH₄). O Tratamento 2, realizado por meio de MonoDA, exibiu tendência oposta (Figura 35).

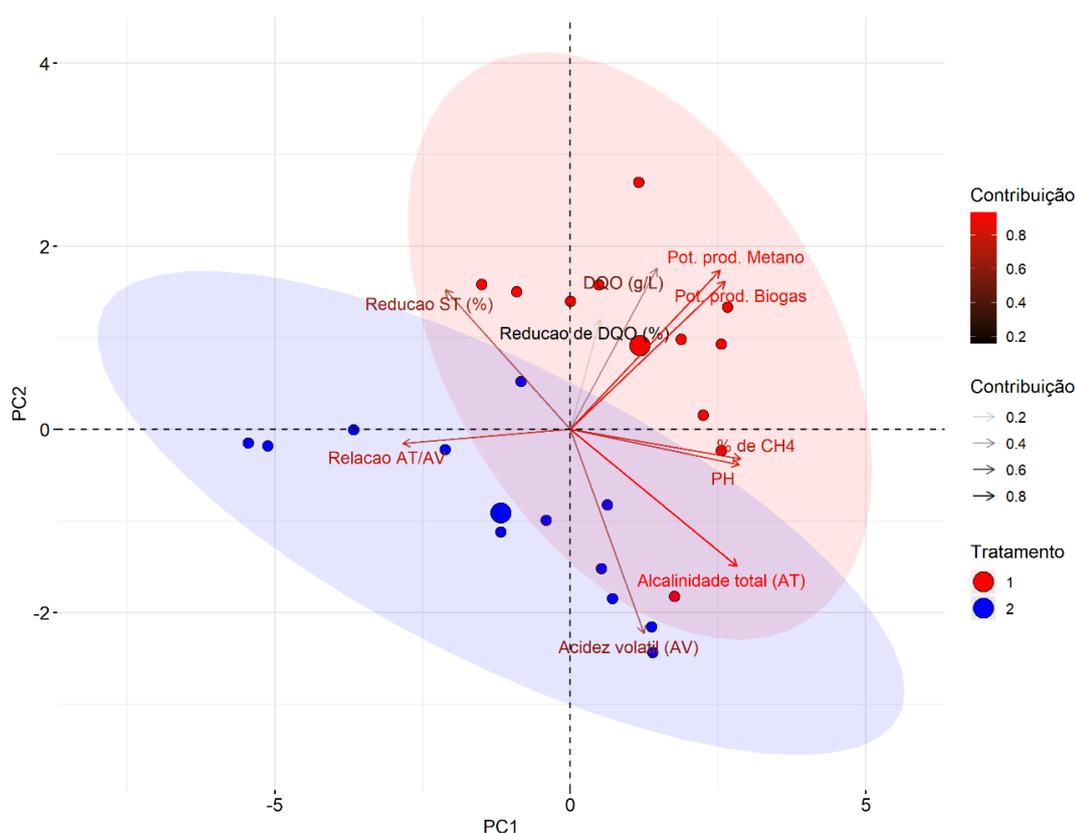


Figura 35 Gráfico biplot com *loadings* de representação da contribuição das variáveis na determinação das componentes principais 1 e 2 e *scores* dos tratamentos.

De fato, o tratamento de CoDA de resíduos alimentares e água residuária da bovinocultura de leite indicou aumento da resposta em relação às variáveis teor de metano (56,22%), potencial de produção de biogás (0,642 L g⁻¹ SV_{add} d⁻¹) e potencial de produção de metano (0,352 L CH₄ g⁻¹ SV_{add} d⁻¹), quando comparado ao tratamento de MonoDA, conforme apresentado nas Figuras 36a e 36b. Na CoDA, provavelmente, foi alcançada composição balanceada de nutrientes no substrato, que afeta diretamente o crescimento microbiano e a produção de biogás, culminando em ambientes sinergeticamente

mais favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos metanogênicos (HUANG et al., 2016; FIRDAUS; SAMAH; HAMID, 2018).

A composição orgânica do substrato é uma função importante no potencial de produção de biogás e de metano (CH_4), biodegradabilidade e rendimento da matéria-prima (AWOSUSI; SETHUNYA; MATAMBO, 2021). Nesse sentido, para FIRDAUS; SAMAH; HAMID, (2018), a codigestão, em geral, melhora a cinética de biodegradação e enriquece as bactérias funcionais através da modificação direta de C:N.

Esses resultados estão acima do encontrado por Ihoeghian et al. (2022), que em pesquisa com resíduo alimentar e esterco bovino obtiveram potencial de produção de biogás de $0,321 \text{ L g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$.

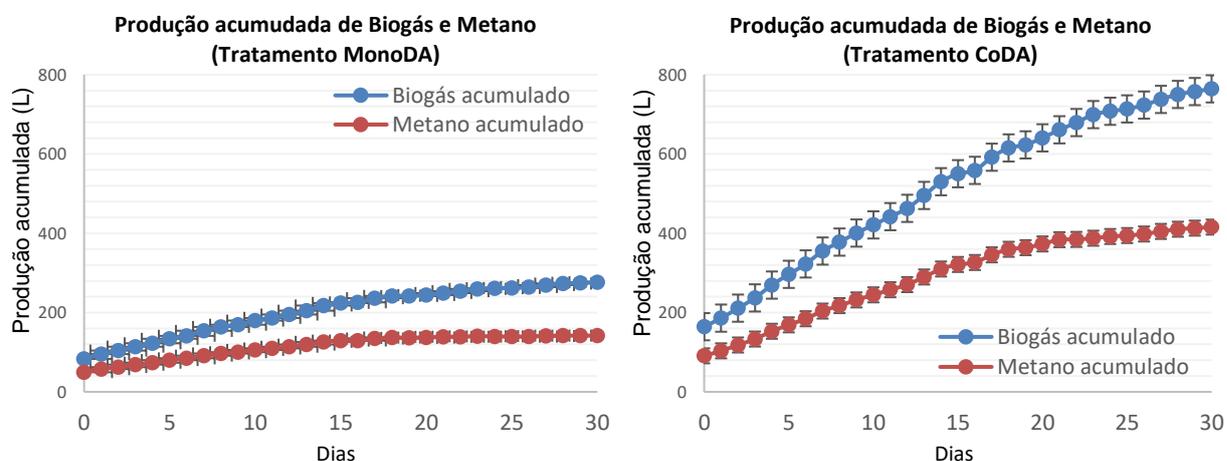


Figura 36 Produção acumulada de biogás e metano: MonoDA (a) e CoDA (b).

Por outro lado, o tratamento realizado por meio de MonoDA apresentou menor potencial de produção de biogás ($0,249 \text{ L g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$), menor potencial de produção de metano ($0,117 \text{ L CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV}_{\text{add}} \text{ d}^{-1}$) e menor teor de metano (50,04%), no teste de comparação de médias a 5% de probabilidade, conforme está apresentado na Figura 37. Como o tamanho da população de um microrganismo depende da disponibilidade de nutrientes, o desequilíbrio nutricional pode ter levado à produção de compostos inibidores, como AGV e amônia (ZHOU et al., 2017).

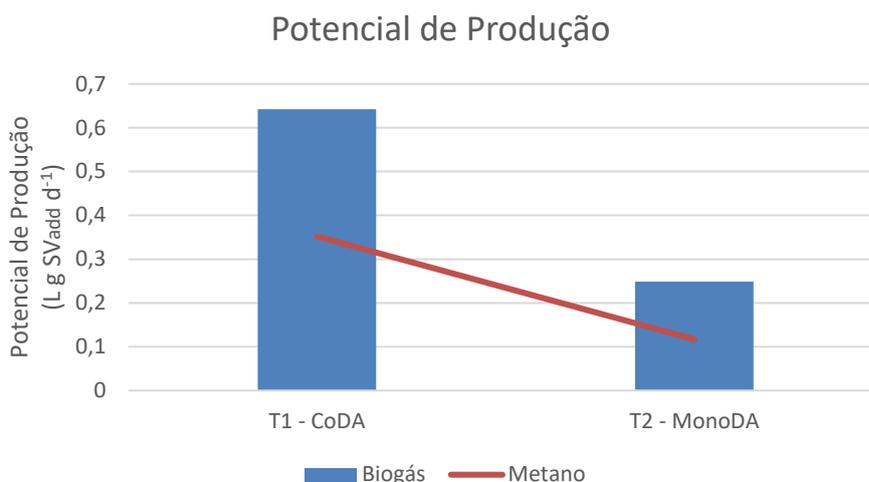


Figura 37 Potencial de produção de biogás e de metano em L g SV_{add} d⁻¹.

Ainda na Figura 35, verifica-se que o tratamento mais distante da variável potencial de produção de metano (MonoDA) está mais próximo da variável acidez volátil. A acidez volátil determina a quantidade de ácidos voláteis na amostra. O parâmetro é importante, pois o excesso ou baixa produção de ácidos pode levar à instabilidade no processo de biodigestão. Na Tabela 24 observa-se que tal tratamento realmente apresentou valores mais elevados de acidez volátil e relação AV/AT, diferenciando-se estatisticamente, a 5% de probabilidade.

Tabela 24 Acidez volátil, alcalinidade total, relação AV/AT, pH e eficiência de remoção de ST

Tratamentos	Acidez volátil (mg L ⁻¹)	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Relação AV/AT	pH	Eficiência de remoção de ST (%)
T1 (CoDA)	5166,62b	5699,79a	0,93b	7,46a	47,52a
T2 (MonoDA)	6056,28a	5575,43a	1,35a	7,01b	40,12b

A acidez volátil de 6056,28 mg L⁻¹ e a relação AV/AT de 1,35 do T2 pode ser atribuída à grande proporção de carboidratos provenientes do resíduo alimentar, os quais são rapidamente hidrolisados e transformados em ácidos orgânicos de curta cadeia molecular (RAHMAN et al., 2015). O baixo potencial de produção de metano deste tratamento, possivelmente, também está associado à elevada acidez volátil e relação AV/AT.

A acidez volátil também influenciou na eficiência de remoção de sólidos totais, pois quanto maior foi sua taxa, menor foi a remoção (correlação alta $r = -0,54$), conforme apresentado na Tabela 24. Apesar da capacidade de tamponamento do sistema, aferida por meio da alcalinidade total, não apresentar diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos, a variação da acidez volátil causou diferença significativa na relação AV/AT.

Ao final dos 60 dias, pode-se inferir que houve instabilidade nos dois tratamentos, sendo mais acentuada em T2, marcada pela queda marcante do pH e da alcalinidade total ao longo do processo, bem como elevação da relação AV/AT, pois taxas superiores a

2000 mg L⁻¹ de acidez volátil causam inibições ao sistema, quando o pH é 7 (FRIEHE; WEILAND; SCHATAUER, 2010), o que é corroborado pelos dados de T2 (Figura 38).

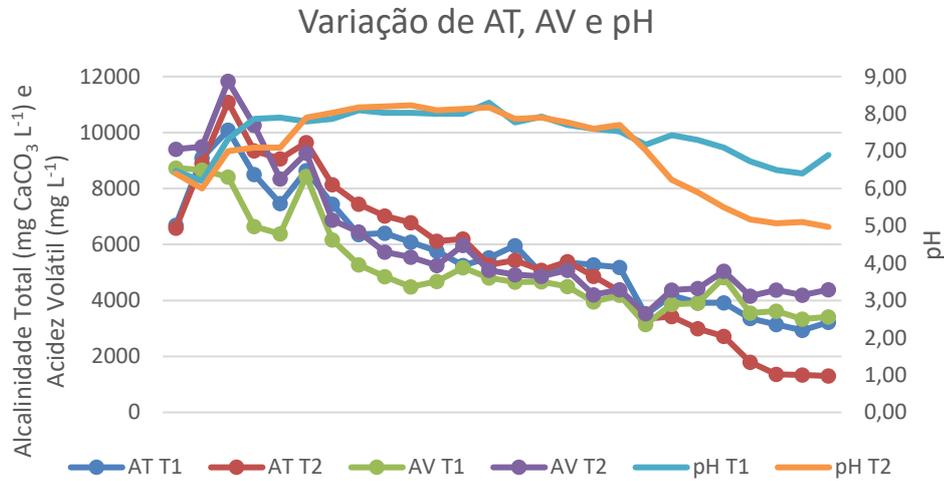


Figura 38 Variação de alcalinidade total (AT), acidez volátil (AV) e pH ao longo do tempo.

O pH e a alcalinidade estão relacionados entre si (correlação muito alta $r = 0,75$), sendo igualmente importantes para o controle e operação adequada dos processos anaeróbios, valores baixos de pH podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano (arqueas metanogênicas). Ao final do processo, o pH estava em 6,90 e 4,97 para CoDA e MonoDA, respectivamente. A correlação positiva quase perfeita do pH em relação ao teor de metano ($r = 0,92$) confirma que, ao final do processo, a produção específica de biogás e de metano não estava no pico, demonstrando início de desequilíbrio em T1.

A trajetória temporal dos sólidos totais no decurso dos processos para os substratos de MonoDA e CoDA mostrou tendência geral progressiva decrescente, com similaridade entre tratamentos (Figura 39). Isso é indicativo da conversão do material orgânico para produção de biogás (McVOITTE, CLARK, 2019; IHOEGHIAN et al., 2022).

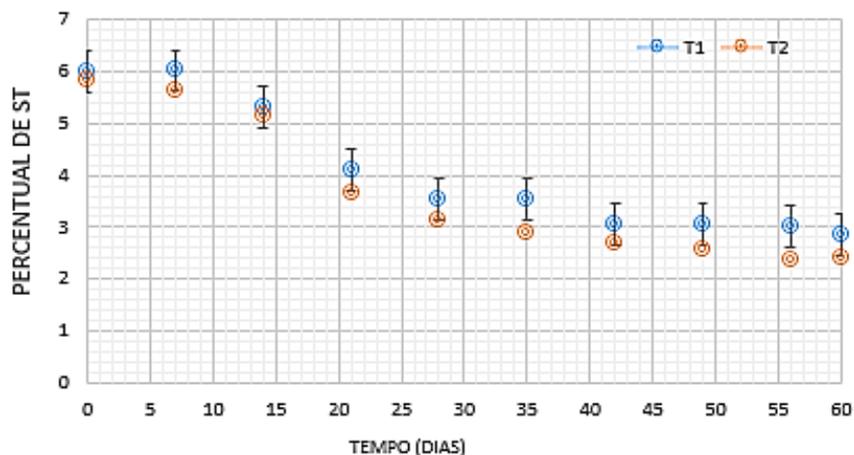


Figura 39 Redução de sólidos totais nos processos de CoDA (T1) e MonoDA (T2).

Tendência semelhante foi observada para o perfil dos sólidos voláteis (Figura 40). Os altos valores de SV são indicativos da presença de materiais orgânicos voláteis nas matérias-primas que podem ser prontamente degradáveis (CAPSON-TOJO et al., 2017).

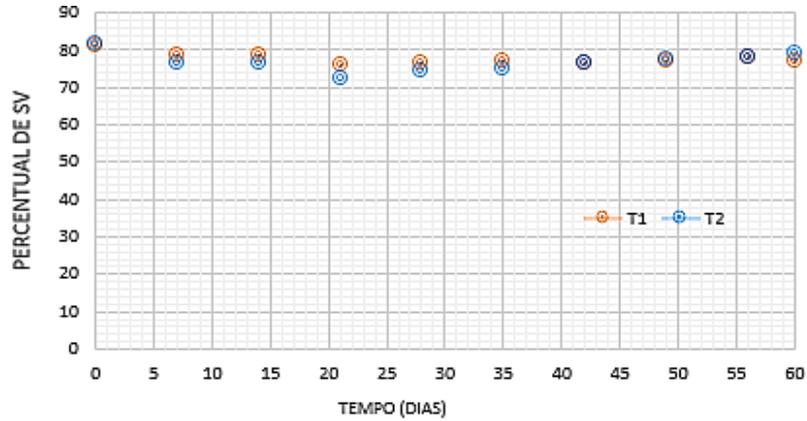


Figura 40 Redução de sólidos voláteis nos processos de CoDA (T1) e MonoDA (T2).

Para fins de balanço de massa e monitoramento da bioconversão e remoção de matéria orgânica durante o processo de digestão anaeróbia foram realizadas as análises de Demanda Química de Oxigênio.

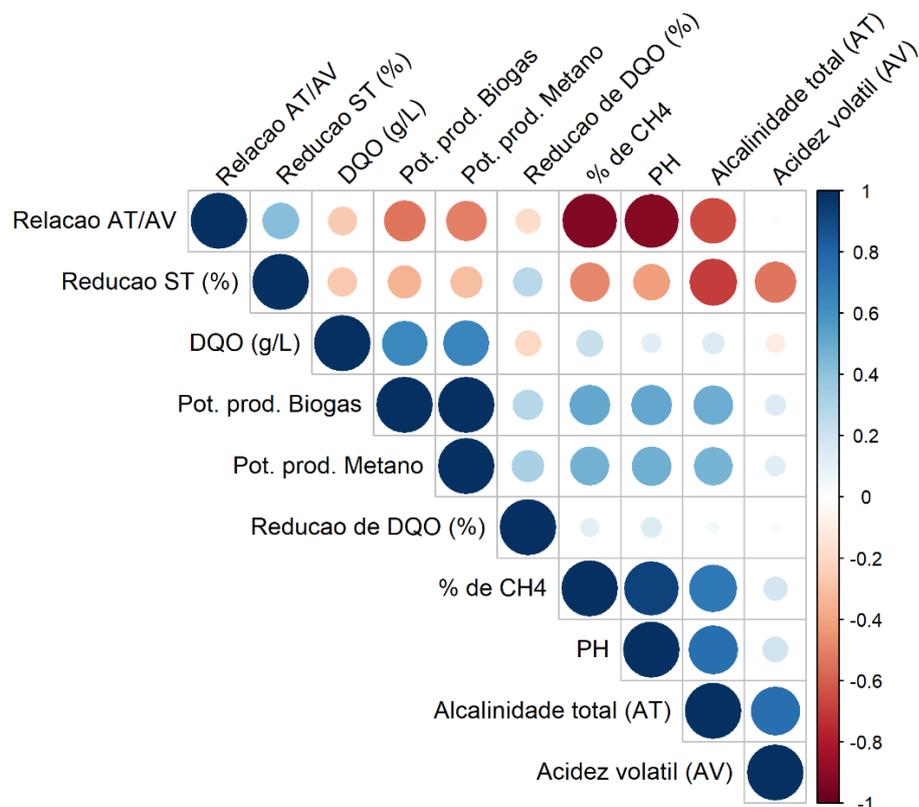


Figura 41 Gráfico de correlação entre as variáveis.

Nota: Tamanho e coloração dos círculos representam a força e o sentido da correlação, respectivamente.

A DQO apresentou correlação linear de Pearson forte e diretamente proporcional com as variáveis potencial de produção de biogás ($r = 0,64$) e potencial de produção de metano ($r = 0,65$), conforme já se visualiza na Figura 41.

Tal correlação era esperada, uma vez que quanto maior é a DQO, maior é a quantidade de matéria orgânica passível de ser convertida em biogás e em metano. Logo, a variável DQO exerce influência sobre o volume e a qualidade de biogás produzido, conforme descrito em Rizvi et al. (2015).

O tratamento realizado por meio de MonoDA apresentou menor média de DQO, com $57,98 \text{ g L}^{-1}$ e remoção de 37,91%, enquanto o tratamento realizado por meio da CoDA apresentou valores maiores estatisticamente, por meio do teste de comparação de médias a 5% de probabilidade, com DQO de $72,69 \text{ g L}^{-1}$ e remoção de 48,18%.

No índice de germinação foi avaliado o percentual de germinação das sementes em relação aos biofertilizantes produzidos nos tratamentos de CoDA e MonoDA. Os percentuais de germinação de alface e rabanete podem ser observados nas Tabelas 25 e 26. Os biofertilizantes de CoDA e MonoDA influenciaram negativamente a germinação de sementes quando utilizados na concentração de 100% (puro), com 0% de germinação, tanto para as sementes de alface, quanto rabanete. O percentual de germinação aumentou gradativamente com menores concentrações de biofertilizante, independente da cultura vegetal utilizada.

Tabela 25 Percentual de germinação de sementes de alface

Concentração do biofertilizante	CoDA	MonoDA	Controle
100*	0b	0b	51a
80%*	7b	13b	
50%*	43a	57 ^a	

Nota: *A comparação foi realizada entre todos os tratamentos.

Tabela 26 Percentual de germinação de sementes de rabanete

Concentração do biofertilizante	CoDA	MonoDA	Controle
100*	0b	0b	93a
80%*	87a	87 ^a	
50%*	100a	100 ^a	

Nota: *A comparação foi realizada entre todos os tratamentos.

Corroborada pelos dados deste estudo, Abdullahi et al. (2008) verificaram a germinação de sementes de rabanete (*Raphanus sativus L.*) submetidas a diferentes concentrações de biofertilizantes provenientes da fração orgânica de resíduos sólidos municipais e constataram que a germinação aumentou com a diluição e o tempo de incubação, indicando que menores taxas de aplicação no solo e períodos maiores entre a

aplicação do biofertilizante e o plantio podem reduzir a quantidade de orgânicos biodegradáveis no produto, aumentando a qualidade do mesmo.

A germinação das sementes de alface foi abaixo do percentual observado no grupo de controle, quando submetidas ao biofertilizante com 80% de concentração, apresentando médias estatísticas iguais ao biofertilizante 100%, a 5% de probabilidade. No entanto, os biofertilizantes com 50% de concentração apresentaram média estatística superior à diluição de 80% e iguais ao controle, com 5% de significância. Bansal, Bhati e Sen (1980) asseguraram que o baixo percentual de germinação nas concentrações de 80 e 100% de biofertilizante pode estar relacionado ao excesso de sais, que impactam de forma negativa o processo germinativo, reduzindo o potencial fisiológico das sementes. Coelho et al. (2018) verificaram que concentrações maiores de biofertilizante tendem a apresentar maior condutividade elétrica, sendo inversamente proporcional ao percentual de germinação. A condutividade elétrica representa uma medida indireta da quantidade de sais solúveis (nutrientes) no composto (CARNEIRO et al., 2013).

Para as sementes de rabanete, apenas os biofertilizantes com 100% de concentração apresentaram média inferior. Os biofertilizantes com 80 e 50% de concentração exibiram média estatística iguais entre si e iguais ao controle, sugerindo que essas concentrações podem ter influenciado a dinâmica dos nutrientes, favorecendo a fixação pelas sementes (OLIVEIRA et al.; 2011). Diferentes espécies vegetais podem exibir variação quanto à resposta fisiológica e germinação das sementes, pois apresentam diferentes limites de tolerância aos sais, confirmando os resultados encontrados neste estudo.

Os resultados desta pesquisa estão de acordo com Panuccio et al. (2015), que estudaram a germinação com sementes de pepino (*Cucumis sativus*), alface (*Lactuca sativa*) e agrião (*Nasturtium officinale*), com concentrações de 0, 10, 25, 50 e 100%, utilizando dois biofertilizantes, um de dejetos animais, sêrum de leite e silagem de milho, e outro de resíduos da indústria de oleícola e polpa cítrica. Verificaram que a germinação foi significativamente diferenciada entre as espécies vegetais em relação aos níveis de diluição, ao tipo de frações, e à combinação destes fatores. De modo geral, com o aumento das concentrações, o percentual de germinação diminuiu, mais para a alface e o agrião que para o pepino.

A concentração de biofertilizante é preponderante para a mudança no percentual de germinação das sementes. Os biofertilizantes mais diluídos apresentaram maiores índices de germinação, sendo que os tratamentos de CoDA e MonoDA não diferiram estatisticamente no percentual de germinação de alface e rabanete, a 5% de significância.

6 CONCLUSÃO

Considerando os objetivos e as condições desta pesquisa, pode-se concluir que:

- a proporção inicial de resíduos alimentares e aparas de grama influenciou o valor agronômico do composto final;

- a vermicompostagem desempenhou papel importante na mineralização de nutrientes.

- a integração de bioprocessos, nas condições estudadas, não foi significativa quanto à análise espectroscópica e quanto ao número de minhocas e ovos, porém apresentou influência sobre a qualidade do produto final de T6, realizado com a proporção de 40% de resíduos alimentares e 60% de aparas de grama.

- a MonoDA de resíduos alimentares com 5% de ST acidificou o processo mais rapidamente, enquanto a CoDA produziu maior quantidade de biogás, com melhor qualidade.

- com menores concentrações de biofertilizante, o percentual de germinação aumentou gradativamente, independente da cultura vegetal utilizada.

- não houve diferença estatística entre o produto da MonoDA e da CoDA no índice de germinação.

Conclui-se, também, que os processos apresentados nesta pesquisa podem ser utilizados como medidas sustentáveis e são passíveis de serem inseridos no setor de serviços de alimentação, para redução da quantidade de resíduos dispostos no ambiente, os quais constituem crescentes problemas sociais e ambientais, pois ambos os processos são eficientes na estabilização e reciclagem dos nutrientes presentes nos resíduos, desde que respeitados os limites impostos em cada processo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a importância e atualidade do tema em estudo, em pesquisas futuras, sugere-se desenvolver o processo de compostagem em composteiras maiores, visando manter o calor, para alcançar temperatura sanitizante. Sugere-se também desenvolver a integração de processos após o material ter passado pela fase de temperatura sanitizante. Para o tratamento de DA, sugere-se trabalhar com menores percentuais de sólidos totais, a fim de manter o processo em equilíbrio por mais tempo.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAHI, Y. A.; AKUNNA, J. C.; WHITE, N. A.; HALLETT, P. D.; WHEATLEY, R. 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**, n. 99, v. 18, p. 8631-8636, 2008.
- ABREU, E. S.; SPINELLI, M. G. N.; ZANARDI, A. M. P. **Gestão de unidades de alimentação e nutrição: um modo de fazer**. São Paulo: Metha, 2009. 342 p.
- AKDENIZ, N. A systematic review of biochar use in animal waste composting. **Waste Management**, v. 88, p. 291-300, 2019.
- AL-OBADI, M.; AYAD, H.; POKHAREL, S.; AYARI, M. A. Perspectives on food waste management: Prevention and social innovations. **Sustainable Production and Consumption**, v. 31, p. 190-208, 2022.
- ALBUQUERQUE NETO, H. C.; MARQUES, C. C.; ARAÚJO, P. G. C. de; GONÇALVES, W. P.; MAIA, R.; BARBOSA, E. A. Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (estudo de caso). ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 27. 2007, Foz do Iguaçu - PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia de Produção, 2007. p. 1-10.
- ALEMAN-RAMIREZ, J. L.; PÉREZ-SARIÑANA, B. Y.; TORRES-ARELLANO, S.; SALDAÑA-TRINIDAD, S.; LONGORIA, A.; SEBASTIAN, P. J. Bioethanol production from Ataulfo mango supplemented with vermicompost leachate. **Catalysis Today**, v. 353, p. 173-179, 07/2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2019.07.028>.
- ALIDADI, H.; HOSSEINZADEH, A.; NAJAFPOOR, A. A.; ESMAILI, H.; ZANGANEH, J.; TAKABI, M. D.; PIRANLOO, F. G. Waste recycling by vermicomposting: maturity and quality assessment via dehydrogenase enzyme activity, lignin, water soluble carbon, nitrogen, phosphorous and other indicators. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 134-140, 2016.
- ALZAMORA, B. R.; BARROS, R. T. V. Review of municipal waste management charging methods in different countries. **Waste Management**, v. 115, p. 47-55, 2020.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18. ed. Washington: APHA, 2005.
- ANDRADE, M. M. M. **Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos**. 2018. 93 f. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE. 2018.
- ARELLI, V.; BEGUM, S.; ANUPOJU, G. R.; KURUTI, K.; S. S. Dry anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure: Impact of total solids, substrate ratio and thermal pretreatment on methane yield and quality of biomanure. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 273-280, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE REFEIÇÕES COLETIVAS - ABERC. **Mercado Real**. 2022. Disponível em: <<https://www.aberc.com.br/mercado-real>>. Acesso em: 2 maio 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos - Classificação, Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

AWOSUSI, A.; SETHUNYA, V.; MATAMBO, T. Synergistic effect of anaerobic co-digestion of South African food waste with cow manure: Role of low density-polyethylene in process modulation. **Materials Today: Proceedings**, v. 38, p. 793-803, 2021.

AZARMI, R.; GIGLOU, M. T.; TALESHMIKAIL, R. D. Influence of vermicompost on soil chemical and physical properties in tomato (*Lycopersicon esculentum*) field. **African Journal Biotechnology**, v. 7, n. 14, p. 2397-2401, 2008.

BADDI, G. A.; ALBUQUERQUE, J. A.; GONZALVEZ, J.; CEGARA, J.; HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. **Int. Biodeterior Biodegrad**, v. 54, p. 39-44, 2004.

BANKS, C. J.; ZHANG, Y.; JIANG, Y.; HEAVEN, S. Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentrations. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 127-135, 2012.

BANSAL, R. P.; BHATI, P. R.; SEN, D. N. Differential specificity in water inhibition of Indian arid zone. **Biologia Plantarum**, v. 22, v. 5, p. 327-331, 1980.

BARBOSA, E. J. **Dimensionamento do eixo impelidor em sistemas de agitação e mistura para processos industriais**. 2004. 59 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP. 2004.

BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JR., A.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 385-393, 2006.

BEGUM, S.; ANUPOJU, G. R.; SRIDHAR, S.; BHARGAVA, S. K.; JEGATHEESAN, V.; ESHTIAGHI, N. Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 364-373, 2018.

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

BI, S.; HONG, X.; YANG, H.; YU, X.; FANG, S.; BAI, Y.; LIU, J.; GAO, Y.; YAN, L.; WANG, W.; WANG, Y. Effect of hydraulic retention time on anaerobic co-digestion of cattle manure and food waste. **Renewable Energy**, v. 150, p. 213-220, 2020.

BÍBLIA. Português. **Bíblia Sagrada**. O Antigo e o Novo Testamento. Traduzida em português por João Ferreira de Almeida. 2. ed. Geográfica: Santo André - SP, Brasil. 2012.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências, **Diário Oficial da União**, Brasília - DF, 3 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União** – Seção 1, Brasília - DF, Nº 173, 28 de julho de 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA/DAS/CGAL, 2014. 220 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília – DF: MMA, 2012.

BRIGHENTI, C. R. G.; REIS, L. C.; REIS, C. Características físico-químicas de ácidos húmicos em diferentes etapas da vermicompostagem. **Eclética Química**, v. 35, n. 3, p. 69-82, 2010.

BRINTON, W. F. **Compost quality standards & guidelines**. Woods End Research Laboratory. Inc, New York State Association of Recyclers, 2000.

CAPSON-TOJO, G.; ROUEZ, M.; CREST, M.; TRAABLY, E.; STEYER, J. P.; BERNET, N.; DELGENÈS, J. P.; ESCUDIÉ, R. Kinetic study of dry anaerobic co-digestion of food waste and cardboard for methane production. **Waste Management**, v. 69, p. 470-479, 2017.

CARDOSO, P. H. S.; GONÇALVES, P. W. B.; ALVES, G. O.; PEGORARO, R. F.; FERNANDES, L. A.; FRAZÃO, L. A.; SAMPAIO, R. A. Improving the quality of organic compost of sewage sludge using grass cultivation followed by composting. **Journal of Environmental Management**, v. 314, article 115076, 2022.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

CARNEIRO, C. M. L.; LIMA, A. M.; AZEVEDO, J. B.; CASTRO, M. G.; SILVA, K. M. B. Diagnóstico dos resíduos sólidos produzidos no restaurante universitário da UFRN. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30, Brasil. 12 a 15 de outubro de 2010, São Carlos – SP. **Anais...** São Carlos – SP: Associação Brasileira de Engenharia de Produção 2010. p. 1-13.

CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 4, p. 796-807. 2013.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 494 p.

CASTILHOS, R. M. V.; DICK, D. P.; CASTILHOS, D. D.; MORSELLI, T. B. A. G.; COSTA, P. F. P.; CASAGRANDE, W. B.; ROSA, C. M. Distribuição e caracterização de substâncias húmicas em vermicompostos de origem animal e vegetal. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa – MG, v. 32, p. 2669-2675, 2008.

CERDA, A.; ARTOLA, A.; FONT, X.; BARRENA, R.; GEA, T.; SANCHEZ, A. Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57-67, 2018.

CESTONARO, T. **Adição de dejetos de bovinos de corte em processos biológicos de estabilização de cama de ovinos**. 2013. 51 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR. 2013.

CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; ROZATTI, M. A. T.; MARTINS, M. F. L. Addition of cattle manure to sheep bedding allows vermicomposting process and improves vermicompost quality. **Waste Management**, v. 61, p.165–170. 2017.

CHEFETZ, B.; HATCHER, P. G.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. **Journal of Environment Quality**, v. 25, n. 4, p. 776-785m 1996.

CHEN, Z.; LI, Y.; PENG, Y.; MIRONOV, V.; CHEN, J.; JIN, H.; ZHANG, S. Feasibility of sewage sludge and food waste aerobic co-composting: Physicochemical properties, microbial community structures, and contradiction between microbial metabolic activity and safety risks. **Science of The Total Environment**, v. 825, article 154047, 2022.

CHEN, Z.; LI, Y. Z.; PENG, Y. Y.; YE, C. S.; ZHANG, S. H. Effects of antibiotics on hydrolase activity and structure of microbial community during aerobic co-composting of food waste with sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 321, article 124506, 2021.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p.

CHEUNG, H. N. B.; HUANG, G. H.; YU, H. Microbial-growth inhibition during composting of food waste: effects of organic acids. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 5925-5934, 2010.

CHIARELOTTO, M.; DAMACENO, F. M.; BOFINGER, J.; RESTREPO, J. C. P. S.; BORDIM JUNIOR, G.; LORIN, H. E. F.; SANTOS, L. M.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M. Análise de FTIR na determinação da qualidade de compostos orgânicos obtidos por processo de compostagem. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 9, 2018, Porto Alegre. **Anais...** Instituto Venturi, 2018. ID: 106203532.

CHO, S. K.; IM, W. T.; KIM, D. H.; KIM, M. H.; SHIN, H. S.; OH, S. E. Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and methanogenic community analysis. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 210-217, 2013.

COELHO, J. J.; PRIETO, M. L.; DOWLING, S.; HENNESSY, A.; CASEY, I.; WOODCOCK, T.; KENNEDY, N. Physical-chemical traits, phytotoxicity and 342 pathogen detection in liquid anaerobic digestates. **Waste Management**, v. 78, p. 8-15, 2018.

COSTA, M. S. S. M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084-2092, 2017.

COSTA, M. S. S. M.; CARNEIRO, L. J.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F. Redução do tempo de compostagem de resíduos agroindustriais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v. 36, n. 6, p. 1206-1217, 2016.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; SESTAK, D.; KAUFMANN, A. V.; ROTTA, S. R. Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal - SP, v. 25, n. 2, 2005, p. 540-548.

COSTA, T.; AKDENIZ, N. A review of the animal disease outbreaks and biosecure animal mortality composting systems. **Waste Management**, v. 90, p. 121-131, 2019.

COULIBALY, S. S.; BI, I. A. Z. Influence of animal wastes on growth and reproduction of the African earthworm species *Eudrilus eugeniae* (Oligochaeta). **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 3-4, p. 225-229, 2010.

CRITTENDEN, B.; KOLACZKOWSKI, S. **Waste minimization: a practical guide**. England: I. Chem. E., 1995. 81 p.

CURRY, N.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. **Renewable Energy**, Elsevier, v. 41 p. 200-209, 2012.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370 p.

DENNEHY, C.; LAWLOR, P. G.; McCABE, M. S.; CORMICAN, P.; SHEAHAN, J.; JIANG, Y.; ZHAN, X.; GARDINER, G. E. Anaerobic co-digestion of pig manure and food waste; effects on digestate biosafety, dewaterability, and microbial community dynamics. **Waste Management**, v. 71, p. 532-541, 2018.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. 2. ed. Weinheim: Wiley-Vch, 2011.

DEUNER, S.; NASCIMENTO, R.; FERREIRA, L. S.; BADINELLI, P. G.; KERBER, R. S. Adubação foliar e via solo de nitrogênio em plantas de milho em fase inicial de desenvolvimento. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras - MG, v. 32, n. 5, p. 1359-1365, 2008.

DHIR, A.; TALWAR, S.; KAUR, P.; MALIBARI, A. Food waste in hospitality and food services: A systematic literature review and framework development approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 270, article 122861, 2020.

DICK, D. P.; KNICKER, H.; ÁVILA, L. G.; INDA JR, A. V.; GIASSON, E.; BISSANI, C. A. Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 11, p. 1537-1545, 2006.

DOMÍNGUEZ, J. Earthworms and vermicomposting. In: **Earthworms**. The Ecological Engineers of the Soil. Intech Open, 2018, p. 63-77.

DOMÍNGUEZ, J.; AIRA, M.; KOLBE, A. R.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; PÉREZ-LOSADA, M. Changes in the composition and function of bacterial communities during vermicomposting may explain beneficial properties of vermicompost. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, São Paulo - SP, v. 36, n. 5, p. 640-645, 2013.

DOUBLET, J.; FRANCOU, C.; POITRENAUD, M.; HOUOT, S. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 1298-1307, 2011.

EBNER, J. H.; LABATUT, R. A.; LODGE, J. S.; WILLIAMSON, A. A.; TRABOLD, T. A. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management**, v. 52, p. 286-294, 2016,

EL OUAQOUDI, F.; EL FELS, L.; LEMÉE, L.; AMBLÉS, A.; HAFIDI, M. Evaluation of lignocelulose compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 217-222, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa/CNPTIA, 1999. 370 p.

ESMAEILI, A.; KHORAM, M. R.; GHOLAMI, M.; ESLAM, H. Pistachio waste management using combined composting vermicomposting technique: Physico - chemical changes and worm growth analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, article 118523, 2020.

EZEMAGU, I. G.; EJIMOFOR, M. I.; MENKITI, M. C.; DIYOKE, C. Biofertilizer production via composting of digestate obtained from anaerobic digestion of post biocoagulation sludge blended with saw dust: Physiochemical characterization and kinetic study. **Environmental Challenges**, v. 5, article 100288, 2021.

FAGBOHUNGBE, M. O. **Optimization of small scale anaerobic digestion technology**. 2015. 340 f. Thesis (Doctorate) Lancaster Environmental Centre, Faculty of Science and Technology, Lancaster University. 2015.

FAN Y. V.; LEE, C. T.; KLEMEŠ, J. J.; CHUA, L. S.; SARMIDI, M. R.; LEOW, C. W. Evaluation of effective microorganisms on home scale organic waste composting. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 41-48, 2018.

FANG, W.; WEI, U.; LIU, J. Comparative characterization of sewage sludge compost and soil: Heavy metal leaching characteristics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 310, p. 1-1, 2016.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2011. 29 p.

FIRDAUS, A. R. M.; SAMAH, M. A. A.; HAMID, K. B. A. CHNS analysis towards food waste in composting. **Journal CleanWAS**, v. 2, p. 6-10, 2018.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATAUER, A. Descrição de substratos selecionados. In: ROHSTOFFE, F.N. (Ed). **Guia prático do biogás**. Geração e utilização. Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. 2010. p. 74 -84.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **The state of food security and nutrition in the world 2019**. 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 13 ago. 2019.

FORNES, F.; MENDOZA-HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-DE-LA-FUENTE, R.; ABAD, M.; BELDA, R. M. Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 296-305, 2012.

FREITAS, L. M. C.; WIESER, C. J.; STEFANUTTI, R. Variação da temperatura e redução da massa em compostagem doméstica. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 9; FÓRUM LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA E SUSTENTABILIDADE, 3. 2017, Belo Horizonte - MG. **Anais....** São Paulo: Edgard Blucher, 2017. v. 4, n. 2, p. 1542-1551. ISSN 2357-7592, DOI 10.5151/xveneeamb-155.

- FREIXO, A. A.; CANELLAS, L. P.; MACHADO, P. L. O. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregado de dois latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 26, p. 445-453, 2002.
- GAGNON, B.; DEMERS, I.; ZIADI, N.; CHANTIGNY, M. H.; PARENT, E.; FORGE, T. A.; LARNEY, F. J.; BUCKLEY, K. E. Forms of phosphorus in composts and in compost-amended soils following incubation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 92, p. 711-721, 2012.
- GAO, X.; YANG, F.; YAN, Z.; ZHAO, J.; LI, S.; NGHIEM, L.; LI, G.; LUO, W. Humification and maturation of kitchen waste during indoor composting by individual households. **Science of The Total Environment**, v. 814, article 152509, 2022. ISSN 0048-9697.
- GARG, V. K.; SUTHAR, S.; YADAV, A. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 437-443, 2012.
- GODLEWSKA, P.; SCHMIDT, H. P.; OK, Y. S.; OLESZCZUK, P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 193-202, 2017.
- GONDEK, M.; WEINDORF, D. C.; THIEL, C.; KLEINHEINZ, G. Soluble salts in compost and their effects on soil and plants: a review. **Compost Science & Utilization**, v. 28, p. 59-75, 2020.
- GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 14, p. 1584-1591, 2005.
- GUIDONI, L. L. C.; MARQUES, R. V.; MONCKS, R. B.; BOTELHO, F. T.; DA PAZ, M. F.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 141-150, 2018.
- GUNADI, B.; EDWARDS, C. A. The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia foetida* (Savigny) (Lumbricidae). **Pedobiologia**, v. 47, n. 4, p. 321-329, 2003.
- GUO, R.; LI, G. X.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T. B.; ZHAO, Y. Q.; SHEN, Y. J. 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.
- GUSAIN, R.; SUTHAR, S. Vermicomposting of invasive weed *Ageratum conyzoides*: Assessment of nutrient mineralization, enzymatic activities, and microbial properties. **Bioresource Technology**, 312, article 123537, 2020.
- HANC, A.; PLIVA, P. Vermicomposting technology as a tool for nutrient recovery from kitchen bio-waste. **Waste Management**, v. 15, p. 431-439, 2013.
- HARADA, Y.; INOKO, A. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 26, p.127-134, 1980; 1989.
- HE, X.; ZHANG, Y.; SHEN, M.; TIAN, Y.; ZHENG, K.; ZENG, G. Vermicompost as a natural adsorbent: evaluation of simultaneous metals (Pb, Cd) and tetracycline adsorption by sewage sludge-derived vermicompost, **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 24, n. 9, p. 8375-8384. 2017.

HITMAN, A.; BOS, K.; BOSCH, M.; ARJAN, K. Fermentation versus Composting. **Feed Innovation Services**, Friesland, the Netherlands. 2013.

HOEKSTRA, N. J.; BOSKER, T.; LANTINGA, E. A. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 93, n. 1–3, p. 189-196, 2002.

HOORNWEG, D.; BHADA, P. What a waste: a global review of solid waste management. **Urban Development Series**, v. 15, p.87-88, 2012.

HOORNWEG, D.; BHADA, P.; KENNEDY, C. Peak waste: When is it likely to occur? **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, p. 117-128, 2015.

HUANG, X.; YUN, S.; ZHU, J.; DU, T.; ZHANG, C.; LI, X. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 62-68, 2016.

IHOEGHIAN, N. A.; AMENAGHAWON, A. N.; AJIEH, M. U.; OSHOMA, C. E.; OGOFURE, A.; ERHUNMWUNSE, N. O.; EDOSA, V. I. O.; TONGO, I.; OBUEKWE, I. S.; ISAGBA, E. S.; EMOKARO, E.; EZEMONYE, L. I. N.; LAG-BROTONS, A. J.; SEMPLE, K. T.; MARTIN, A. D. Anaerobic co-digestion of cattle rumen content and food waste for biogas production: Establishment of co-digestion ratios and kinetic studies. **Bioresource Technology Reports**, v. 18, article 101033, 2022.

INÁCIO, T. C.; MILLER, M. R. P. **Compostagem ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. p.15-54.

IOANNOU, A.; GEORGALI, P. Z.; FOKAIDES, P. A. Quantification of food waste in an insular island state for all stages of the food supply chain. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 185, article 106486, 2022.

IQBAL, M. K.; SHAFIQ, T.; AHMED, K. Effect of different techniques of composting on stability and maturity of municipal solid waste compost. **Environmental Technology**, v. 31, n. 2, p. 205-214, 2010.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCÍA, V. P. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 6, n. 1, p. 45-60, 1991.

JURAS, I. A. G. M. **Legislação sobre resíduos sólidos: comparação da Lei nº 12.305/2010 com a legislação de países desenvolvidos**. Brasília – DF: Câmara dos Deputados. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados, abr/2012.

KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, p. 141-151, 1960.

KARKI, R.; CHUENHART, W.; SURENDRA, K. C.; SHRESTHA, S.; RASKIN, L.; SUNG, S.; HASHIMOTO, A.; KHANAL, S. K. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives, **Bioresource Technology**, v. 330, article 125001, 2021.

KARNCHANAWONG, S.; NISSAIKLA, S. Efeitos de inoculação microbiana em compostagem de desperdício orgânico doméstico usando caixa de aeração passiva. **Diário Internacional Reciclando Desperdício Orgânico De Agricultura**, v. 3, p.113-119, 2014.

KAUDAL, B. B.; WEATHERLEY, A. J. Agronomic effectiveness of urban biochar aged through co-composting with food waste. **Waste Management**, v. 77, p. 87-97, 2018.

KAUSER, H.; KHWAIRAKPAM, M. Organic waste management by two-stage composting process to decrease the time required for vermicomposting. **Environmental Technology & Innovation**, v. 25, article 102193, 2022.

KHATUA, C.; SENGUPTA, S.; BALLA, V. K.; KUNDU, B.; CHAKRABORTI, A.; TRIPATHI, S. Dynamics of organic matter decomposition during vermicomposting of banana stem waste using *Eisenia fetida*. **Waste Management**, v. 79, p. 287-295, 2018.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres. 1985. 492 p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: Degaspari, 1998. 171 p.

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Degaspari, 2010.

KONG, Z.; WANG, X.; LIU, Q.; LI, T.; CHEN, X.; CHAI, L.; LIU, D.; SHEN, Q. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 366-377, 2018.

KUCBEL, M.; RACLAVSKA, H.; RŮŽIČKOVA, J.; ŠVEDOVA, B.; SASSMANOVA, V.; DROZDOVA, J.; RACLAVSKY, K.; JUCHELKOVA, D. Properties of composts from household food waste produced in automatic composters. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 657-666, 2019.

KUMAR, M.; OU, Y. L.; LIN, J. G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Manage**, v. 30, p. 602-609, 2010.

KUNDARIYA, N.; MOHANTY, S. S.; VARJANI, S.; NGO, H. H.; WONG, J. W. C.; TAHERZADEH, M. J.; CHANG, J.; NG, H. Y.; KIM, S.; BUI, X. A review on integrated approaches for municipal solid waste for environmental and economical relevance: Monitoring tools, technologies, and strategic innovations. **Bioresource Technology**, v. 342, article 125982, 2021.

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A importância ambiental da vermicompostagem: vantagens e aplicações**. São Carlos: Rima, 2005. 10 p.

LASHERMES, G.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Dissipation pathways of organic pollutants during the composting of organic wastes. **Chemosphere**, v. 87, p. 137-143, 2012.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDON, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, p. 1013-1019, 2008.

LE PERA, A.; SELLARO, M.; BENCIVENNI, E. Composting food waste or digestate? Characteristics, statistical and life cycle assessment study based on an Italian composting plant. **Journal of Cleaner Production**, v. 350, article 131552, 2022.

LI, L. U.; KONG, Z.; QIN, Y. U.; WU, J.; ZHU, A.; XIAO, B.; NI, J.; KUBOTA, K.; LI, Y. Y. Temperature-phased anaerobic co-digestion of food waste and paper waste with and without recirculation: Biogas production and microbial structure. **Science of the Total Environment**, v. 724, article 138168, 2020.

- LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, 2013.
- LIM, S. L.; WU, T. Y.; LIM, P. N.; SHAK, K. P. Y. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 95, p. 1143-1156, 2015.
- LIN, C. A negative-pressure aeration system for composting food wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7651-7656, 2008.
- LIU, L.; YE, Q.; WU, Q.; LIU, T.; PENG, S. Effect of biochar addition on sludge aerobic composting and greenbelt utilization. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, article 101279, 2021.
- LIU, Z.; WANG, L.; BEASLEY, D. B. Modeling ammonia emissions from broiler litter at laboratory scale. **Transaction of the ASABE**, v. 52, n. 5, p. 1683-1694, 2009.
- LLACH, J.; PERRAMON, J.; ALONSO-ALMEIDA, M. M.; BAGUR-FEMENÍAS, L. Joint impact of quality and environmental practices on firm performance in small service businesses: an empirical study of restaurants. **Journal of Cleaner Production**, v. 44, p. 96-104, 2013.
- LOHRI, C. R.; DIENER, S.; ZABALETA, I.; MERTENAT, A.; ZURBRÜGG, C. Treatment technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low - and middle - income settings. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. Suíça, v. 16, n. 1, p. 81-130, 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-017-9422-5>>. Acesso em: 7 ago. 2019.
- LÓPEZ, R.; ANTELO, J.; SILVA, A. C.; BENTO, F.; FIOL, S. Factors that affect physicochemical and acid-base properties of compost and vermicompost and its potential use as a soil amendment. **Journal of Environmental Management**, v. 300, article 113702, 2021.
- LOURENÇO, N. **Manual de vermicompostagem e vermicultura para a agricultura orgânica**. Porto: Publindustria, 2014. 230 p.
- LV, B.; XING, M.; YANG, J. Speciation and transformation of heavy metals during vermicomposting of animal manure. **Bioresource Technology**, v. 209, p. 397-401, 2016.
- MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion processes: a review perspective. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3141-3155, 2011.
- MAGO, M.; GUPTA, R.; YADAV, A.; GARG, V. K. Sustainable treatment and nutrient recovery from leafy waste through vermicomposting. **Bioresource Technology**, v. 347, article 126390, 2022.
- MAGO, M.; YADAV, A.; GUPTA, R.; GARG, V. K. Management of banana crop waste biomass using vermicomposting technology. **Bioresource Technology**, v. 326, article 124742, 2021.
- MAKAN, A.; FADILI, A.; OUBENALI, M. Interaction of physicochemical parameters during pressurized in-vessel composting of food waste. **Bioresource Technology Reports**, v. 10, article 100350, 2020.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MALTA, M. B.; NANZER, C. M.; ALMEIDA, F. Q. A. Implantação do processo de reciclagem de lixo em uma unidade de alimentação e nutrição (UAN). **Revista Simbio-Logias**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2008.

McVOITTE, W. P. A.; CLARK, O. G. The effects of temperature and duration of thermal pretreatment on the solid-state anaerobic digestion of dairy cow manure. **Heliyon**, v. 5, 2019. Doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e02140. PMID: 31388580; PMCID: PMC6667700.

MELO, S. L. **Análise do uso de compostagem doméstica em conjuntos habitacionais de interesse social na cidade de São Domingos – Bahia**. 2014. 99 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) - Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, Salvador - BA, 2014.

MITCHELL, A.; ALTER, D. Suppression of labile aluminum in acidic soils by the use of vermicompost extract. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, v. 24, n. 11-12, p. 1171--1181, 1993,

MODAK, P. Municipal solid waste management: turning waste into resources. In: **Shanghai Manual**. A guide for sustainable urban development in the 21st century. 2012. Chapter 5.

MOMAYEZ, F.; KARIMI, K.; TAHERZADEH, M. J. Energy recovery from industrial crop wastes by dry anaerobic digestion: A review. **Industrial Crops & Products**, v. 129, p. 673-687, 2019.

MORENO, M. T. V. **Manual de biogás**. Santiago de Chile, Chile: Editado por Proyecto CHI/00/G32. Remoción de barreras para la electrificación rural con energías renovables, 2011.

NANDIYANTO, A. B. D.; OKTIANI, R.; RAGADHITA, R. How to read and interpret FTIR spectroscope of organic material. **Indonesian Journal of Science and Technology**, v. 4, n. 1, p. 97-118, 2019.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. **Bioresource Technology**, v. 76, p. 107-112, 2001.

NIEDZIALKOSKI, R. K. **Integração de bioprocessos para a estabilização de resíduos agroindustriais**. 2020. 81 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR. 2020.

NIEDZIALKOSKI, R. K.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; TONIAL, L. M. S.; DAMACENO, F. M.; LORIN, H. E. F.; BOFINGER, J.; CHIARELOTTO, M. Combining pretreatment strategies for broilers industry waste valorization. **Heliyon**, v. 5, n. 8, n/p. 2019.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. 1. ed. São Paulo: Nobel, 1992. 93 p.

NOTARNICOLA, B.; TASSIELLI, G.; RENZULLI, P. A.; CASTELLANI, V.; SALA, S. Environmental impacts of food consumption in Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 753-765, 2017.

NUNES, R. R. **Vermicompostagem como tecnologia aplicada à valorização e reaproveitamento dos resíduos de curtume: um estudo químico e agrônômico com vistas à produção orgânica de pimentão em ambiente protegido**. 2017. 279 f. Tese (Doutorado em Química Analítica e Inorgânica) - Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2017.

OLIVEIRA, A. B.; ALENCAR, N. L. M.; PRISCO, J. T.; GOMES-FILHO, E. Accumulation of organic and inorganic solutes in NaCl stressed sorghum seedlings from aged and primed seeds. **Scientia Agrícola**, v. 68, p. 632-637, 2011.

OLIVEIRA, F. N. S.; LIMA, H. J. M.; CAJAZEIRA, J. P. **Uso de compostagem em sistemas agrícolas orgânicos**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical. 2004. 17 p.

OLIVER, A. P. M.; SOUZA NETO, A. A.; QUADROS, D. G.; VALLADARES, R. E. **Manual de treinamento em biodigestão**. Salvador-Bahia: Instituto Winrock Brasil. Fev. 2008. Ver. 2.0.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, 2017.

PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y.; KUMARI, U. R. An experimental study of vermi-biowaste composting for agricultural soil improvement. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 1672-1681, 2008.

PAGANS, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperatura. **Chemosphere**, v. 62, p. 1534-1542, 2006.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; BARROS, R. T.; COSTA, T. D. R. Análise comparativa da adequação da relação C/N e do índice CTC/COT como parâmetros da evolução da compostagem. CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 4. 25 a 28/11/2013. Salvador - BA. Anais... Salvador – BA: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais - IBEAS, 2013, p. 1-6.

PANUCCIO, M. R.; ATTINÀ, E.; BASILE, C.; MALLAMACI, C.; MUSCOLO, A. Use of recalcitrant agriculture wastes to produce biogas and feasible biofertilizer. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, n. 2, p. 267-280, 2015.

PARANHOS, A. L. G. O.; ADARME, O. F. H.; BARRETO, G. F.; SILVA, S. Q.; AQUINO, S. F. Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: Kinetic and energy assessment. **Bioresource Technology**, v. 300, article 122588, 2020.

PAREDES, C., ROIG, A., BERNAL, M. P., SANCHEZ-MONEDERO, M. A., CEGARRA, J. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. **Biology and Fertility of Soil**, v. 32, n. 3, p. 222–227, 2000.

PAREDES, C.; BERNAL, M. P.; CEGARRA, J.; ROIG, A. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v. 85, n. 1, p. 1-8, 2002.

PATHMA, J.; SAKTHIVEL, N. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. **SpringerPlus**. 2012. DOI: 10.1186/2193-1801-1-26.

PAVLOSTATHIS, S. G.; GIRALDO-GOMEZ, E. Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 21, p. 411-490, 1991.

PELEGRÍN, M.; SÁEZ-TOVAR, J. A.; ANDREU-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; MARTÍNEZ-SABATER, E.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BUSTAMANTE, M. A.; AGULLÓ, E.; VICO, A.; PAREDES, C.; MORAL, R. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: agronomic, economic and environmental aspects. **Waste Management**, v. 78, p. 730-740, 2018.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**: processo de baixo custo. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.

PEREIRA NETO, J. T. Tratamento, reciclagem e impacto ambiental de dejetos agrícolas. In: CONFERÊNCIA SOBRE AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE, 1., 1992, Viçosa - MG. **Anais...** Viçosa - MG: UFV-NEPEMA, 1994, p. 61-74.

PEREIRA, M. G.; ARRUDA, M. A. Z. Vermicompost as a natural adsorbent material: characterization and potentialities for cadmium adsorption. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 14, p. 39-47, 2003.

PÉREZ-GODÍNEZ, E. A.; LAGUNES-ZARATE, J.; CORONA-HERNÁNDEZ, J.; BARAJAS-ACEVES, M. Growth and reproductive potential of *Eisenia foetida* (Sav) on various zoo animal dungs after two methods of pre-composting followed by vermicomposting. **Waste Management**, v. 64, p. 67-78, 2017.

POTTIPATI, S.; KUNDU, A.; KALAMDHAD, A. S. Process optimization by combining in-vessel composting and vermicomposting of vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 346, article 126357, 2022.

PRAMANIK, S. K.; SUJA, F. B.; ZAIN, S. M.; PRAMANIK, B. K. The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: prospects and constraints. **Bioresource Technology Reports**, v. 8, article 100310, 2019.

PROVENZANO, M. R.; OLIVEIRA, S. C.; SILBA, M. R. S.; SENESI, N. Assessment of maturity degree of composts from domestic solid wastes by fluorescence and Fourier transform infrared spectroscopies. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 49, p. 5874-5879, 2001.

RAHMAN, H.; ISLAM, A. F. M. S.; MALEQUE, A.; TABASSUM, R. Morphophysiological evaluation of sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) genotypes in acidic soil. **Asian Journal of Crop Science**, v. 7, p. 267-276, 2015.

RAJAGOPALA, R.; BELLAVANCE, D.; RAHAMAN, M. S. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. **Process Safety and Environmental Protection**. IChemE. I v, 5, p. 101-108, 2017.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; KUSUM L.; KISHORE, V. V. N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 4, n. 2, p. 135-156, 2000.

RAJPAL, A.; BHARGAVA, R.; SASI, S. K.; CHOPRA, A. On site domestic organic waste treatment through vermitechnology using indigenous earthworm species. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 3, p. 266-275, 2012.

RAVINDRAN, B.; KARMEGAM, N.; AWASTHI, M. K.; CHANG, S. W.; SELVI, P. K.; BALACHANDAR, R.; CHINNAPPAN, S.; AZELEE, N. I. W.; MUNUSWAMY-RAMANUJAM, G. Valorization of food waste and poultry manure through co-composting amending saw dust, biochar and mineral salts for value-added compost production. **Bioresource Technology**, v. 346, article 126442, 2022.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **Software Estatístico R**. Versão 4.2.0. R Foundation for Statistical Computing, 2012.

REBOLLIDO, R.; MARTÍNEZ, J.; AGUILERA, Y.; MELCHOR, K.; KOERNER, I.; STEGMANN, R. Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 6, p. 61-67, 2008.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength waste. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, p. 780-786, 2015.

RODRIGUES, A. S. de L.; MESAK, C.; SILVA, M. L. G.; SILVA, G. S.; LEANDRO, W. M.; MALAFAIA, G. Organic waste vermicomposting through the addition of rock dust inoculated with domestic sewage wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 651-658, 2017.

RODRIGUES, G. K. D. **Segurança alimentar em UAN escolar: aspectos higiênico sanitários e produção de resíduos orgânicos**. 2007. 148 f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Nutrição) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 20007.

ROIG, A., LAX, A., CEGARRA, J., COSTA, F., HERNANDEZ, M. T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. **Soil Science**, v. 146, p. 311-316, 1988.

ROMANI, A.; PINELLI, P.; GALARDI, C.; SANI, G.; CIMATO, A.; HEIMLER, D. Polyphenols in greenhouse and open-air-grown lettuce. **Food Chemical**, v. 79, p. 337-342, 2002.

SAHARINEN, M. H. Evaluation of changes in CEC during composting. **Compost Science & Utilization**, v. 6, p. 29-37, 1998.

SAMBO, A. S.; GARBA, B.; DANSHEHU, B. G. Effect of some operating parameters on biogas production rate. **Renewable Energy**, v. 6, n. 3, p. 343-344, 1995.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v. 78, p. 301-308, 2001.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. DE M.; LUCENA, A. M. A. DE; GUIMARÃES, M. M. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande-PB, v. 5, n. 1, 2004.

SHARMA, K.; GARG, V. K. Vermicomposting: a green technology for organic waste management. In: **Waste to Wealth**, Springer, Singapore, 2018, p. 199-235.

SILVA, A. G. **A viabilidade da utilização de compostos orgânicos em solos agricultáveis**. 2008. 25 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Tecnologia de Cafeicultura) - Escola Agrotécnica Federal de Muzambinho, Muzambinho – MG, 2008.

SILVA, C. D.; COSTA, L. M.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; SILVA, D. D. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 6, n. 3, p. 487-491, 2002.

SILVA, L. N. **Processo de compostagem com diferentes percentagens de resíduos sólidos agroindustriais**. 2007. 69 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – PR, 2007.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbico para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Química Nova**, São Paulo – SP, v. 35, p. 35-40, 2012.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos**. 2011. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, 2011.

SONDH, S.; UPADHYAY, D. S.; PATEL, S.; PATEL, R. N. A strategic review on Municipal Solid Waste (living solid waste) management system focusing on policies, selection criteria and techniques for waste-to-value. **Journal of Cleaner Production**, v. 356, article 131908, 2022.

SOTTI, G. **Biogás de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de restaurante universitário com efluente sanitário**. 2014. 59 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina - PR. 2014.

SOUZA, A.; GONZÁLEZ, S.; FACELI, K.; CASADEI, V. Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review. **Waste Management**, v. 59, p. 567-584, 2017.

STEVENSON, F. J. **Humics chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley. 1994. p. 153-158.

STRASBURG, V. J.; JAHNO, V. D. Paradigmas das práticas de gestão ambiental no segmento de produção de refeições no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro - RJ, v. 22, n. 1, p. 3-12, 2017.

SUN, F.; YU, G.; NING, J.; ZHU, X.; GOODMAN, B. A.; WU, J. Biological removal of cadmium from biogas residues during vermicomposting, and the effect of earthworm hydrolysates on *Trichoderma guizhouense* sporulation. **Bioresource Technology**, v. 312, article 123635, 2020.

SUTHAR, S. Recycling of agro-industrial sludge through vermitechnology. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 8, p. 1028-1036, 2010.

SUTHAR, S. Vermicomposting of vegetable-market solid waste using *Eisenia foetida*: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 914-920, 2009.

SUTHAR, S. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia foetida* (*Oligochaeta*). **Journal of Hazardous Mater**, v. 163, p. 199-206, 2009.

TAO, Z.; WANG, D.; YAO, F.; HUANG, X.; WU, Y.; DU, M.; CHEN, Z.; NA, H.; LI, X.; YANG, Q. I. The effects of thiosulfates on methane production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste and mitigate method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, article 121363, 2020.

TAVARES, M. H. F.; CARDOSO, D. L.; GENTELINI, D. P.; GABRIEL FILHO, A.; EVANDRO KONOPATS, A. Uso do forno de micro-ondas na determinação da umidade em diferentes tipos de solo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 29, p. 529-538, 2008.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. **Analysis of soil, plants and other materials**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995.

THI, N. B. D.; KUMAR, G.; LIN, C. Y. An overview of food waste management indeveloping countries: current status and future perspective. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p. 220-229, 2015.

UGAK, M. A. M.; ZHRIM, A. Y.; LAMAMING, J.; SUBIN, E. K.; RAJIN, M.; SAALAH, S.; TZE, F. W. H.; ABANG, S. Comparative study on passive aerated in-vessel composting of food wastes with the addition of Sabah ragi. **Carbon Resources Conversion**, v. 5, n. 3, p. 200-210, 2022.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. Nairobi. **Food waste index report 2021**. 2021. Disponível em: <<https://www.unep.org/resources/report/unep-food-waste-index-report-2021>>. Acesso em: 2 maio 2022.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM JR., B. S.; CABRERA, B. R.; MORAES, P. O.; LOPES, D. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, v. 58 (R), p. 59-85, 2009.

VAN DER WERF, H. M. G.; GARNETT, T.; CORSON, M. S.; HAYASHI, K.; CEDERBERG, C. Towards eco-efficient agriculture and food systems: theory, praxis and future challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 1-9, 2014.

VIEIRA, M. Biofertilizante contém nutrientes que dejetos possuíam antes de serem processados. **Tecnologia e tratamento** [online]. Energia alternativa. 2011. Disponível em: <https://www.tecnologiaetreinamento.com.br/agroindustrias/energia-alternativa-energia/construcao-operacao-biodigestores-biofertilizantes>. Acesso em: 13 ago. 2019.

VIEIRA, M. I. **Criação de minhocas**: comercialização, reprodução, produção, instalações e bons lucros. São Paulo: Prata, 1995. 86 p.

WANG, Y.; TANG, Y.; YUAN, Z. Improving food waste composting efficiency with mature compost addition. **Bioresource Technology**, v. 349, article 126830, 2022.

WAQAS, M.; NIZAMI, A. S.; ABURIAZAIZA, A. S.; BARAKAT, M. A.; ISMAIL, I. M. I.; RASHID, M. I. Optimization of food waste compost with the use of biochar. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 70-81, 2018.

WEI, Y.; LI, J.; SHI, D.; LIU, G.; ZHAO, Y.; SHIMAOKA, T. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 51-65, 2017.

WREGGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JÚNIOR, C.; ALMEIDA, I. R. de. **Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

WU, L.; MA, L. Q.; MARTINEZ, G. A. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 2, p. 424-429, 2000.

XING, B. S.; HAN, Y.; CAO, S.; WANG, X. C. Effects of long-term acclimatization on the optimum substrate mixture ratio and substrate to inoculum ratio in anaerobic codigestion of food waste and cow manure. **Bioresource Technology**, v. 317, article 123994, 2020.

XIU-LAN, Z.; BI-QIONG, L.; NI J.; XIE D. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, p. 232-240, 2016.

XU, F.; LI, Y.; GE, X.; YANG, L.; LI, Y. Anaerobic digestion of food waste – challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1047-1058, 2018.

XU, J.; ZHANG, Q.; LI, D.; DU, J.; WANG, C.; QIN, J. Rapid degradation of long-chain crude oil in soil by indigenous bacteria using fermented food waste supernatant. **Waste Management**, v. 85, p. 361-373, 2019.

YANG, Y.; WANG, G.; LI, G.; MA, R.; KONG, Y.; YUAN, J. Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index. **Waste Management**, v. 136, p. 238-243, 2021.

YU, X.; LI, X.; REN, C.; WANG, J.; WANG, C.; ZOU, Y.; WANG, X.; LI, G.; LI, Q. Co-composting with cow dung and subsequent vermicomposting improve compost quality of spent mushroom. **Bioresource Technology**, v. 358, article 127386, 2022.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro – RJ, v. 24, n. 2, p. 219-228, 2019.

ZHRIM, A. Y.; DARWIS, M.; SAMANTHA, D.; HASANAH, A. Z. S.; AQEELA, S. A. N.; JUNIDAH, L.; SARIAH, S.; MARIANI, R. Composting of food waste in passive aerated bioreactor with turning mode. **Materials Science and Engineering**, v. 1195, article 012001, 2021.

ZAN, F.; HAO, T. Sulfate in anaerobic co-digester accelerates methane production from food waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 298, article 122536, 2020.

ZHANG, H.; LI, G.; GU, J.; WANG, G.; LI, Y.; ZHANG, D. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. **Waste Management**, v. 58, p. 369-375, 2016.

ZHANGA, Y.; TIANA, Y.; HUA, D.; FANA, J.; SHENA, M.; ZENGA, G. Is vermicompost the possible in situ sorbent? Immobilization of Pb, Cd and Cr in sediment with sludge derived vermicompost, a column study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 367, p. 83-90, 2019.

ZHEN, G.; LU, X.; KOBAYASHI, T.; KUMAR, G.; XU, K. Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (*Scenedesmus sp.*, *Chlorella sp.*) and food waste: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 299, p. 332-341, 2016.

ZHI-WEI, S.; TAO, S.; WEN-JING, D.; JING, W. Investigation of rice straw and kitchen waste degradation through vermicomposting. **Journal of Environmental Management**, v. 243, p. 269-272, 2019.

ZHOU, Y.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 182-188, 2018.

ZHOU, Y.; LI, C.; NGES, I. A.; LIU, J. The effects of pre-aeration and inoculation on solid-state anaerobic digestion of rice straw. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 78-86, 2017.

ZHU, W.; DU, W.; SHEN, X.; ZHANG, H.; DING, Y. Comparative adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+} by cow manure and its vermicompost. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 89-97, 2017.

ZOTESSO, J. P.; COSSICH, E. S.; COLARES, L. G. T.; TAVARES, C. R. G. Avaliação do desperdício de alimentos e sua relação com a geração de resíduos em um restaurante universitário. **Engevista**, v. 18, p. 294-308, 2016.