

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

EDSON JOSÉ AMARAL

**VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS A PARTIR DA COMPOSTAGEM E
VERMICOMPOSTAGEM COM ADIÇÃO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES**

MEDIANEIRA

2023

EDSON JOSÉ AMARAL

**VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS A PARTIR DA COMPOSTAGEM E
VERMICOMPOSTAGEM COM ADIÇÃO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES**

**RECOVERY OF ORGANIC WASTE FROM COMPOST AND VERMICOMPOST
WITH THE ADDITION OF EFFICIENT MICROORGANISMS**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Thiago Edwiges

Coorientadora: Prof. Dra. Giovana Clarice Poggere

MEDIANEIRA

2023



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito e que licenciam as novas criações sob termos idênticos.

FOLHA DE APROVAÇÃO



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Medianeira



EDSON JOSE AMARAL

VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS A PARTIR DA COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM COM ADIÇÃO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Data de aprovação: 27 de Setembro de 2023

Dr. Thiago Edwiges, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Felipe Martins Damaceno, Doutorado - Universidade Estadual de Maringá (Uem)

Tamara Simone Van Kaick, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/09/2023.

Dedico este trabalho à minha família, pelos
momentos de ausência.
Dedico esta dissertação de mestrado aos meus
amados pais, que sempre me apoiaram
incondicionalmente em todas as etapas da minha
jornada acadêmica. Sem o amor, incentivo e suporte
de vocês, eu não teria alcançado este marco
importante em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram para a realização desta dissertação de mestrado. Sem o apoio e a colaboração de cada um de vocês, este trabalho não seria possível.

Primeiramente, gostaria de agradecer ao meu orientador Prof. Dr. Thiago Edwiges, por sua orientação valiosa, paciência e dedicação ao longo deste processo. Suas sugestões e insights foram fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa e para o aprimoramento do meu conhecimento na área.

Não posso deixar de agradecer a todos os professores e pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTAMB) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Campus Medianeira, em especial a minha coorientadora Prof. Dra. Giovana Clarice Poggere pelos ensinamentos e pelo ambiente acadêmico estimulante que contribuíram para o meu crescimento intelectual. Seus cursos, palestras e discussões foram essenciais para a construção deste trabalho.

Gostaria de expressar minha gratidão à minha esposa e filhos, por seu amor incondicional, encorajamento e compreensão ao longo deste período. Seu apoio emocional e suporte constante foram pilares fundamentais para o meu sucesso.

Por fim, agradeço a todos os participantes da pesquisa, cujas contribuições foram essenciais para a coleta e análise dos dados. Sua disponibilidade e interesse em compartilhar suas experiências foram de extrema importância para este estudo.

Se eu vi mais longe, foi porque estava sobre os ombros de gigantes.
(Sir Isaac Newton – 1675).

RESUMO

A crescente produção de resíduos é resultado do crescimento populacional e econômico do país, bem como do consumo de bens e serviços. Além disso, a falta de políticas públicas efetivas para o gerenciamento e tratamento dos resíduos também contribui para o problema. Em detrimento a isso a compostagem e vermicompostagem se despontam como formas atrativas, de baixo custo e com efetividade na estabilização de resíduos sólidos orgânicos domésticos e industriais. A ação biooxidativa microbiológica promove a produção de um composto estável que pode ser utilizado como fertilizante orgânico. Neste trabalho foi avaliado o desempenho na estabilização da matéria orgânica, aplicando pré-compostagem seguida de vermicompostagem em pequena escala, com adição de microrganismos eficientes (ME) em diferentes concentrações com o objetivo otimizar o processo. Foram utilizados 70 kg de resíduo alimentar (RA), 37 kg de dejetos bovinos frescos (DB), 11 kg de poda de grama (PG) e 2 kg de aparas de galharia (AG). A massa total da leira foi de 120 kg nas proporções de 58%, 31%, 9% e 2% para RA, DB, PG e AG, respectivamente, visando iniciar o processo com relação C/N de 30/1. A vermicompostagem foi preparada com os resíduos pré-compostados objetivando a atividades metabólica e reprodutiva das 10 minhocas adultas da espécie *Eisenia andrei* (vermelha da Califórnia) contendo visíveis sinais de maturidade sexual. No preparo da cultura de ME foi observada a metodologia recomendada pelo Ministério da Agricultura e Pecuária do Brasil (2009), na quantificação se aplicou o método de cálculo de unidades formadoras de colônias conforme *American Public Health Association* (APHA, 2021) e a inoculação do ME no substrato pré-composto se considerou a adaptação da metodologia proposta e aplicada em pesquisa por Panisson (2017). Foram testados 5 tratamentos em quadruplicata para avaliar o efeito da adição de ME na qualidade agronômica do vermicomposto, sendo controle D0 e doses D3, D4, D5 e D6, totalizando 20 vermicomposteiras. Na composição dos tratamentos de D3 a D6, as doses de ME foram progressivamente aumentadas a partir da adição de 3, 4, 5 e 6 mLME/L de resíduo, respectivamente. Na pré-compostagem, os parâmetros microbiológicos e físico-químicos [pH, condutividade elétrica (CE) sólidos voláteis (SV), sólidos totais (ST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação carbono e nitrogênio (C/N)] foram monitorados semanalmente, exceto temperatura e umidade, anotadas diariamente. Na vermicompostagem foram monitorados parâmetros microbiológicos, morfológicos (Índice de Qualidade de Dickson, IQD), fitométricos e físico-químicos [pH, CE, ST SV, C/N, NTK, potássio (K) e fósforo total (P_{total})]. Na vermicompostagem, a avaliação final apontou pH na faixa de 8,7 a 9,5 enquanto a relação C/N ficou entre 12 e 13. Os valores de SV ficaram entre 22,5 a 32%ST e NTK atingiu valores próximos a 3,1% no tratamento D3. A CE atingiu valores entre 2,7 e 3,9 mS cm^{-1} . Constatou-se que o tratamento D3 apresentou valores de P_{total} e K, dos parâmetros de fitotoxicidade e índice germinação (IG) melhores entre todos os tratamentos avaliados. Considerados os parâmetros avaliados na vermicompostagem, o tratamento D3 revela maior maturidade e relevância agronômica.

Palavras-chave: resíduos sólidos, dejetos animais, microrganismos, sustentabilidade, circularidade.

ABSTRACT

The growing production of waste is a result of the country's population and economic growth, as well as the consumption of goods and services. Furthermore, the lack of effective public policies for waste management and treatment also contributes to the problem. To the detriment of this, composting and vermicomposting emerge as attractive, low-cost and effective ways to stabilize domestic and industrial organic solid waste. The microbiological biooxidative action promotes the production of a stable compound that can be used as an organic fertilizer. In this work, the performance in stabilizing organic matter was evaluated, applying pre-composting followed by vermicomposting on a small scale, with the addition of efficient microorganisms (ME) in different concentrations with the aim of optimizing the process. 70 kg of food waste (RA), 37 kg of fresh cattle manure (DB), 11 kg of grass clippings (PG) and 2 kg of gall cuttings (AG) were used. The total mass of the windrow was 120 kg in proportions of 58%, 31%, 9% and 2% for RA, DB, PG and AG, respectively, aiming to start the process with a C/N ratio of 30/1. Vermicomposting was prepared with pre-composted waste aiming at the metabolic and reproductive activities of 10 adult earthworms of the species *Eisenia andrei* (California red) containing visible signs of sexual maturity. In preparing the ME culture, the methodology recommended by the Ministry of Agriculture and Livestock of Brazil (2009) was observed; in the quantification, the method for calculating colony-forming units according to the American Public Health Association (APHA, 2021) was applied and the inoculation of the ME on the pre-composed substrate was considered the adaptation of the methodology proposed and applied in research by Panisson (2017). 5 treatments were tested in quadruplicate to evaluate the effect of adding ME on the agronomic quality of vermicompost, with control D0 and doses D3, D4, D5 and D6, totaling 20 vermicomposts. In the composition of treatments from D3 to D6, the ME doses were progressively increased by adding 3, 4, 5 and 6 mLME/L of residue, respectively. During pre-composting, the microbiological and physicochemical parameters [pH, electrical conductivity (EC), volatile solids (SV), total solids (TS), total Kjeldahl nitrogen (NTK), carbon and nitrogen ratio (C/N)] were monitored weekly, except temperature and humidity, recorded daily. In vermicomposting, microbiological, morphological (Dickson Quality Index, IQD), phytometric and physicochemical parameters were monitored [pH, EC, ST SV, C/N, NTK, potassium (k) and total phosphorus (P_{total})]. In vermicomposting, the final evaluation indicated pH in the range of 8.7 to 9.5 while the C/N ratio was between 12 and 13. SV values were between 22.5 and 32%ST and NTK reached values close to 3.1% in treatment D3. The EC reached values between 2.7 and 3.9 mS cm⁻¹. It was found that treatment D3 presented better P_{total} and K values, phytotoxicity parameters and germination index (GI) among all treatments evaluated. Considering the parameters evaluated in vermicomposting, the D3 treatment reveals greater maturity and agronomic relevance.

Keywords: solid waste, animal waste, microorganisms, sustainability, circularity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Temperatura ao longo do tempo em dias	211
Figura 2 – Representação de minhocas das <i>Eisenia foetida</i> (a) e <i>Eisenia andrei</i> (b) adultas com destaque no clitelo	277
Figura 3 – Resíduos alimentares (a) e dejetos bovinos (b) utilizados na compostagem	39
Figura 4 – Composição percentual de resíduo alimentar (RA), dejetos bovinos (DB), poda de grama (PG) e aparas de galgaria (AG) utilizados na compostagem	400
Figura 5 – Homogeneização de RA (a), montagem leira (b) e cobertura da leira (c)	400
Figura 6 – Montagem da leira de compostagem	411
Figura 7 – Disposição das vermicomposteiras (a), montagem das vermicomposteiras no laboratório de solos da UTFPR (b)	422
Figura 8 – Tela de polietileno (a) e migração das minhocas para o composto (b)	423
Figura 9 – Organização das armadilhas de arroz cozido (a) montagem das armadilhas na serapilheira de reserva ambiental intacta (b)	444
Figura 10 – Seleção dos M.E pela coloração (a), (b), fermentação anaeróbia de microrganismos eficientes em melaço de açúcar (c)	444
Figura 11 – Meio de cultura depois de 7 dias de incubação (a), cultura de ME de coloração branca (b), cultura de ME de coloração vermelha e amarela (c), cultura de ME de coloração amarela (d)	455
Figura 12 – Contagem das colônias de ME	466
Figura 13 – Controle da temperatura das vermicomposteiras	47
Figura 14 – Teste de condutividade elétrica (a), aferição de pH (b)	48
Figura 15 – Amostras sendo retiradas da estufa de circulação de ar (a), amostras sendo colocadas no dessecador para esfriar (b)	48
Figura 16 – Bloco digestor (a), destilação de nitrogênio (b), titulação (c)	49
Figura 17 – Calcinação de amostras na mufla (a), pesagem na balança de precisão (b)	500
Figura 18 – Digestão das amostras em solução de Melich	511
Figura 19 – Leitura de (P) no espectrofotômetro a 660 nm, Leitura de (K) no Espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS)	522
Figura 20 – Tubos com caldo EC apresentando fermentação (a), formação de colônias de <i>E. coli</i> (b), teste Bactray I e II (c)	533
Figura 21 - Filtração das amostras C, D3, D4, D5 e D6	555
Figura 22 – Diluição das amostras 100:0, 20:80, 10:90, 1:99 e 0,1: 99,9	555
Figura 23 – Emplacamento dos tratamentos e distribuição aleatória das sementes, amostras emplacadas e acondicionadas na incubadora BOD	566
Figura 24 – Sementes germinadas, apresentando o hipocótilo (a), medição do hipocótilo das sementes germinadas (b)	56

Figura 25 – montagem das bandejas com tratamentos e controle	58
Figura 26 – desenvolvimento das mudas encubadas em B.O.D	58
Figura 27 – Preparação das mudas para medições	59
Figura 28 – Desidratação das amostras em estufa de circulação mecânica	59
Figura 29 – Valores de temperatura na compostagem ao longo do tempo	644
Figura 30 – Valores de umidade para na compostagem ao longo do tempo	644
Figura 31- Valores de temperatura para a vermicompostagem ao longo do tempo	66
Figura 32 – Valores de pH para a vermicompostagem ao longo do tempo	67
Figura 33 – Valores de CE para a vermicompostagem ao longo do tempo	68
Figura 34 – Valores de ST para a vermicompostagem ao longo do tempo	68
Figura 35 –SV para a vermicompostagem ao longo do tempo	69
Figura 36 – Presença de casulos e filhotes de minhocas no composto final	69
Figura 37 – Valores de NTK para a vermicompostagem ao longo do tempo	70
Figura 38 – Valores de C/N para a vermicompostagem ao longo do tempo	711
Figura 39 – Valores de P_{total} da vermicompostagem ao longo do tempo	711
Figura 40 –Valores de K para a vermicompostagem ao longo do tempo	722
Figura 41 – Classificação quantitativa de fitotoxicidade da mistura de resíduo submetidos a pré-compostagem	733
Figura 42 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade do pré-composto	744
Figura 43 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade do vermicomposto com adição de ME	744
Figura 44 – Índice de qualidade de Dickson dos tratamentos e controle	755
Figura 45 – Parâmetros fitométricos médios das plantas e índice de qualidade de Dickson dos tratamentos e controle A- parte aérea, B- raiz, C- Massa fresca da raiz, D- diâmetro do coleto, E- massa seca da raiz, F- massa seca parte aérea	76

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1- Caracterização do substrato na compostagem	61
Tabela 2 – Caracterização do pré-composto ao longo do tratamento.....	62
Quadro 1 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade utilizada neste trabalho	57

LISTA DE ABREVIATURAS, SIMBOLOS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Abrelpe	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza e Resíduos Especiais
AG	Aparas de Galharia
APHA	<i>American Public Health Association</i>
BGN	Bacilos Gran Negativo
C/N	Carbono/Nitrogênio
Ca	Cálcio
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CDME	Caderno dos Microrganismos Eficientes
CE	Condutividade Elétrica
CH ₄	Gás metano
cm	centímetro
CO ₂	Gás carbônico
COT	Carbono Total
CV	Carbono volátil
DB	Dejeto Bovino
EC	<i>Escherichia coli</i>
EMB	Eosina Azul de Metileno, do inglês <i>Eosine Methylen Blue</i>
Eq.	<i>Equação</i>
g	grama
GEE	Gases do Efeito Estufa
h	hora
H ₂ S	sulfeto de hidrogênio
H ₂ SO ₄	ácido sulfúrico
H ₃ BO ₃	ácido bóricos
HCl	ácido clorídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	índice de germinação
IPEA	Pesquisa Econômica Aplicada
IQD	índice de qualidade de Dickson.
ISSO	<i>International Student and Scholar Services Office</i>
K ₂ Cr ₂ O ₇	Dicromato de potássio
K	Potássio
kg	quilograma
L	litro
m ²	metro quadrado
m ³	metro cúbico
ME	Microrganismos Eficientes
Mg	Magnésio
min	Minuto
mg/L	Miligrama por litro
mL	mililitro
mL/L	mililitro por litro
mm	milímetro
mS/cm	milliSiemens por centímetro
NaOH	hidróxido de sódio
NH ₃	amônia

NH ₄	cátion amônio
N	Nitrogênio
NMP	número mais provável
NMP/g	número mais provável por grama
NTK	Nitrogênio Total <i>Kjeldahl</i>
O ₂	Gás oxigênio
°C	Grau Centígrado
P	Fósforo
PAST	<i>PA</i> leontological <i>S</i> Tatistics
PCA	<i>Pl</i> ate <i>C</i> ount <i>A</i> gar
PG	Poda de Grama
pH	potencial de Hidrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
P _{total}	fósforo total
RA	Resíduos Alimentares
Sisnama	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
ST	Sólidos Totais
Suasa	Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária
SV	sólidos voláteis
T	Temperatura
UFC	Unidades de Colônias Formadoras
UFC/g	Unidades de Colônias Formadoras por grama
V	Volume
XLD	<i>Xylose-Lysine-Desoxycholate</i> Agar
µL	microlitro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos.....	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1 Produção de resíduos no Brasil	20
3.2 Pré-compostagem na estabilização dos resíduos Erro! Indicador não definido.	
3.3 Vermicompostagem na mineralização da matéria orgânica.....	23
3.4 Ação das minhocas no processo de vermicompostagem.....	24
3.5 Microrganismos eficientes	26
3.6 Compostagem como valorização de resíduos para adubação.....	28
4 MATERIAL E METODOS	30
4.1 Fontes de resíduos	30
4.2 Montagem e operação da leira de pré-compostagem.....	31
4.3 Parametros e monitoramento da leira de pré-compostagem	33
4.4 Montagem e operação dos reatores de vermicompostagem	33
4.5 Cultivo e preparação de ME aplicado na vermicompostagem.....	35
4.6 Parametros de monitoramento dos processos	38
4.7 Caracterização físico-química dos resíduos.....	38
4.8 Avaliação da fitotoxicidade do vermicomposto Erro! Indicador não definido.	
4.9 Ensaio de germinação de mudas de alface para avaliar a qualidade agrônômica dos vermicompostos.....	49
4.10 Análise estatística.....	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1 Características físicas, químicas e biológicas dos substratos utilizados na pre-compostagem.....	53
5.2 Desempenho do processo de vermicompostagem com adição de ME.....	57
6 CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS.....	68

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020), o Brasil produziu 79,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU)¹ em 2020, o que representou um aumento de 1,5% em relação ao ano anterior, que foi 78,7 toneladas de RSU.

A disposição final destes resíduos em aterros pode promover a mistura dos compostos orgânicos com materiais tóxicos, como medicamentos, pilhas, plástico e entulhos de construção. A inadequada disposição desses resíduos tem potencial para contaminar solo, lençóis freáticos e até mesmo a atmosfera terrestre. Isso ocorre devido à geração de gases do efeito estufa (GEE), sendo que um deles é o metano (CH₄) com potencial de aquecimento global de aproximadamente 25 vezes maior que dióxido de carbono (CO₂).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, criada em 2010 (Lei 12.305/2010), tem por objetivo fomentar a gestão integrada e sustentável dos resíduos sólidos, estabelecendo diretrizes para a destinação e a disposição final adequados. Em detrimento a isso, uma alternativa mais sustentável à disposição final dos resíduos orgânicos é a compostagem, que acontece de forma natural pela decomposição da matéria orgânica de origem animal ou vegetal e pode ser otimizada caso os parâmetros de influência sejam ideais. O processo de compostagem envolve transformações complexas de natureza bioquímica originada devido à variedade de microrganismos que vivem no solo como fungos, bactérias, microfauna e outros. Tais microrganismos obtêm, a partir da degradação aeróbia da matéria orgânica, o carbono (C) e demais nutrientes minerais necessários à sua sobrevivência.

Além desses compostos químicos, os microrganismos também necessitam de condições ideais de temperatura, umidade, pH, disponibilidade de oxigênio (O₂), os quais se desenvolvem naturalmente durante o processo de decomposição da matéria orgânica (DAL BOSCO *et al.* 2017; DUTRA *et al.* 2018; SOUZA, 2018). O processo de compostagem usualmente requer longos períodos para a completa degradação da matéria orgânica (90 a 120 dias). Porém, a elevada taxa de atividade biológica no início do processo garante temperatura operacional termofílica capaz de

¹ Resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles originados de atividades domésticas em residências urbanas – resíduos domiciliares – e os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana – resíduos de limpeza urbana (BRASIL, 2020).

eliminar patógenos e sementes de ervas daninhas, gerando, ao final do processo, um composto orgânico.

A compostagem pode ser associada à vermicompostagem, objetivando a otimização do processo de estabilização de resíduos orgânicos por meio da ação das minhocas em seu trato digestivo. Esse método é uma forma eficaz de reciclar resíduos orgânicos, como restos de alimentos, folhas, galhos e outros materiais que normalmente poderiam descartados irregularmente. Durante a decomposição, as minhocas consomem o material orgânico e produzem excrementos que são ricos em nutrientes essenciais às plantas, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Pela intensa produção desses nutrientes, a vermicompostagem revela considerável potencial de interesse agrônomo, particularmente por promover a melhoria da circularidade dos resíduos sólidos e contribuir para a sustentabilidade ambiental de cidades e aglomerados populacionais e, assim, torna-se importante alternativa para a resolução de questões econômica e ambiental relativas aos dejetos orgânicos.

A pesquisa tem evidenciado que o húmus produzido pelas minhocas se revela excelente fertilizante, com grande potencial agrônomo para a promoção de melhorias no solo, em particular no que diz respeito à ação de seus atributos químicos, físicos e biológicos (RICCI, 1996; ALBANELL *et al.*, 1988; KEIHL, 2004; NUERNBERG, 2014; ALCANTARA, 2016; FREITAS *et al.*, 2018).

Os atributos físicos se referem à melhoria na estruturação e formação de agregados; seus atributos químicos envolvem a oferta, retenção e ciclagem de nutrientes; seus atributos biológicos decorrem do aumento da diversidade de organismos benéficos e se destacam pela oferta, retenção e ciclagem de nutrientes (ALCANTARA, 2016; EMBRAPA, 2022).

Diante desses atributos, a minhoca pode ser usado como matéria-prima para a produção de ração animal (ROTTA *et al.*, 2003), húmus de minhoca considerado serve para a obtenção de substratos nutritivos para o solo, considerado um dos melhores fertilizantes naturais, constituídos essencialmente pelas frações de atributos químico, físico e biológico, dadas a proporção e a qualidade de cada um dessas frações (MANFIO; TURMENA; PIZZOLATTO, 2021). A adição equitativa de cada fração desses atributos agregado ao solo é determinante para o equilíbrio dos nutrientes e obtenção de características favoráveis para o cultivo de cada tipo de planta (RICCI, 1996; ALBANELL *et al.*, 1988; NUERNBERG, 2014; KEIHL, 2004; ALCANTARA, 2016/ FREITAS *et al.*, 2018).

A adição de microrganismos eficientes (ME), como bactérias, actinomicetos, fungos e leveduras, no processo de vermicompostagem pode acelerar e melhorar o processo de decomposição microbiana da matéria orgânica, resultando em um vermicomposto de maior qualidade (ANDRADE *et al.*, 2011; PANISSON, 2017).

Algumas das vantagens dos microrganismos eficientes incluem a melhoria na qualidade do solo, aumento da produção agrícola, controle de patógenos, tratamento de resíduos, sustentabilidade e baixo impacto ambiental.

Sendo assim, as hipóteses investigadas neste trabalho foram:

1) A pré-compostagem é capaz de reduzir a adversidade dos resíduos orgânicos em termos de patógenos, altera o pH e a condutividade elétrica (CE) do vermicomposto gerado;

2) A adição de microrganismos eficientes na vermicompostagem pode garantir melhores concentrações de nutrientes de interesse agrônômico no composto gerado;

3) Diferentes doses de ME podem resultar em melhores condições de germinação de sementes de alface.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência na estabilização de resíduos alimentares, aparas de grama dejetos bovinos, e aparas de galharia aplicando compostagem seguida de vermicompostagem com adição de (ME) em escala de bancada.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- coletar e caracterizar os substratos;
- submeter a mistura de resíduos ao processo de pré-compostagem em escala piloto;
- submeter os resíduos parcialmente decompostos ao processo de vermicompostagem com adição de ME em diferentes doses;
- avaliar a qualidade do vermicomposto produzido com doses de ME na produção de hortaliças a partir de ensaios de germinação.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Produção de resíduos no Brasil

Segundo dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, a geração de resíduos saiu de 66,7 milhões de toneladas em 2010 para 79,1 milhões em 2019, uma diferença de 12,4 milhões de toneladas por ano. O mesmo estudo revela, ainda, que, na época cada brasileiro produzia, em média, 379,2 kg de resíduos por ano, o que corresponde a mais de 1kg por dia (ABRELPE, 2020).

Conforme o instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a partir de pesquisa realizada em 2008, constata-se que 50,8% das cidades brasileiras despejavam o resíduo produzido em lixões, 22,5% possuíam aterros controlados e apenas 27,7% possuíam aterros sanitários. Pesquisa realizada pela Secretaria Nacional de Saneamento e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Ministério do Desenvolvimento Regional, em 2019, indica alterações nesses índices. Constatando uma queda de 2,7% na utilização de lixões, também houve uma queda de 0,9% em aterros sanitários, porém observou-se um acréscimo de 2,6% no número de aterros controlados, o que é preocupante.

O descarte de resíduos é um problema sério para o meio ambiente. Nesse sentido, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), com o objetivo de promover soluções concisas aos descartes de resíduos sólidos em lixões a céu aberto. Os resíduos sólidos têm potencial para se tornar fontes de poluentes do ar, solo e água uma vez que produzem chorume na sua composição. Contudo, a partir da PNRS, lixões e aterros controlados tornaram-se legalmente formas irregulares de disposição final de resíduos sólidos.

Manfio, Turmena; Pizzolatto (2021) explicam que o lixiviado, isto é, o chorume, em contato com resíduos inorgânicos como baterias e metais pesados se tornam danosos ao meio ambiente. Pereira (2020) conceitua chorume como um líquido escuro que contém altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos, incluindo-se metais pesados, sólidos suspensos e compostos orgânicos derivados da degradação de substâncias metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras. Silva *et al.* (2017) registram que a composição físico-química

do chorume é extremamente variável, uma vez que depende de vários fatores dentre os quais se incluem as condições pluviométricas locais, a disposição e características do próprio material de resíduos, rejeitos ou dejetos.

Celere *et al.* (2007) esclareceram que, comumente, em sua composição, o chorume contém substâncias altamente solúveis, as quais pode escorrer e alcançar as coleções hídricas superficiais ou até mesmo infiltrar-se no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e potenciais usos. As autoras comentam sobre a possível ocorrência de contaminação do solo ou lençóis freáticos quando há lançamentos de resíduos, rejeitos ou dejetos sem os devidos cuidados recomendados por normas ambientais. Segundo Brito *et al.* (2008), a compostagem promove uma melhora na qualidade do chorume reduzindo a matéria orgânica.

Mesmo não sejam aparentemente perigosos, Silva, Malheiros e Campos (2013) alertaram que os resíduos sólidos orgânicos, ao serem carregados pelas águas da chuva, poluem corpos hídricos ou se infiltram no subsolo e, assim, podem contaminar os lençóis freáticos.

Na Lei nº12.305 (BRASIL, 2010) é definida e normatizada a destinação final ambientalmente adequada de resíduos, que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações.

Essas ações são admitidas pelos órgãos competentes do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama), do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS), do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (Suasa) e do Sistema Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Sinmetro).

Entre as disposições finais da Lei, observas normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e minimizar os impactos ambientais adversos, fica determinado, ainda, a competência do titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, observando que, se houver, o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos, de maneira que ocorra efetiva implantação de “sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos” é fundamenta “articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido” (art. 36, inc. V, BRASIL, 2010).

3.2 Compostagem na estabilização dos resíduos orgânicos

Pela definição registrada na Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a compostagem consiste em um

[...] processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem (CONAMA, 2017, p. 1)

A compostagem tem por objetivo acelerar a estabilização da matéria orgânica. Dessa forma, as características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos orgânicos podem ser melhoradas. Esse processo aeróbio ocorre de forma natural por meio da ação de microrganismos que degradam a matéria orgânica.

Na compostagem, além da redução de condições adversas, pode ocorrer também a redução de microrganismos. Assim, após um período de 20 a 30 dias, o composto resultante pode ser usado na vermicompostagem. Bidone (2001) orienta que o pré-composto deve ser acondicionado em leitos rasos, para que não ocorra a compactação devida à sua granulometria e, igualmente, para evitar a ocorrência de elevado aquecimento.

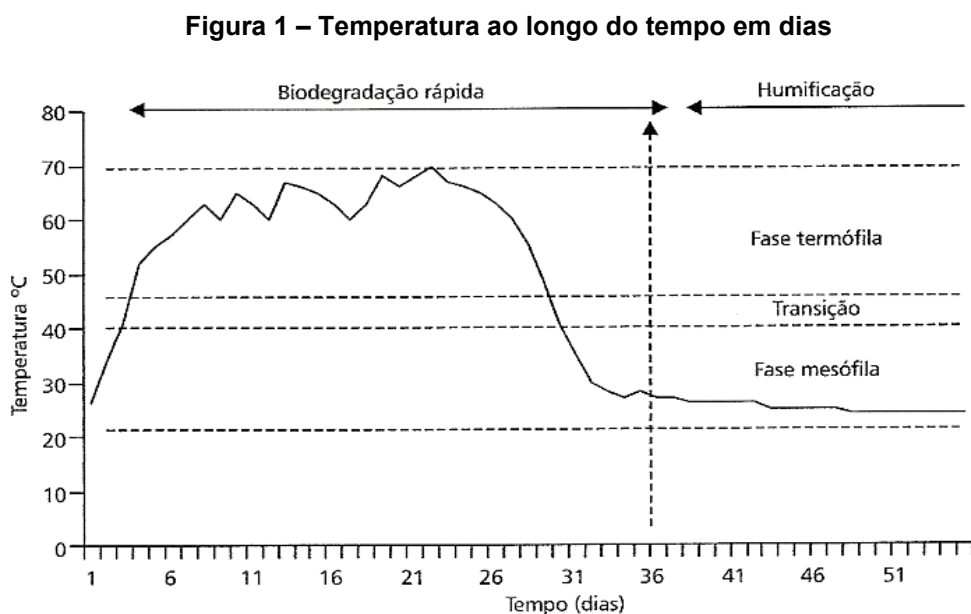
O processo de compostagem ocorre em três fases distintas. Cada fase se caracteriza pelo predomínio de variedade de populações microbianas e diferentes temperaturas. Assim, a fase inicial, a mesófila apresenta predominantemente bactérias e fungos mesófilos produtores de ácidos (SILVA et al., 2003).

Na fase termofílica predomina a formação de colônias de fungos, bactérias, actinomicetos e coliformes termotolerantes. Essa fase é caracterizada pela elevação da temperatura da leira devido à ação de microrganismos aeróbios denominados termofílicos ou termófilos que sobrevivem em temperaturas elevadas que podem atingir entre 65-70 °C. Nessa fase, fatores como granulometria, temperatura e umidade são importantes para a disponibilidade de oxigênio (O₂). Fialho *et al.* (2005) argumentam que caso não ocorra o devido suprimento e disponibilidade de O₂, o processo todo de vermicompostagem se torna anaeróbio, retarda a degradação da matéria orgânica e produz odores desagradáveis. Para os pesquisadores, é fundamental a manutenção da temperatura abaixo de 60 °C, pois temperaturas mais altas são prejudiciais para adequado desenvolvimento desses microrganismos.

A fase termofílica também contribui para a eliminação de possíveis patógenos presentes nos resíduos. Silva (2019) explica que nessa fase ocorre a redução de populações bacterianas oriundas tanto de resíduos orgânicos domésticos como do material orgânico do lodo de esgoto, contribuindo assim para a estabilização do composto. Nessa fase, para Fialho *et al.*(2005), o ideal é manter a temperatura na faixa entre 55 °C a 65 °C para inativar microrganismos patogênicos, sementes de ervas daninha, larvas de insetos e helmintos. Explica Kiehl (2004) que, no final dessa fase, a temperatura diminui, voltando à fase mesófila, porém com alteração dos aspectos físicos e químicos devido ao fato de os microrganismos aí existentes consumirem os compostos orgânicos.

Andreoli *et al.* (2001), Kiehl (2004) e Costa *et al.* (2009) asseguram que em todas as fases do processo de compostagem, a temperatura desempenha importante papel, em particular no que se refere à rapidez do processo de biodegradação do material compostado, sobretudo de origem orgânica e à eliminação da presença de possíveis patógenos.

A Figura 1 ilustra o comportamento da temperatura – aumento e queda – nas fases de pré-compostagem ao longo do tempo.



Fonte : Andreoli *et al.* (2001, p. 39).

Na etapa final do tratamento, por meio da medição, pode ser constatada que a temperatura do composto é similar à temperatura do meio ambiente, sendo possível verificar a presença de protozoários, algas, nematoides, insetos e vermes que contribuem para a degradação da matéria orgânica, assegura Kiehl (2004).

Dutra *et al.* (2018) alertam sobre a importância dos níveis de pH que também devem ser levados em consideração, pois os microrganismos responsáveis pela decomposição atuam em uma faixa de pH que vai de 6,5 a 8,0, sendo essa faixa considerada ótima para o desenvolvimento microbiano.

É importante registrar que a pré-compostagem não é um processo completo de compostagem, mas sim uma etapa preparatória que pode ajudar a melhorar o processo geral. O objetivo da pré-compostagem é preparar os resíduos orgânicos para a vermicompostagem, acelerando o processo de decomposição e minimizando possíveis efeitos adversos. Geralmente, a pré-compostagem é feita por um período de algumas semanas antes que o material seja transferido para a composteira principal, na qual se completará o processo (EMBRAPA, 2022).

3.3 Vermicompostagem na mineralização da matéria orgânica

A vermicompostagem é um processo controlado que explora a ação conjunta de minhocas e microrganismos eficientes (ME), sob condição aeróbica, e tem por finalidade “[...] estabilizar a matéria orgânica, inviabilizando o grau poluente e contaminante dos resíduos” (DAL BOSCO *et al.*, 2017, p. 34).

Na literatura, há abordagens diferentes sobre aos estágios ou etapas de formação e desenvolvimento da vermicompostagem. Conforme Veras e Pavonelli (2004), como processo aeróbio, a vermicompostagem é formada por dois estágios, no primeiro estágio a matéria orgânica é compostada de forma tradicional, a fim de proporcionar a redução de microrganismos patógenos. No segundo estágio, o composto resultante é transferido para vermicomposteiras com posterior inoculação de minhocas. Para os autores, as minhocas desempenham papel fundamental na estabilização do composto orgânico conhecido como vermicomposto.

Como técnica, a vermicompostagem se divide em três etapas principais: (1ª) etapa inicial ou de degradação; (2ª) etapa de colonização dos resíduos por parte das minhocas; (3ª) etapa de maturação. Explicam Dal Bosco *et al.* (2017, p. 34-5) que na primeira etapa (1ª) ou etapa de degradação, “os microrganismos realizam o ‘ataque’ inicial dos resíduos, ocorrendo os primeiros processos de mineralização, ocorrendo os primeiros processos de mineralização, ocorrendo os primeiros processos de mineralização”. Já na segunda etapa (2ª), pela ação dos microrganismos e processo de digestão das minhocas ocorre a transformação das moléculas orgânicas em

constituintes mais simples, pois “todos os compostos orgânicos são colonizáveis pelas minhocas, em menor ou maior grau, e a dificuldade de colonização advém das características de cada resíduo”. Na etapa de maturação ocorre a mineralização e humificação dos compostos. Nessa terceira etapa (3ª) se originam “substâncias de elevada estabilidade”.

Conforme Dal Bosco *et al.* (2017, p. 37), em todas as etapas é imprescindível que as perdas de calor sejam mantidas a níveis constantes e que a umidade seja adequada para garantir a sobrevivência das minhocas, pois “tanto a escassez quanto o excesso de umidade podem ocasionar a rápida letalidade”. Então, é recomendado pelos autores que os teores de umidade se estabeleçam entre 75 e 90%; que a relação carbono e nitrogênio – relação C/N – do material se estabeleça na faixa de 15/1 a 35/1; que o pH seja ligeiramente ácido, situado na faixa de 5,5 a 6,5, embora seja tolerável a faixa de pH entre 6,5 e 7,5, acima da qual pode ocorrer prejuízos às atividades metabólicas e que o valor máximo admissível como limite da condutibilidade elétrica (CE) fique em torno de 7,8 dS m⁻¹.

Dal Bosco *et al.* (2017) alertam que menores granulometrias aumentam as áreas superficial específica e a contato com as minhocas e com a comunidade microbiana, o que tende a facilitar o ‘ataque’ e, assim, acelerar a decomposição do material. “Todavia, partículas muito pequenas facilitam a compactação, criando condições de anaerobiose” (LOURENÇO, 2014 *apud* Dal Bosco *et al.*, 2017, p. 38).

Tanto Albanell *et al.* (1988) como Loureiro *et al.* (2007) afirmam que a análise comparativa entre compostagem e a vermicompostagem tem demonstrado que o tempo de degradação dos resíduos é mais curto na vermicompostagem, na qual prevalece a obtenção de compostos com menor relação C/N, maiores valores de substâncias húmicas e maior capacidade de troca catiônica.²

Para a potencialização da vermicompostagem, é importante a escolha das minhocas, posto que, registra Ricci (1996), elas atuam na aceleração do processo de humificação, pois trituram os resíduos e liberam um muco que facilita o trabalho dos microrganismos decompositores.

Informam Pereira e Azevedo (2005) que são conhecidas mais de 8.000 espécies de minhocas no mundo, porém a *Eisenia andrei* é a espécie com ampla utilização. Exemplares dessa espécie são capazes de tolerar as variações de

² A capacidade de troca catiônica (CTC) se refere a uma das conhecidas maneiras usadas para mensurar a capacidade de disponibilização e retenção de nutrientes do solo (ALBANELL *et al.*, 1988).

umidade, temperatura e manuseio, além da sua capacidade de desenvolvimento, maturidade sexual, tem eficiência na conversão dos resíduos orgânicos.

Na opinião de Aquino (2003), é preferencial a escolha da espécie *Eisenia andrei* para experimentos devido à capacidade de consumir o equivalente ao seu peso em alimento por dia. Essa espécie também apresenta grande capacidade adaptativa, o que a difere de outras espécies com maior tendência a procurar novos ambientes, à fuga.

Em um experimento conduzido por Veras e Povinelli (2004), foi escolhida a minhoca *Eisenia foetida* por sua alta capacidade reprodutiva e preferência por ambientes com elevado conteúdo de matéria orgânica. O objetivo era avaliar a vermicompostagem de um lodo industrial, resultante do processamento de frutas, consorciado com composto de lixo urbano. Para os pesquisadores, o experimento alcançou bons indicadores do nível de maturidade dos resíduos, pela relação C/N, com destaque à influência da minhoca na elevação do pH e sua contribuição para uma estabilização mais acelerada da matéria orgânica presente no vermicomposto.

Freitas *et al.* (2018) avaliaram o efeito da vermicompostagem no tratamento de resíduos sólidos orgânicos alimentares e caracterizaram a composição química do vermicomposto e do chorume oriundos de uma escola municipal, localizada na região Sul do Brasil. Na vermicompostagem foi usada minhoca *Eisenia foetida*. Os pesquisadores observaram que o processo de vermicompostagem afetou o pH em água, o pH no chorume e a relação C/N. Concluíram, que a vermicompostagem se revela uma alternativa ambiental viável, que alia a disposição adequada de resíduos sólidos orgânicos à possibilidade de aproveitamento agrícola do vermicomposto e do biofertilizante para culturas.

Quanto às características, Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013) comentam que, ao se desenvolverem, as minhocas formam uma relação ecológica de simbiose entre os microrganismos encontrados no seu trato digestivo. Os microrganismos presentes no trato digestivo das minhocas são responsáveis pela etapa bioquímica da vermicompostagem, a qual consiste na decomposição da matéria orgânica.

Além da escolha da espécie adequada de minhocas, há outros fatores principais a serem observados para o êxito de uma vermicompostagem, os quais envolvem o teor de umidade, temperatura, oxigenação, pH, aeração, concentração de nutrientes minerais e granulometria.

A umidade é importante para a ocorrência das atividades metabólicas dos microrganismos. Para Aquino (2009), níveis de umidade em torno de 60 a 70% permitem as minhocas realizem trocas gasosas pela epiderme, pois a respiração e excreção ocorrem através da pele. Conforme Lourenço (2014), citado por Dal Bosco *et al.* (2017), o excesso ou escassez de umidade são responsáveis pela letalidade das minhocas, diante de tal contratempo, a umidade deve estar entre 75 e 90%.

Na compostagem e vermicompostagem a energia produzida pela ação dos ME resulta no aumento da temperatura. Dessa forma, o controle da temperatura é essencial. Edwards (1995), Ricci (1996), Edwards e Arancon (2014) e Dal Bosco *et al.* (2017) alertam que, na vermicompostagem, a temperatura deve ser mantida abaixo de 35 °C, haja vista que temperaturas acima desse valor, mesmo que por curtos intervalos de tempo, podem ocasionar a morte ou fuga das minhocas.

A presença de O₂ é de considerável importância na vermicompostagem, em particular para assegurar a manutenção dos microrganismos capazes de oxidar a matéria orgânica. Suszek (2005) citada por Souza (2018, p. 26) comenta sobre a importância do controle da quantidade de O₂, e argumenta que as minhocas necessitam apenas de 3 mg/L de O₂ para que sobrevivam e se reproduzam, sendo que esta quantidade pode ser obtida do próprio ar atmosférico.

Em relação ao comportamento do pH do composto, observa-se que, a medida que o processo de compostagem e/ou vermicompostagem avança os níveis de pH aumentam, podendo atingir níveis superiores a 8,0. Kiehl (2004) registra que a faixa ideal do pH se situa em 5,5 e 8,0. Dal Bosco *et al.* (2017) apresentam uma faixa de pH mais reduzida (5,5 ≤ 6,5), aceitando como ideal a faixa entre 6,5 e 7,5.

A pesquisa tem mostrado que a faixa de nível do pH está associada diretamente com a relação C/N. Se a relação C/N estiver adequada, o pH não constitui fator crítico de interferência no processo de vermicompostagem. A relação ideal C/N se estabelece na proporção 15/1, embora, para Lourenço (2010), essa relação possa ser considerada adequada entre 20/1 e 25/1, faixa essa discordante quanto à mencionada por Dal Bosco *et al.* (2017) entre 15/1 a 35/1.

Seja na compostagem ou na vermicompostagem, Dal Bosco *et al.* (2017) salientam que a aeração da leira é fundamental por é a responsável pelo aumento da porosidade do ambiente, o qual tende a promover compactação natural em função de seu próprio peso. Além disso, a aeração diminui o teor de umidade dos resíduos, expõe as camadas externas às temperaturas mais elevadas e, dessa

forma, controla toda a temperatura do processo. Para Kiehl (2004), na presença de O₂ livre há redução dos maus odores e maior aceleração do tempo de degradação dos resíduos presentes na compostagem.

Quanto à concentração de nutrientes minerais, a pesquisa tem evidenciado que, na vermicompostagem há tendência de aumento de nutrientes minerais. Essa tendência se relaciona diretamente com a mineralização da matéria orgânica pelas minhocas. Pois, dado que o gás carbônico (CO₂) evolui para o meio e como há certa concentração de nutrientes minerais no produto final da vermicompostagem e como

[...] a vermicompostagem acaba por promover uma diminuição maior no teor de matéria orgânica, esta também apresenta uma maior concentração nos nutrientes nitrogênio e fósforo do que o processo de compostagem, sugerindo que o processo de vermicompostagem se apresenta como uma ferramenta mais eficiente em um curto intervalo de tempo (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, *et al.*, 2013. p. 643).

Veras e Pavonelli (2004) observaram aumento de Ca, Mg e P, atribuindo esse aumento à redução de volume resultante do processo de vermicompostagem.

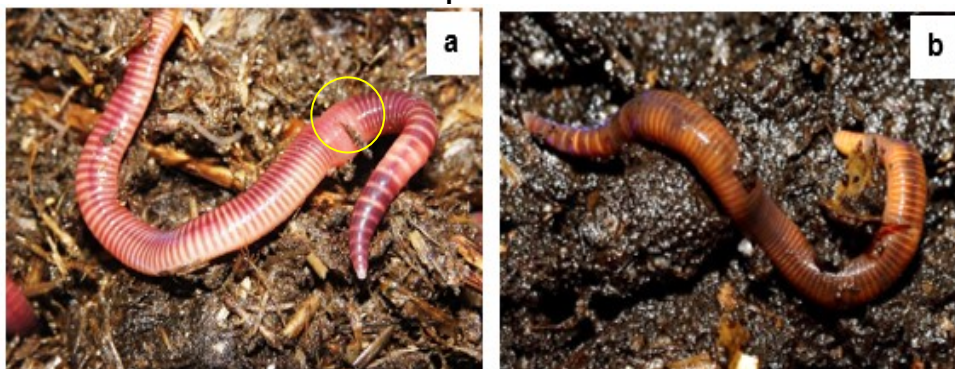
Poucos relatos de experiências em laboratórios contemplam a importância da granulometria no resultado a vermicompostagem. Bidone (1995) e Bidone e Povinelli (1999) alertam para o importante papel desempenhado pela granulometria na definição das propriedades físicas dos materiais, uma vez que há materiais que acarretam má drenagem e que comprometem os resultados da vermicompostagem. Bidone e Povinelli (1999) sugerem que a granulometria ideal para a montagem da leira esteja com dimensões entre 1 e 5 cm. Para Kiehl (2004), é importante controlar o tamanho das partículas dos resíduos compostados durante todo o processo para reger o movimento de gases e líquidos na leira.

3.4 Ação das minhocas no processo de vermicompostagem

As minhocas são organismos detritívoros com corpo metamerizado, isto é, formado por anéis, os quais apresentam poucas cerdas, essa característica favorece sua locomoção no substrato; são hermafroditas com fecundação cruzada e respiração cutânea. Taxonomicamente, as minhocas são classificadas com pertencentes ao reino *Animalia*, filo *Annelida*, classe *Oligochaeta*, ordem *Haplotaxida* e família *Lubricidae*. Apesar de serem indivíduos monoicos, são incapazes de realizar a autofecundação. Dessa forma é necessário que ocorra a

cópula entre os indivíduos viabilizando a troca de material genético. Explicam Aquino, Almeida e Silva (1992) que logo depois do emparelamento dos órgãos sexuais ocorrerá a troca de gametas onde ambas serão fecundadas e, posteriormente, haverá a formação de casulo. Lourenço (2010) relata que, para constatar a maturidade sexual das minhocas, faz-se necessário observar a presença do clitelo, conforme ilustrado na (Figura 2).

Figura 2 – Representação de minhocas das *Eisenia foetida* (a) e *Eisenia andrei* (b) adultas com destaque no clitelo



Fonte: Google Images (2022).

Segundo Aquino, Almeida e De-Polli (1994), a *Eisenia foetida* e a *Eisenia andrei* são indivíduos que atingem pequenas dimensões, não ultrapassando os dez centímetros (10 cm) de comprimento. Sua coloração permeia entre o amarelo e o vermelho escuro, motivo pelo qual é conhecida como “vermelhas-californianas”. Para Farias (2017), as *Eisenia foetida* apresentam menor tendência à fuga de cativeiros, boa adaptação aos mais variados substratos e alta capacidade reprodutiva, essas características zootécnicas favorecem a criação em cativeiro. Conforme o autor, à medida que o composto vai se estabilizando, as minhocas se tornam menos ativas por falta de alimentação.

Outras características dessa espécie são registradas por Brito e Salgueiro (2007), Loureiro (2010), Edwards e Arancon (2014) e Farias (2017). No conjunto de análise, todos os autores esclarecem que as minhocas não possuem sentidos apurados com exceção do tato. Dessa forma sua locomoção é influenciada diretamente por células fotossensíveis presentes no seu tecido cutâneo, preferem ambientes úmidos sombreados ou escuros, porém não encharcados. Também não apresentam globo ocular nem ocelos, ainda sim são fotofóbicas com aversão à luz ultravioleta que pode ser fatal para esses indivíduos, graças às células fotossensíveis, apresentam até vinte e cinco tipos de fotofobia.

Na vermicompostagem, a atuação das minhocas é essencial no processo de decomposição de resíduos biodegradáveis – domésticos, agrícolas, agropecuários, de mercado e/ou industriais – que, consumidos pelas minhocas, são biologicamente convertidos em seus intestinos e excretados. Assim, a ação das minhocas recai na:

[...] aeração, moagem, trituração, degradação química e servem como estimuladores biológicos, por meio da moagem dos resíduos quando, depois repassam ao intestino para ação enzimática de proteases, lipases, celulares, amilases e quitinases, que convertem, bioquimicamente, materiais celulósicos e proteicos, controla microrganismos prejudiciais e, por fim, depositam suas dejeções misturadas com minerais e organismos benéficos (VIONE, 2016, p. 32).

Aos triturarem os resíduos orgânicos, concomitantemente, as minhocas liberam um muco, o qual facilita a ação dos microrganismos decompositores. Dessa maneira, tanto as minhocas como os micróbios decompositores atuam de forma sinérgica para promover o crescimento de decompositores como actinomicetos, bactérias e fungos. Explica Ricci (1996) que dessa ação conjunta resulta acelerada a humificação, que proporciona aumento da população de microrganismos.

Conforme Dal Bosco *et al.* (2017), na compostagem o processo de ingestão, digestão e absorção de resíduos orgânicos é seguido pela excreção de peças fundidas pelo sistema metabólico das minhocas, durante o qual suas atividades biológicas aumentam os níveis de nutrientes vegetais orgânicos.

No desempenho desse papel, as minhocas são consideradas agentes-chave do processo de fragmentação e condicionamento do substrato orgânico. Para Dal Bosco *et al.* (2017, p. 34) as minhocas agem como 'liquidificadores mecânicos' na trituração da matéria orgânica. Essa ação modifica as características físico-químicas e biológicas da matéria orgânica, reduz gradualmente a relação C/N, aumenta a área de superficial exposta à ação microbiana e, assim, torna o material orgânico mais facilmente decomposto.

Contudo, no processo de compostagem há alguns fatores que comprometem a atividade das minhocas, podendo levá-las à morte, dentre os quais, citam-se: alimentação, umidade, porosidade, natureza dos resíduos, aeração e fornecimento de O₂, relação C/N, pH, temperatura e salinidade. Alguns desses fatores já foram expostos e comentados ao longo deste estudo e outros carecem de registros e breves discussões. Inicia-se com a morte de minhocas relacionada à falta de alimentos que, para Lourenço (2010), decorre da produção do húmus, da natureza

dos resíduos e da consequência gerada pela baixa taxa de concentração de N e elevada salinidade no vermicomposto.

Pelo fato de a minhoca respirar através da pele, explica Lourenço (2010, p. 3), a mortandade somente ocorre quando a pele do anelídeo ficar seca. Desse modo, seu habitat deverá proporcionar água suficiente para ser absorvida e retida. O pesquisador argumenta que, exceto a temperatura, “nenhum outro fator determinará a morte das minhocas tão rapidamente como a escassez de humidade”. Na vermicompostagem, os intervalos-referência recomendados pelo pesquisador para a humidade se situam entre 70 a 90%, sendo a faixa ideal entre 80 e 85%.

Portanto, a escassez de N limita a atividade das minhocas, visto que 65% de seus corpos é constituído por proteínas, as quais são composta pela reunião de aminoácidos (AQUINO *et al.*, 1994), daí porque a dieta alimentar requer considerada quantidade desse mineral.

A natureza dos resíduos interfere na composição físico-química e biológica do substrato, sendo que sua porosidade é afetada por materiais com diferentes texturas. Para Lourenço (2010, p. 3), resíduos domésticos – hortaliças e frutícolas – misturados com materiais ricos em celulose fornecem um substrato adequado à vida das minhocas na vermicompostagem. Caso o substrato revele elevada densidade e compactação é provável que ocorra escassez ou baixa percentagem de O₂, dando origem à fuga ou morte das minhocas.

Outro fator que pode favorecer a mortalidade das minhocas é a condutividade elétrica (CE). Para Lourenço (2010), o nível adequado para a sobrevivência das minhocas situa-se entre 0,5 a 1,2 mS/cm. Níveis de CE acima deste podem conduzir a expressiva mortalidade das minhocas no interior da vermicompostagem.

Os teores de salinidade – que são medidos pela CE – podem indicar elevadas concentrações de matéria mineral em solução, o que tendem a prejudicar a atividade e condicionar a presença das minhocas no vermicomposto. É o caso da detecção de azoto amoniacal na forma de amônio ionizado (N-NH₄⁺) e nítrica (N-NH₃⁻), particularmente na fase inicial da vermicompostagem, assegura Lourenço (2010).

O aumento da temperatura e do pH, que ocorre na fase termofílica da vermicompostagem, influencia no equilíbrio N-NH₄⁺ e N-NH₃⁻ no sentido da produção de amoníaco. Nessa fase, os microrganismos revelam preferência pelo N-NH₄⁺ ao N-NO₃⁻, asseguram Brito e Salgueiro (2007). Se nessa fase há excesso de N e os

[...] microrganismos não o conseguem utilizar por falta de carbono disponível, o N mineral acumula-se como $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ e pode perder-se por volatilização se o pH do meio for alcalino, lixiviação ou desnitrificação. O NH_3 (gás amoníaco, grifo nosso) contribui para os odores desagradáveis na atmosfera e pode provocar acidificação e eutrofização (BRITO; SALGUEIRO, 2007, p. 324).

A partir da análise de resultados de práticas experimentais, para efeito de análise comparativa, anotam-se resultados observados em experimentos que envolvem anotações sobre compostagem e vermicompostagem com diferentes substratos e utilização de diferentes espécies de minhocas. Começa-se com um estudo experimental conduzido por Pattnaik e Reddy (2010), na Índia, sobre o estado nutricional da compostagem e vermicompostagem de resíduos vegetais e resíduos florais. No estudo foram utilizadas três espécies de minhocas – *Eudrilus eugeniae*, *Eisenia foetida* e *Perionyx excavatus* – e avaliados seu composto simples em diferentes períodos em relação aos substratos, parâmetros físicos como umidade, pH, temperatura, CE e comportamento dos nutrientes – nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). Foi observado aumento de nutriente na compostagem e vermicompostagem, porém as relações carbono orgânico e nitrogênio (C/N) e carbono orgânico e fósforo (C/P) diminuíram à medida que os processos progrediram de 0 para 15, 30, 45 e 60 dias. Os pesquisadores anotaram que o substrato da vermicompostagem produzido por *Eudrilus eugeniae* possuía maiores teores de nutrientes quando comparados com a produção de *Eisenia foetida*, *Perionyx excavatus*. Diante das condições experimentais, os pesquisadores apontam maior eficácia da *Eudrilus eugeniae* na produção de nutrientes, em comparação com as espécies *Eisenia foetida* e *Perionyx excavatus*, tendo em vista que, em condições adequadas, a espécie *Eudrilus eugeniae* é mais voraz, sendo capaz de consumir, diariamente, considerável quantidade de alimentos equivalente ao seu próprio peso.

Pattnaik e Reddy (2010) observaram aumento da CE durante o período de desenvolvimento dos processos de compostagem e vermicompostagem. Esse aumento, provavelmente ocorreu devido à degradação da matéria orgânica e consequente liberação de minerais como Ca, Mg, K e P trocáveis na forma de cátions, disponíveis no composto e vermicomposto. O aumento da concentração relativa de íons pode decorrer da perda de massa da pilha em função da degradação da matéria orgânica, e assim, acarretar o aumento da CE.

No Brasil, Florentino (2010) fez uma análise comparativa de vermicompostos com diferentes substratos de animais não ruminantes com minhocas gigantes africanas. No experimento foram usados substratos de galinha, equinos e coelhos de corte. A pesquisadora observou que, decorridos 45 dias de execução do experimento, as minhocas *Eudrilus eugeniae* realizaram a vermicompostagem, multiplicando-se de acordo com a disponibilidade do substrato oferecido. Dessa forma, concluiu que o desenvolvimento das minhocas gigantes africanas foi maior no substrato formado com esterco de coelho, o que se associar à palatabilidade dessa espécie e às características desse tipo de esterco. Nesse sentido, em seu estudo experimental sobre as características de diferentes origens do esterco, Chacón (2005) verificou que o esterco de coelho *in natura* apresenta pequena imobilização e pequena fração de fácil biodegradação (C/N=21) quando comparado com esterco de bovino (C/N=23), suíno (C/N=18) ou aves (C/N=9).

Com o objetivo de avaliar o desenvolvimento e produtividades da espécie *Perionyx escavatus* em diferentes tipos de substrato, Veere Filho (2018) realizou um experimento com esterco de boi, esterco de coelho e resíduos de alimentos para avaliar os parâmetros de peso final das minhocas, diferença de peso, número final de minhocas, número de minhocas nascidas, peso final do substrato e porcentagem de redução do substrato. O pesquisador observou que o tratamento contendo esterco bovino apresentou os melhores resultados para o desenvolvimento dessa espécie de minhoca. Já o tratamento com esterco de coelho se destacou pelo maior desempenho na transformação do substrato em húmus.

A fim de observar a capacidade reprodutiva e a adaptabilidade de minhocas da espécie *Eisenia andrei* em diferentes substratos, Souza (2018) realizou um experimento composto por tratamentos com diferentes substratos: T1- composto orgânico (testemunha); T2- composto orgânico + casca de abacaxi + pimentão verde; T3- composto orgânico + tomate + casca de melancia; T4- composto orgânico + cascas de batatinha + cenoura. Conforme a pesquisadora, em comparação com o T1, todos outros tratamentos revelaram que, nessa espécie, as minhocas são capazes de se adaptar e reproduzir em diferentes substratos. T2 foi o tratamento que atingiu melhor desempenho para reprodução e adaptação das minhocas. A pesquisadora concluiu que, em ambientes controlados e dispostas em unidades experimentais, a adição de casca de abacaxi e pimentão verde no composto

orgânico se revelou mais aceitável à palatabilidade das minhocas da espécie *Eisenia andrei*, vindo a favorecer sua adaptação e sua reprodução.

Conforme Farias (2017), a palatabilidade é um dos fatores que define a permanência, abandono ou fuga da minhoca do substrato para outro meio, sendo que a *Eisenia foetida* é uma das espécies com menor tendência à fuga. Além disso, a palatabilidade de minhocas é vista como importante bioindicador para testagem da qualidade dos dejetos e do composto e/ou do vermicomposto produzido.

Pereira *et al.* (2020) avaliaram a aplicação de esterco de coelho como substrato para produção de mudas de alface, após ser submetido aos processos de estabilização – vermicompostagem com minhocas adultas da espécie *Eisenia fetida* (T1) e processamento por meio de larvas de besouro da família Cetoniinae (T2), compostagem natural (T3) e substrato de SIPA (T4). Os autores observaram que os tratamentos T2 e T3 mantiveram maior condutividade elétrica aos 7, 14 e 21 dias e proporcionaram maior estabilidade do torrão. Todos os substratos (T1 a T4) apresentaram teores semelhantes de N total adequado, mas os teores de P e de K disponíveis, para todos os substratos ficaram muito acima das respectivas faixas adequadas, tais como descritas por Gonçalves e Poggiani (1996) – 400 a 800 mg L⁻¹ e 1171 a 390 mg L⁻¹. Mas, os níveis de C disponível para todos os substratos ficaram abaixo do adequado segundo Gonçalves e Poggiani (1996) – 2004 a 4008 mg L⁻¹– pois se estabeleceram entre 674 a 998 mg L⁻¹. Quanto ao Mg, todos os substratos revelaram teores dentro da faixa considerada adequada (entre 607 a 1215 mg L⁻¹, de acordo com Gonçalves e Poggiani (1996).

Quanto ao pH, que ainda que todos os substratos avaliados apresentassem valores de pH superiores à faixa considerada ideal – pH de 4,4 a 6,2, conforme Kratz e Wendling (2013) –, em sua prática experimental, Pereira *et al.* (2020) argumentam que os prejuízos observados no desenvolvimento e qualidade das mudas de alface para o substrato T3 não foram causados pelo pH elevado e sim pela elevada condutividade elétrica. Anotaram, ainda, que os níveis para os substratos T1 e T2 se revelaram mais estáveis em relação ao substrato SIPA (T4).

Em conclusão, Pereira *et al.* (2020, p. 64) registraram que “o uso de esterco de coelho como substrato para a produção de mudas de alface é uma prática recomendada, desde que o seu processamento seja realizado por meio de vermicompostagem com *Eisenia fetida* ou por meio de larvas de *Cetoniinae*”.

A presença de minhocas como insumo proteico para formulação de rações animais também aparece na pesquisa nacional. Um estudo conduzido por Rotta *et al.* (2003) avaliaram a influência da substituição da farinha de peixe pela farinha de minhoca, espécie *Eisenia foetida*, no crescimento de pós-larvas de tilápia nilótica, *Oreochromis niloticus*. Os pesquisadores não notaram diferença significativa nos primeiros vinte e um dias de aplicação dos tratamentos com substituição da farinha de peixe pela farinha de minhoca em diferentes níveis percentuais de 0%, 20%, 40%, 60%, 80% e 100%. Os resultados mostram que baixos níveis de substituição da farinha de peixe (20%) melhoram o crescimento das tilápias e que a substituição total da farinha de peixe pela farinha de minhoca é prejudicial ao desenvolvimento dos peixes, mas não afeta a sua sobrevivência.

Em pesquisa, a minhoca surge como bioindicadora da qualidade ambiental, relacionada às condições ambientais como a fertilidade do solo e sendo susceptíveis à perturbação e contaminação do hábitat. Brown e Dominguez (2010) identificaram as minhocas como engenheiras do ecossistema, uma vez que têm potencial para alterar o solo. Os pesquisadores comentaram que, no âmbito da pesquisa atual, a presença, a abundância e a diversidade de minhocas se tornaram indicativos do impacto causado por diversas atividades antrópicas em ecossistemas agrícolas e naturais, incluindo seu manejo, nível de perturbação, conservação, contaminação e produtividade potencial. Porém, o uso das minhocas como indicadores ambientais, continua sendo restrito na América Latina, principalmente devido às limitações no conhecimento da biologia básica, da taxonomia e da ecologia da maioria das espécies presentes nos ecossistemas latino-americanos.

Na opinião de Brown e Dominguez (2010), a pesquisa mundial se dedica em situar a comunidade de minhocas presente em um dado lugar, sem considerar que esta concentração decorre das condições edáficas, relacionadas ao tipo de solo, minerais predominantes, temperatura, pH, conteúdo de matéria orgânica (MO), umidade, textura e estrutura das condições vegetais, como tipo de vegetação e cobertura; das condições históricas, em especial quanto à humana; das condições geológicas como as topográficas – posição fisiográfica, inclinação – e, por fim, das condições climáticas do local que diz respeito à precipitação, temperatura, vento, umidade relativa do ar. Mas, pouco se tem discutido a questão da adaptabilidade das minhocas ao ecossistema e à qualidade ambiental desse ecossistema. Então, é preciso diversificar o foco de atenção e de interesse dos pesquisadores e olhar para

a grande diversidade de minhocas e correlacioná-las à qualidade ambiental observável dos imensos rincões existentes no continente latino-americano.

3.5 Microrganismos eficientes (ME)

Em localidades pouco exploradas como matas intocadas ou reservas naturais, por exemplo, é possível encontrar uma microbiota formada por um conjunto de microrganismos que influenciam no desenvolvimento do solo, fornecendo substâncias benéficas por meio do seu metabolismo. No entender de Grocheveski (2020), esses são denominados de ME, uma vez que são formados por uma diversidade de microrganismos capturados em áreas naturais. Devido sua ação metabólica, os ME oferecem condições benéficas que influenciam no controle natural de patógenos do solo e influencia no desenvolvimento dos vegetais.

A captura de ME resulta em uma microbiota de grande diversidade, incluindo fungos, leveduras, actinomicetos e outras bactérias. O conjunto de microrganismos é responsável pelo aumento de nutrientes no solo, cuja ação microbiana ocorre pela mobilização e mineralização da matéria orgânica, explicaram Sousa et al (2020). Destaca-se também a efetividade dos ME na atuação como agente limitante dos patógenos, devido à produção de antibióticos e degradação de toxinas. Segundo Grocheveski (2020), o ME desempenha um papel importante na qualidade do solo devido a processos fisioquímicos e biológicos, como no ciclo do nitrogênio, solubilização de fosfatos, controle natural de fitopatógenos e produção de compostos orgânicos que agem no desenvolvimento de vegetais.

Os microrganismos podem ser classificados em degenerativos que por meio de seu processo metabólico produzem substâncias prejudiciais às plantas e solo, como amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), por exemplo. Já os regenerativos, por sua ação metabólica, são capazes de produzir vitaminas e hormônios, substâncias úteis às plantas (CDM1, 2020). Siqueira e Siqueira (2013) relataram que os ME são formados por quatro grupos de microrganismos. O grupo das *Sacharomyces*, comumente conhecidas como leveduras, é capaz de sintetizar vitaminas a partir de substâncias absorvidas das raízes das plantas, estimulando outros ME do solo, além de produz enzimas e hormônios que são consideradas substâncias bioativas promotoras da atividade celular nas células radiculares.

Os *Lactobacillus* e *Pediococcus* formam o segundo grupo de ME e são capazes de controlar microrganismos patogênicos por meio da produção de ácido láctico e liberação de nutrientes para as plantas devido à fermentação dos resíduos orgânicos. Em sua ação no solo, essas bactérias lácticas atuam para transformar os

[...] açúcares excretados pelas plantas e por bactérias fotossintetizadoras em ácidos orgânicos que controlam alguns microrganismos nocivos, como *Fusarium* e outros fungos que causam apodrecimento das raízes e plantas. Pela fermentação da matéria orgânica, produzem diversas substâncias nutrientes para as plantas. Também conseguem solubilizar a matéria orgânica de difícil decomposição, como a lignina e a celulose, e eliminam vários efeitos nocivos da matéria orgânica não decomposta (SIQUEIRA; SIQUEIRA, 2013, p. 7).

No terceiro grupo de ME, Siqueira e Siqueira (2013) incluem os actinomicetos (ex: *Actinomyces sp.*, *Streptomyces sp.*), os quais têm a capacidade de aumentar a resistência dos cultivares devido ao controle de fungos e bactérias patogênicas. As bactérias representantes deste grupo aproveitam os aminoácidos produzidos pelas bactérias fotossintetizadoras e produzem antibióticos naturais que controlam fungos e bactérias patogênicos.

Por fim, Siqueira e Siqueira (2013) mencionam as bactérias fotossintéticas ou fototróficas, como *Rhodospseudomonas palustris*, por exemplo, no quarto grupo de ME. Essas bactérias utilizam a energia solar em forma de luz e calor (CDME, 2020) e são conhecidas como despoluidoras do ambiente, que, por meio da fotossíntese, produzem açúcares, aminoácidos, vitaminas a partir de nutrientes excretadas pelas raízes das plantas. Sendo assim, esclarecem Inácio e Miller (2009), as bactérias são capazes de favorecer o desenvolvimento dos vegetais, promover a multiplicação das populações de outros ME como micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio.

Conforme explicaram Antonioli e Kaminski (1991, p. 441), as micorrizas são definidas “como associações entre fungos da classe *Zigomicetes* e raízes de plantas vasculares”. Essa associação ocorre em diversos ecossistemas terrestres e permite maior aproveitamento do fósforo (P) no solo. Em alguns casos, a simbiose de plantas com micorrizas arbusculares pode aumentar até cinco vezes a absorção de P decorrente do aumento promovido pela área superficial específica das raízes da planta que se envolve nessa associação. Para Silveira (1992), esta simbiose desempenha papel importante na evolução e sobrevivência das plantas e contribui, de forma efetiva, para a produção vegetal. Para Inácio e Miller (2009), as micorrizas aumentam a resistência das plantas para a ação de patógenos do solo.

3.6 Aproveitamento agronômico do composto e vermicomposto

Dado que a adubação orgânica é uma alternativa à adubação mineral por utilizar compostos orgânicos como fonte de nutrientes para as plantas e embora a composição exata desse tipo de adubação possa variar dependendo dos materiais utilizados, muitos adubos orgânicos contêm quantidades significativas de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) para atender às necessidades das plantas. Cunha (2020) explica que, no húmus, encontram-se sais minerais como P, K, N, magnésio (Mg) e ferro (Fe), importantes para a nutrição vegetal, para a correção de pH e até mesmo para a recuperação de áreas que sofreram degradação erosivas.

A utilização do húmus no solo promove maior porosidade, o que influencia na melhor aeração, retenção de água das chuvas e dos nutrientes que podem atingir proporção de 6% em relação ao peso dos húmus. O N pode ser fornecido por meio de adubos orgânicos como esterco animal, urina, farinha de sangue, farinha de pena e compostagem de resíduos orgânicos. O P pode ser alcançado por meio do uso de farinha de ossos, rochas fosfatadas, guano, cinza de madeira e compostagem de resíduos orgânicos. Já o K pode ser por cinzas de madeira, esterco animal, adubo verde, compostagem de resíduos orgânicos e resíduos sólidos domiciliares (RSD).

No entendimento de Kiehl (2004), a matéria orgânica é um componente de considerável importância na fertilização do solo, dado que atua como fornecedora de nutrientes aumenta a capacidade de troca de cátions e serve como condicionadora das características físicas do solo: textura, estrutura, densidade, permeabilidade, porosidade, fluxo de água, ar e calor.

Para Alves e Passoni (1997), o uso de adubação orgânica proveniente de RSD, por exemplo, deveria ser incentivado e ampliado, não apenas como fonte de matéria orgânica para os solos, mas também como uma maneira de minimizar a quantidade de resíduos e dejetos indesejavelmente soltos na natureza. Da mesma forma, defende-se a produção de adubos orgânicos oriundos de dejetos de animais domésticos e/ou de animais criados em escala industrial.

Porém, explica Alcântara (2016, p. 8) que utilizar esterco de animais domésticos ou de criados em escala, ainda fresco ou apenas envelhecido (curtido), sem qualquer controle sobre o devido processo de curtimento, pode acarretar contaminação tanto no solo como na água, por coliformes fecais e outros patógenos.

A autora afirma que os processos de transformação de materiais e resíduos agrícolas, por exemplo, compostagem e/ou vermicompostagem, além de evitar danos ao meio ambiente, “podem tornar o agricultor independente da aquisição de fertilizantes no mercado e fornecer um produto de qualidade, ecologicamente correto e economicamente viável”.

Na perspectiva de materiais relativamente estáveis e homogêneos, os compostos e os vermicompostos podem ser aplicados à agricultura como adubo orgânico, principalmente nos solos em condições tropicais favorecedoras da rápida decomposição da matéria orgânica existente no solo.

A utilização de resíduos sólidos urbanos (RSU) em processos de formação de compostos ou vermicomposto, Peixoto, Almeida e Franco (1989) ponderam que no ‘cinturão verde’ de grandes centros urbanos brasileiros, onde há consideráveis áreas de cultivo de hortifruticultura, a utilização de composto de lixo como adubo orgânico seria uma atrativa viável, particularmente devido ao baixo custo de transporte da usina de compostagem até a propriedade agrícola e à qualidade nutricional do produto compostado. Diante de tal ponderação, considerada a necessidade de adubação fosfatada na grande maioria dos solos brasileiros, os pesquisadores aplicaram a técnica de compostagem a partir de RSU enriquecidos com diferentes fontes de fósforo (P), cujo processo de maturação durou 91 dias. Na avaliação do P total e do P disponível, os pesquisadores observaram que não houve aumento de P disponível no composto de lixo urbano puro (L) tratado com fosfato natural de Araxá (FNA) e fosfato natural de Patos de Minas (FNP). Os tratamentos de L com FNA mais sulfato de amônio (L + FNA + SA) e com lixo urbano puro mais supersulfato triplo (L + ST) não alteraram significativamente o P, mas em SE e SA houve diminuição sensível do P, porém não alteraram os outros parâmetros avaliados em comparação com o tratamento L. Em média, a quantidade recuperada no produto acabado de P disponível foi aproximadamente dez vezes menor que a quantidade adicionada.

Na Espanha, um grupo de pesquisadores vinculados à Universidade de Barcelona, formado por Albanell *et al.* (1988), analisou quinzenalmente, durante 90 dias, dois tipos de esterco de matrizes leiteiras – frescos e maduros –, submetidos à vermicompostagem pela ação da minhoca *Eisenia foetida*, em comparação com uma compostagem de semelhante composição, porém com ausência da minhoca. Os resultados mostram como a minhoca acelera o processo de mineralização e humificação, converte o esterco em fertilizante orgânico com bom valor fertilizante. O

produto obtido a partir de esterco maduro apresentou qualidade agronômica superior à do esterco fresco. No relato do experimento, os pesquisadores recomendaram o uso de estercos maduros que, além de revelarem melhores resultados, tem como vantagem a redução do período ativo da vermicompostagem. Asseguram, ainda, que o material obtido na vermicompostagem é altamente estável e apresenta alta capacidade de troca catiônica (ALBANELL *et al.*, 1988).

Almeida (1991) compara a eficiência do vermicomposto com esterco de galinha e esterco bovino no cultivo de verduras como cenoura e alface em solo arenoso, com muito baixo conteúdo de matéria orgânica. Para a cultura da alface, do transplântio à colheita, decorreram 46 dias; para a cenoura, o período da semeadura à colheita, cerca de 100 dias. No final dos respectivos períodos de cultivo, em particular na cultura da alface, o pesquisador verificou que o vermicomposto não atendeu as necessidades de N. Porém, na cultura da cenoura, a eficiência de N foi equivalente à dos estercos de galinha e de bovino.

Nuernberg (2015) desenvolve um estudo piloto de vermicompostagem para quantificar e tratar durante 56 dias o resíduo orgânico não cozido (RONC) gerado no Restaurante Universitário (RU) do Câmpus Curitiba, sede Ecoville da UTFPR. No final do período de atividade da vermicompostagem, o produto do composto estava próximo da fase de humificação e apresentava uma média na relação C/N igual a 13,48/1. Os minerais P e K não apresentavam valores de referência da Instrução Normativa da Secretaria de Defesa Agropecuária nº 25/2009 (BRASIL, 2009)³ e a quantidade de Ca e Mg ficaram dentro dos limites estabelecidos na referência pela mesma Normativa. O composto se mostrou rico em Fe e Boro (B); o Zinco (Zn) apresentou valores abaixo do recomendado na citada Instrução e os minerais como Manganês (Mn) e Cobre(Cu) não foram detectados.

Nuernberg (2015, p.48) conclui seu estudo afirmando que “a técnica das caixas se mostrou eficiente, uma vez por ser móvel e outra pela facilidade de manuseio em pouco espaço disponível”. Então, argumenta sobre a importância de dar continuidade à pesquisa a fim de estabelecer melhor equilíbrio na relação C/N para, assim, reduzir a produção de chorume.

³ Ver a Tabela registrada no art. 6º desta Normativa, que trata dos tipos de fertilizante orgânicos – teor solúvel em H₂O (BRASIL, 2009).

4 MATERIAL E METODOS

4.1 Fontes de resíduos para a compostagem

Para montagem da leira foram utilizados 70 kg de resíduos alimentares (RA) frescos coletados no restaurante de uma agroindústria que serve aproximadamente 3.900 refeições/dia. Os referidos resíduos frescos eram compostos majoritariamente por talos e cascas de vegetais como cenoura, abobrinha, beterraba, repolho, sobras de pó de café (Figura 3). Além destes, foram usados 37 kg de dejetos bovinos (DB) semi seco, coletados em uma propriedade rural de produção leiteira (Figura 3).

Figura 3 – Resíduos alimentares (a) e dejetos bovinos (b) utilizados na compostagem



Fonte: Autoria própria (2021).

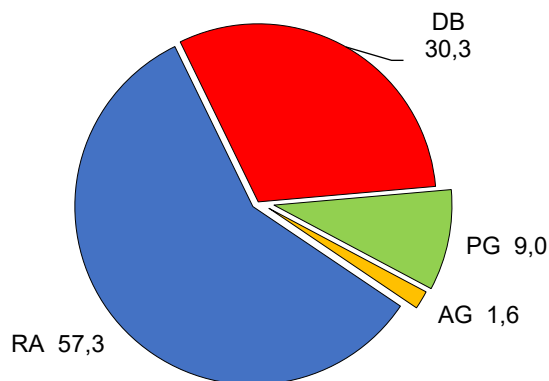
Foram adicionados 11 kg de resíduos naturais de poda de grama (PG), coletados nas áreas verdes da UTFPR-Medianeira, e mais 2 kg de aparas de galharia (AG), coletadas no pátio de compostagem. Os RA e os PG foram utilizados para fornecerem fontes de carbono (C) para o processo de compostagem, já o DB foi utilizado para fornecer fonte de nitrogênio (N) e microrganismos, enquanto o grupo AG foi introduzido como agente estruturante, visando garantir a possibilidade de oxigenação para os microrganismos durante o processo de compostagem.

4.2 Montagem e operação da leira de pré-compostagem

Para montagem da leira de compostagem foram utilizados resíduos naturais e semisecos (Figura 4). Os resíduos alimentares naturais foram homogeneizados no

pátio de compostagem antes da montagem da leira. A leira começou a ser operada com uma massa total de 120 kg de resíduos homogêneos, natural e meio seco, visando iniciar o processo com relação C/N de 30/1 conforme recomendado por Oliveira, Sartori e Garcez (2008).

Figura 4 – Composição percentual de resíduo alimentar (RA), dejetos bovinos (DB), poda de grama (PG) e aparas de galharia (AG) utilizados na compostagem



Fonte: Autoria própria (2022).

A montagem de uma leira de compostagem é um processo fundamental para transformar resíduos orgânicos em composto orgânico rico em nutrientes. Neste experimento, a leira foi montada em camadas, sendo a primeira camada composta de PG com altura de aproximadamente 5 cm para promover retenção de líquidos no fundo da leira. Em seguida foi disposta uma camada de DB, intercalando com RA e AG repetidas vezes. Por fim a leira foi coberta com o restante da poda de grama para dificultar o acesso de vetores (Figura 5).

Figura 5 - Homogeneização de RA (a), montagem leira (b) e cobertura da leira (c)



Fonte Autoria própria (2021).

A leira foi montada sobre piso impermeável coberto com lona preta de poliéster de baixa densidade. Essa estratégia visa evitar a lixiviação, perda de

material e concentração de sais minerais, seguindo a ordem já mencionada e ilustrada na Figura 6. Nessa montagem, a galharia exerceu seu efeito estruturante a partir do início dos revolvimentos para melhorar as trocas gasosas da pilha de compostagem.

Figura 6 – Montagem da leira de compostagem



Fonte: autoria própria (2021).

O revolvimento da leira ocorreu duas vezes por semana de forma manual com auxílio de pás e enxadas. Essa estratégia visa garantir que o tratamento seja distribuído de forma equilibrada ao melhorar a homogeneização e aeração do composto, dessa forma garantindo a ação otimizada de agentes biológicos. A temperatura foi monitorada com auxílio de um termômetro tipo espeto. Para ter acesso a diferentes profundidades foram feitos buracos em pontos distintos com auxílio de um cabo de vassoura, possibilitando dessa forma obter a média das temperaturas. A umidade foi monitorada duas vezes por semana. O monitoramento dos parâmetros ocorreu nos dias 1, 4, 7, 11, 14, 18 e 23 de janeiro de 2022.

4.3 Montagem e operação dos reatores de vermicompostagem (vermicomposteiras)

As vermicomposteiras foram confeccionadas em madeira com capacidade de 18 L e dimensões de 40 cm de comprimento, 30 cm de largura e 15 cm de altura, forradas com tela de polietileno com abertura de 1 mm para conter o substrato, evitar a fuga das minhocas e auxiliar a oxigenação do ambiente. Foram adicionados

8 L de resíduos pré-compostados o que equivale a 44% do volume total de cada vermicomposteira.

Foram testados 5 tratamentos em quadruplicata para avaliar o efeito da adição de ME na qualidade agronômica do vermicomposto, sendo D0, D3, D4, D5 e D6, totalizando 20 vermicomposteiras. As doses de cada tratamento foram progressivamente aumentadas, sendo D0 (tratamento controle) sem adição de ME e os demais com 3, 4, 5 e 6 mL_{ME}/L de resíduo, respectivamente (PANISSON, 2017). As 20 unidades amostrais foram mantidas em ambiente coberto e sem iluminação natural, garantindo ambiente adequado à ação das minhocas (Figura 7).

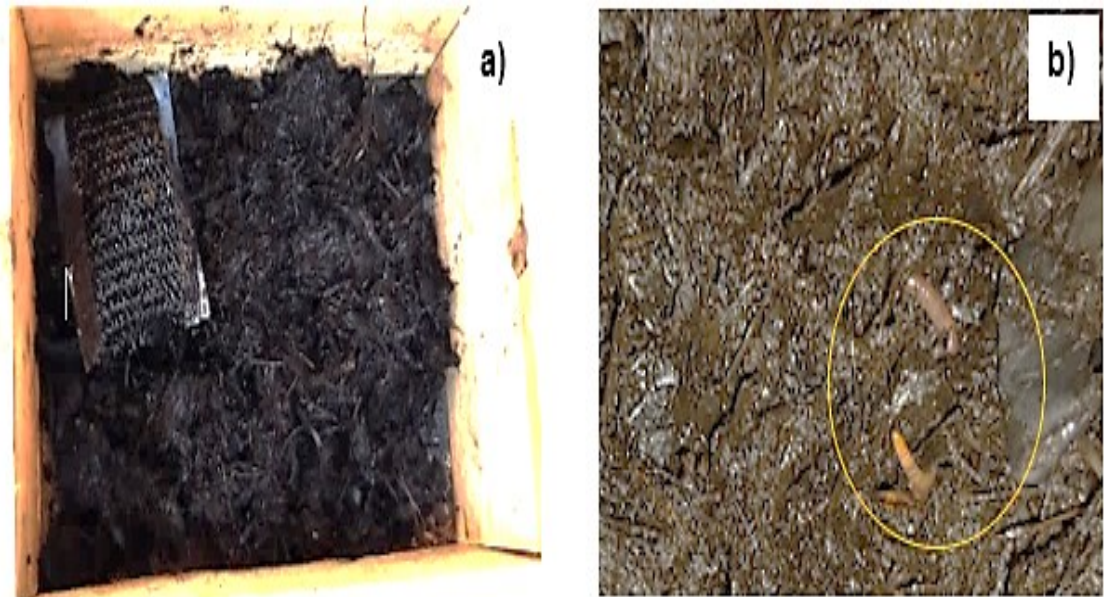
Figura 7 – Disposição das vermicomposteiras (a), montagem das vermicomposteiras no laboratório de solos da UTFPR (b)



Fonte: Autoria própria (2022).

Em cada uma das vermicomposteiras foram inseridas 10 minhocas adultas da espécie *Eisenia andrei* (vermelha da Califórnia), as quais apresentavam o clitelo visível, sinal de maturidade sexual. Para Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013), essa espécie de minhoca é capaz de consumir diariamente o equivalente à sua massa corporal, característica que favorece seu crescimento e a alta capacidade de produção de coprólitos. As minhocas foram inseridas em uma estrutura retangular confeccionada em tela de polietileno com abertura de 1 mm. Dentro dessa estrutura foi colocada uma porção de 20 g do resíduo proveniente do criadouro para formar um abrigo temporário. Posteriormente a estrutura de polietileno contendo as minhocas adultas foi depositada sobre o composto (Figura 8). Depois de as minhocas migrarem para o vermicomposto foram descartadas as 20g que serviram de abrigo provisório.

Figura 8 – Tela de polietileno (a) e migração das minhocas para o composto (b)



Fonte: Autoria própria (2022).

As amostras foram coletadas semanalmente, sempre no mesmo dia e horário. As coletas eram feitas em diferentes pontos das vermicomposteiras. Todo o material coletado era acondicionado em sacos plástico *ziplock* com fecho hermético (6 x 8 cm) e seguia para posterior análise. Para análise de patógenos, as amostras foram coletadas em 3 etapas. No primeiro dia (dia 1), que caracterizou o início da vermicompostagem no trigésimo dia final do processo.

4.5 Cultivo e preparação de ME aplicado na vermicompostagem

Para capturar os ME, foi utilizada a metodologia encontrada nas fichas agroecológicas do MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Consiste basicamente na deposição de arroz cozido em mata com baixo impacto de degradação por um período de 10 a 15 dias. O material biológico capturado passará por uma seleção de acordo com a coloração, onde colônias de tonalidades verde, cinza e preto devem ser descartadas, pois se trata de decompositores, sendo as tonalidades amareladas, avermelhadas e rosáceas as ideais, essas serão reproduzidas em água sem cloro e melaço de açúcar, segundo (SOUZA *et al.*, 2019), os ME juntamente com a solução de água e melaço de açúcar passará por fermentação anaeróbia, estando pronta para a utilização após 15 dias.

Dessa forma foi utilizado 1 kg de arroz cozido sem nenhum tipo de tempero, este foi distribuído em copos descartável coberto com gaze, de forma a evitar

invasão de insetos. Os recipientes foram depositados no solo de mata vigem e recoberto com a serrapilheira local conforme ilustrado na (Figura 9).

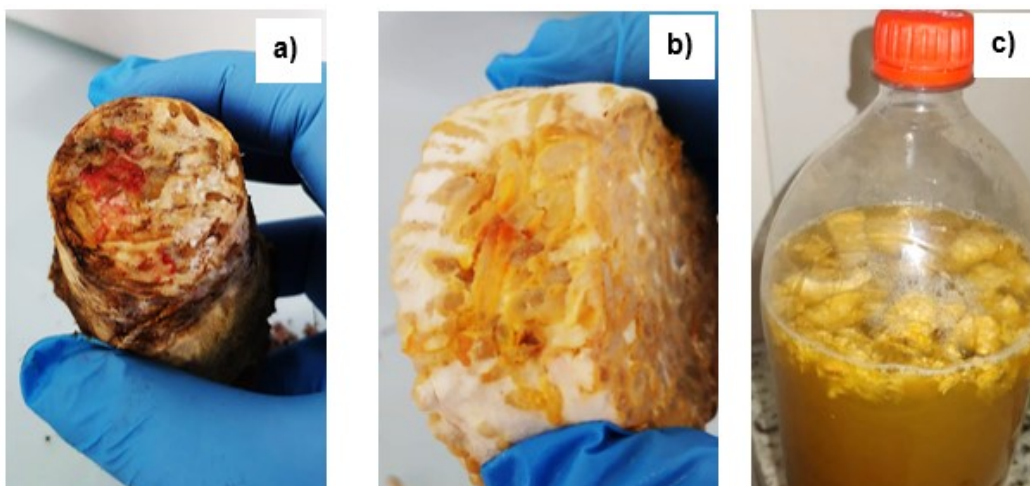
Figura 9 – Organização das armadilhas de arroz cozido (a) montagem das armadilhas na serapilheira de reserva ambiental intacta (b)



Fonte: autoria própria (2021).

Após 15 dias, as armadilhas foram coletadas, em seguida, feita a seleção das colônias de acordo com a coloração. Na sequência da classificação de colônias iniciou-se a ativação dos ME por fermentação anaeróbia por se tratar de organismos anaeróbio e facultativos. Dessa forma foram utilizados 2 L de água sem cloro e 200 g de melação de açúcar ou açúcar mascavo (Figura 10). A cada dois dias o recipiente foi aberto para eliminar o gás carbônico (CO₂) produzido na fermentação evitando a entrada de oxigênio no recipiente.

Figura 10 – Seleção dos M.E pela coloração (a), (b), fermentação anaeróbia de microrganismos eficientes em melação de açúcar (c)

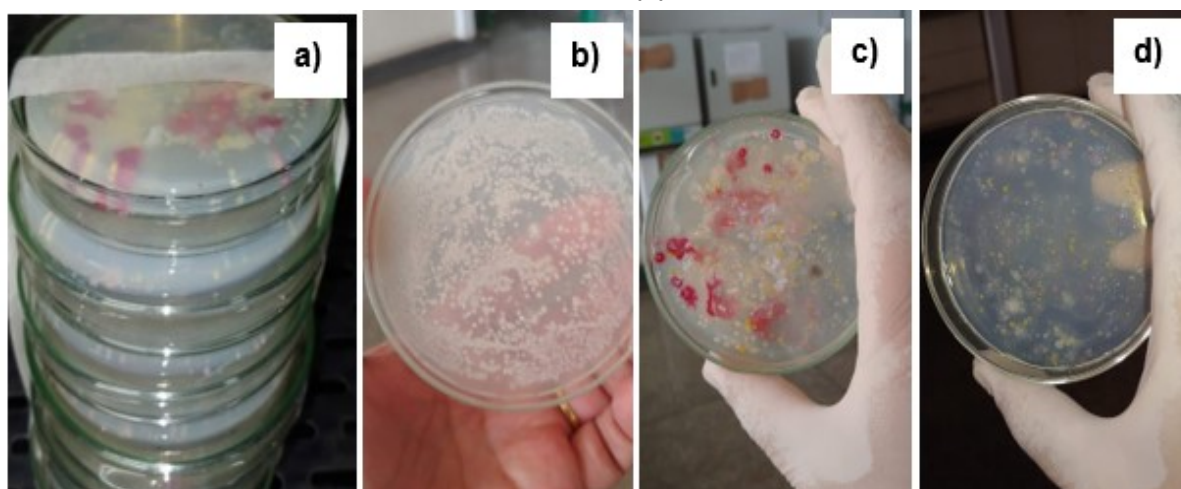


Fonte: autoria própria (2021).

A preparação da cultura de ME foi realizada adotando-se a metodologia preconizada na Ficha Agroecológica do MAPA (MAPA, 2009). Em 6 tubos de ensaio foram adicionados 9 mL de água salina. Em seguida, fez-se a diluição em série e, com o auxílio da micropipeta, 1 mL de ME diluído foi pipetado no primeiro frasco (10^{-1}) e homogeneizado. Na sequência, 1 mL do primeiro frasco foi pipetado no segundo (10^{-2}) e, depois de homogeneizado, 1 mL do segundo frasco foi pipetado no terceiro (10^{-3}) e assim sucessivamente até atingir o sexto frasco (10^{-6}). As ponteiros foram descartas para não contaminar as amostras.

Depois da diluição em série, 100 μ L de cada diluição foram pipetados sobre o meio de cultura apropriado e em duplicata, sendo homogeneizado com a alça de Drigalski. O procedimento foi realizado em triplicata para cada diluição usada. Logo em seguida, todas as placas foram incubadas a 38 °C com o uso de uma estufa incubadora do tipo B.O.D. (*Biochemical Oxygen Demand*, TE-391) em posição invertida durante 15 dias, cujos resultados da incubação podem ser observados nas Figura 11.

Figura 11 – Meio de cultura depois de 7 dias de incubação (a), cultura de ME de coloração branca (b), cultura de ME de coloração vermelha e amarela (c), cultura de ME de coloração amarela (d)



Fonte: Autoria própria (2021).

De acordo com APHA, descritas na 5^o edição do *compendium of methods for the microbiological examination of methods for the microbiological examination of foods* (SILVA et al., 2017), para quantificação de ME é usado o método de cálculo de unidades formadoras de colônias, que considera a quantidade de colônias encontradas e identificadas com pontos, como observado na (Figura 12).

Figura 12 – Contagem das colônias de ME



Fonte: Autoria própria (2022).

Para quantificar os fungos foi selecionada a diluição contável 10^6 e multiplicado pela quantidade de colônias, segundo a Equação 1 (Eq. 1).

$$\text{Padrão de Contagem} = N^{\circ} * 10^{-x} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: N = número de colônias.

X = valor positivo da diluição.

Depois da montagem das vermicomposteiras e posterior acomodação das minhocas, foi inoculado o ME de acordo com a adaptação da metodologia proposta e aplicada em pesquisa por Panisson (2017). Dessa forma, o tratamento controle C não recebeu inoculação de ME; o tratamento D3 recebeu inoculação de 3 mL/L de concentração de ME; o D4 recebeu 4 mL/L de concentração de ME; o D5 recebeu 5 mL/L de ME e o D6 foi inoculado com a concentração de 6 mL/L de ME.

A inoculação foi feita com auxílio de um borrifador diretamente sobre o vermicomposto, conforme recomendado por Panisson (2017) e Caderno dos Microrganismos Eficientes (CDME, 2020). Semanalmente, houve rotatividade na disposição dos tratamentos com inoculação de EM (D3 a D6), e do controle D0, a fim de garantir igualdade nas condições de temperatura e umidade.

Os ME foram inoculados no início da vermicompostagem, no trigésimo dia (dia 30), quando também foi feita a coleta de amostra para análise de patógenos e, em seguida, uma nova inoculação de ME, conforme a ordem e diluição já citadas. Esclarecem Rubio *et al.* (2017) que as diluições de ME poderão ser inoculadas repetidas vezes, com posterior teste de laboratoriais dos compostos.

4.7 Caracterização física, química e microbiológica dos processos de compostagem e vermicompostagem

Para a aferição da temperatura foi utilizado um termômetro digital do tipo espeto, em graus *Celsius* (Figura 13).

O termômetro foi inserido em pontos diferentes, logo depois foi calculada a média da temperatura. O mesmo procedimento foi adotado em todos os vermireatores. Além disso, foi anotada a temperatura ambiente durante todo o processo da vermicompostagem.

Figura 13 – Controle da temperatura das vermicomposteiras

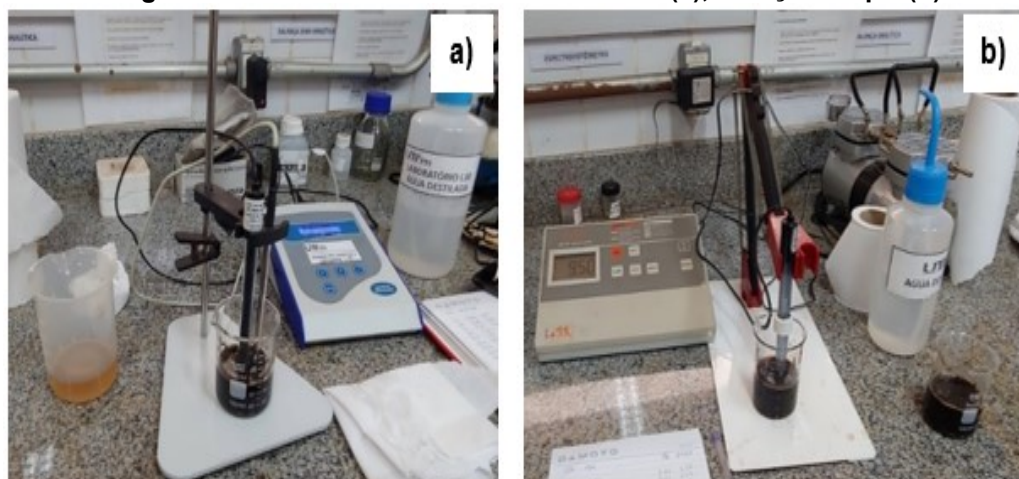


Fonte: autoria própria 2022.

Seguindo a adaptação da metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1995), para verificação de pH foi utilizado 40 mL de água destilada para 10 g de amostra em um Becker de 100 mL. Essa mistura aquosa foi agitada por 5 min e, em seguida, posta em repouso de 15 min. Logo a seguir, ocorreu a leitura na parte sobrenadante, mediante a calibração do medidor de pH com a solução padrão.

Como uma medição indireta da qualidade de sais presente na compostagem, explicam Tedesco *et al.* (1995) que a condutividade elétrica (CE) fornece um parâmetro da estimativa da salinidade existente no substrato. Neste estudo, para análise da CE foi utilizado um condutímetro de bancada da marca *Lucadena* -150 e, para aferição de pH, foi usado um pHmetro da marca *Hanna* (Figura 14).

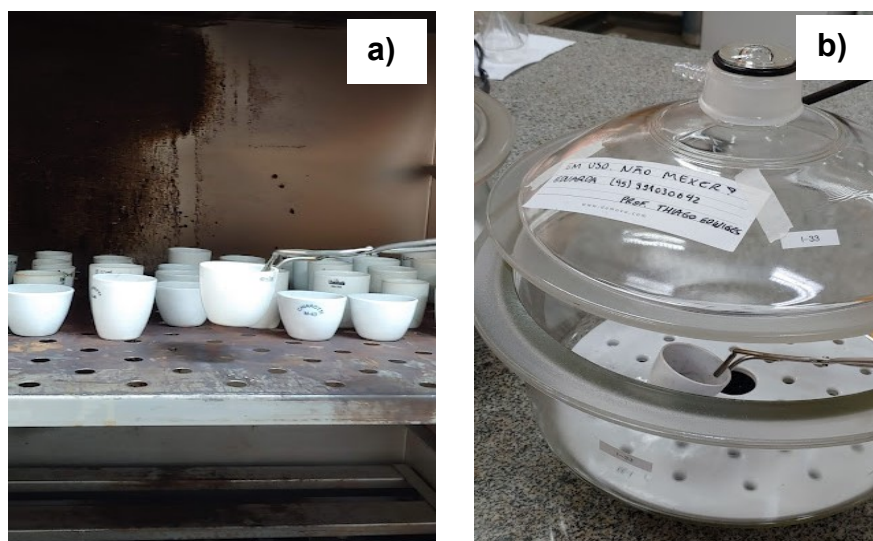
Figura 14 – Teste de condutividade elétrica (a), aferição de pH (b)



Fonte: autoria própria (2022).

Para verificação de sólidos totais e umidade, como referência, foi usada a metodologia descrita por APHA (2005). A princípio, foram calcinados 20 (vinte) cadinhos na mufla a 550 °C por 1,5 h. Em seguida, os cadinhos foram transferidos para um dessecador para esfriar conforme (Figura 19). Logo depois, foram pesados na balança analítica citada anteriormente. Na sequência, foram inseridos de 5 g a 10 g do composto no cadinho para verificação do peso úmido, P1. As amostras ficaram em uma estufa de secagem com circulação de ar BIOPAR (Equipamentos Eletroeletrônicos LTDA) sob a temperatura de 55 °C por 24 h conforme demonstrado na (Figura 15). Depois de resfriadas, as amostras foram novamente pesadas na mesma balança analítica obtendo-se, dessa forma, o valor de P2.

Figura 15 – Amostras sendo retiradas da estufa de circulação de ar (a), amostras sendo colocadas no dessecador para esfriar (b)



Fonte: Autoria própria (2022).

Para calcular a umidade foi utilizada a fórmula da Equação 2 (Eq. 2):

$$ST(\%) = P - U$$

$$U(\%) = \left(\frac{P_1 - P_2}{P_1} \right) \cdot 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

U = Umidade.

P₁ = Peso úmido.

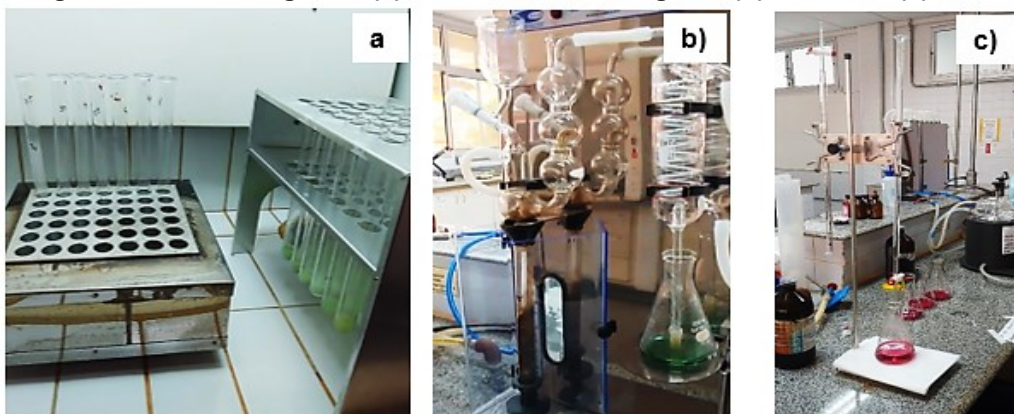
P₁ = P₀ + P Amostra.

P₂ = amostra seca + cadinho.

Para determinar a quantidade de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) das amostras, foi utilizada a metodologia proposta Malavolta, Vitti e Oliveira (1997). As amostras trituradas foram mantidas na estufa de ar circulante BIOPAR (Equipamentos Eletroeletrônicos Ltda) a 50 °C por um período de 24 h. Posteriormente, foram adicionados em tubos de ensaio 0,2 g da amostra, 3 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e 0,7 g de mistura digestora. Os tubos de ensaio contendo as amostras apresentaram uma coloração marrom e foram colocados em um bloco digestor que aumenta a temperatura de 50 °C a 50 °C a cada 30 min, até atingir a temperatura igual a 350 °C. O final da digestão sulfúrica foi percebido quando as amostras atingiram uma coloração esverdeada.

No processo de destilação, os tubos de ensaio foram acoplados ao destilador de Kjeldahl e, em cada tubo, foi adicionado 10 mL de hidróxido de sódio (NaOH) de 10 mols L⁻¹. Ao destilado se juntou 15 mL de ácido bórico (H₃BO₃) em um *Erlenmeyer*, que, em seguida, foi titulado com ácido clorídrico (HCl) a 1,0 mol/L em uma bureta, conforme ilustrado na (Figura 16).

Figura 16 – Bloco digestor (a), destilação de nitrogênio (b), titulação (c)



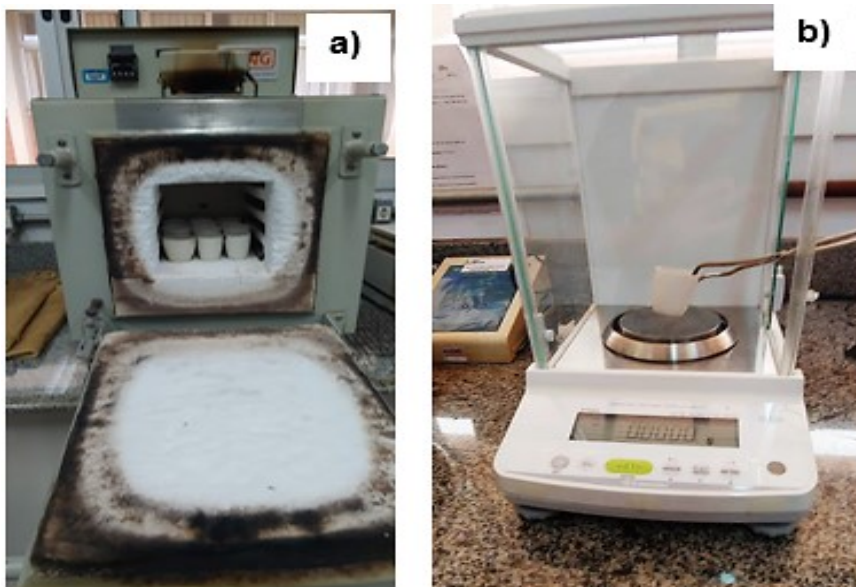
Fonte: Autoria própria (2022).

Os valores para NTK foram obtidos pela aplicação da seguinte Equação (Eq. 3):

$$NTK(\%) = \frac{(V_{titulado} - V_{branco}) * 700 * \left(\frac{1}{P_{massa\ seca\ 105\ ^\circ C}} \right)}{10.000} \quad \text{Eq. 3}$$

A determinação de sólidos voláteis (SV) foi conduzida de acordo com a metodologia descrita por APHA (1998). Foram pesados 10 g da amostra em balança analítica e submetidas a secarem em uma estufa a 105 °C por 24 horas (P2). Ao atingirem a temperatura ambiente, as amostras foram retiradas da estufa e pesadas novamente, em seguida, levadas à mufla elétrica por 2,5 h a temperatura de 550 °C (Figura 21). Os cadinhos foram retirados da mufla e colocados no dessecador até atingir a temperatura ambiente e, por fim, as cinzas das amostras foram pesadas novamente para fins de determinação de P3 (Figura 17).

Figura 17 – Calcinação de amostras na mufla (a), pesagem na balança de precisão (b)



Fonte: Autoria própria (2022).

Os sólidos voláteis foram calculados a partir da Equação 4 (Eq. 4):

$$SV = \left(\frac{P2 - P3}{P2} \right) * 100 \quad \text{(Eq. 4)}$$

Onde:

SV = Sólidos voláteis.

P2= Amostra seca + cadinho.

P3= Cinzas da amostra.

Na determinação do carbono orgânico oxidável utilizou-se a metodologia proposta por Walkley e Black (1934) e citada por Kiehl (2004), onde a mistura sulfocrômica age sobre a matéria orgânica oxidável por meio do próprio calor formado pela reação do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) com o ácido sulfúrico (H_2SO_4). A determinação do excesso de agente oxidante que resta é ocorre por meio de titulação com sulfato ferroso.

Para o cálculo da porcentagem de carbono orgânico utilizou-se a Equação 5:

$$C(\%) = (V_{branco} - V_{amostra}) * 0,3 * \left(\frac{1}{\text{peso amostra seca}(105^\circ)} \right) \quad \text{Eq. 5}$$

Onde: C (%) = carbono orgânico

Para determinação de carbono total (COT), aplicou-se a metodologia proposta por APHA, AWWA&WEF (1998) tal como citada por Sbizzaro (2013). O COT foi determinado pelo método da mufla, que possibilita a obtenção dos sólidos voláteis, usando-se a equação proposta por Kiehl (2004).

$$COT(\%) = \frac{SV\%}{1,8} \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde: SV= porcentagem de sólidos voláteis.

Para determinação de fosforo e potássio, foi adaptada a metodologia proposta por Pavan *et al.* (1992) que preconiza o uso da solução extratora de Melich. O fosforo e o potássio disponível no vermicomposto foram extraídos com solução de Melich que é a mistura de (H_2SO_4) 0,025N + (HCl) 0,05N conforme (Figura 18).

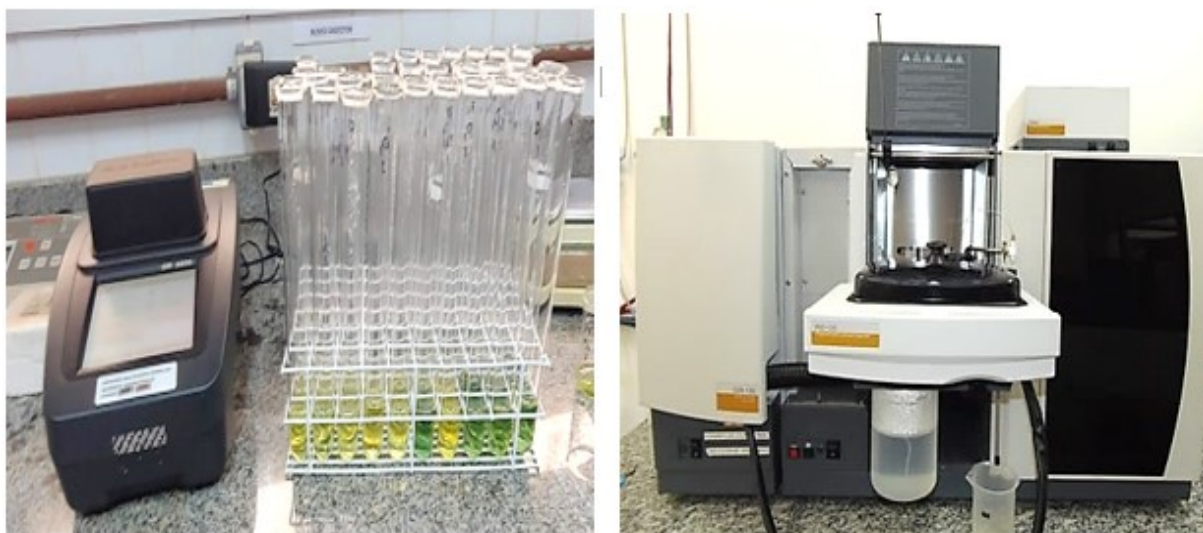
Figura 18 – Digestão das amostras em solução de Melich



Fonte: Autoria própria (2022).

Após a digestão do substrato obteve-se um extrato líquido que foi usado para determinar a concentração dos minerais P e K. Isso pode ser feito usando métodos espectrofotométricos como a espectrofotometria de absorção ou fluorescência, utilizando um reagente específico para reagir com o fósforo e gerar um sinal mensurável. Quanto ao K foi feito a leitura utilizando Espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS), *Varian*, modelo AA 240-F (Figura19).

Figura 19 – Leitura de (P) no espectrofotômetro a 660 nm, Leitura de (K) no Espectrofotômetro de absorção atômica com chamas (AAS)



Fonte: Autoria própria (2022).

A análise microbiológica foi realizada para identificar a presença ou não de *Salmonella*, *Escherichia coli* e *Shigella* sp. Para a quantificação desses patógenos foram coletadas 25 g de amostras dos diferentes resíduos que fizeram parte da pré-compostagem, como RA, DB, PG, e RG. Para cada resíduo ocorreu a caracterização de patógenos. Depois da mistura e homogeneização dos resíduos, 25 g de uma nova amostra foi coletada para a segunda análise, que coincidiu com o início da pré-compostagem.

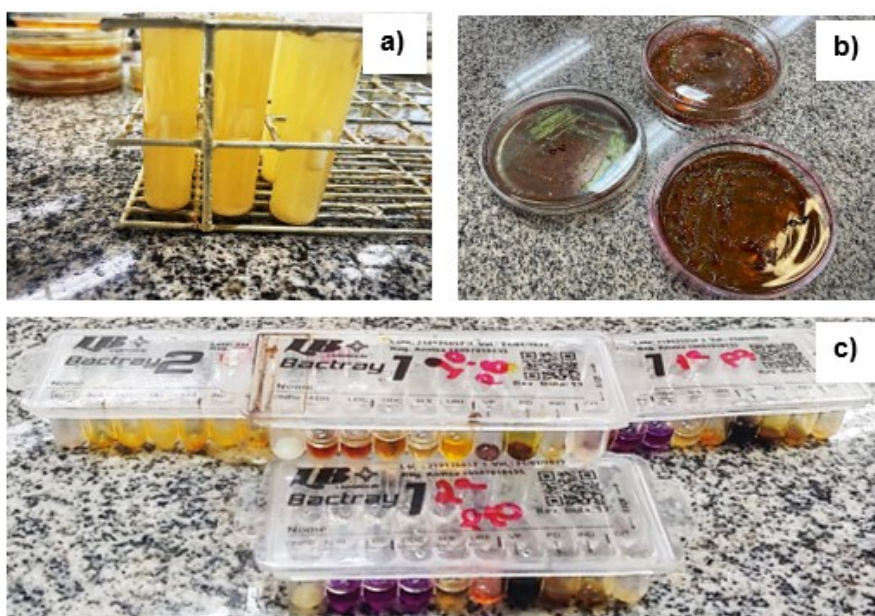
Transcorridos 20 dias houve a coleta para a realização da terceira análise do composto, a qual coincidiu com o final da pré-compostagem e início da vermicompostagem. No decorrer da vermicompostagem fez-se a quarta análise para patógenos. Ao final da vermicompostagem fez-se a quinta análise para patógenos a fim de evidenciar a eficácia dos MEs no controle de patógenos.

Para a quantificação de patógenos foram coletados de 25 g em cada amostra seguindo o cronograma citado anteriormente. As amostras foram homogeneizadas e diluída em série em um *Erlenmeyer* com 90 mL de solução salina a 0,85%, sendo

essa a primeira diluição (10^{-1}), seguindo com a diluição seriada que consiste em retirar 2 mL da primeira diluição e transferir para 18 mL da segunda (10^{-2}), sendo retirado desta 2 mL e inserido em 18 mL da terceira diluição (10^{-3}), até atingir diluição final (10^{-6}). Com auxílio da pipeta automática, as diluições foram retiradas dos tubos de ensaio, sendo 0,5 mL de cada uma [(10^{-1}), (10^{-2}), (10^{-3}), (10^{-4}), (10^{-5}) e (10^{-6})] e pipetadas em placas de Petri, espalhadas com uso de *Swab* estéril com Agar PCA (*Plate Count Agar*) que foram levadas para incubação sob temperatura de 37 °C. Todo esse procedimento foi realizado em triplicata.

Na quantificação dos coliformes totais e termotolerantes foi utilizado o método APHA (2021), que descreve a técnica do número mais provável (NMP/g), e consiste na utilização de tubos positivos de caldo EC (Figura 13a), os quais foram replicados em placa de Petri como meio de cultura Eosina Azul de Metileno – EMB, do inglês *Eosine Methylene Blue* – (Figura 13b), submetidos a incubações a 37 °C por 24 h. Para a identificação de colônias de bacilos Gran negativo (BGN) foi utilizado o sistema *Bactray* (Figura 20).

Figura 20 – Tubos com caldo EC apresentando fermentação (a), formação de colônias de *E. coli* (b), quite Bactray I e II (c)



Fonte: Autoria própria (2022)

Para *Salmonella* sp. e *Shingella* sp., utilizou-se a metodologia de acordo com ISO 6579-11:2017 (ISO, 2017), onde 225 ml de água peptonada tamponada em 1% com 25 g do composto foram homogeneizadas por 2 min em homogeneizador da

marca *Stomacher*® 80 *Laboratory Blender Seward*. Em seguida, as amostras foram levadas à estufa para incubação por 24 h a 37 °C. Esse processo é conhecido como pré-enriquecimento, seguido do enriquecimento seletivo que consiste em pipetar 0,1 ml da amostra do pré-enriquecimento em tubos com 10 ml de caldo *Rappaport Vassiliadis* e 1.0 ml para tubos com caldo Selenito-Cistina, os quais foram inoculados a 41 °C ± 0,5 °C, sob agitação mecânica constante de água por 24 h.

Por fim, ocorreu o plaqueamento diferencial, onde cada cultivo nos caldos de enriquecimento foi semeado com o auxílio da alça de platina, em 2 meios de cultivo – um em meio de Agar *Salmonella & Shingella* e outro em meio Ágar xilose & lisina desoxicolato (XLD) –, cujo processo submetido a 37 °C por 24 h na estufa incubadora do tipo BOD ocorreu em duplicatas.

Sobre o plaqueamento de superfície foi usada água salina nas diluições 10⁻³, 10⁻⁴ e 10⁻⁵, pipetadas sobre os meios de culturas sólidos de PCA, e espalhados com auxílio da alça de Drigalski. Em seguida, houve a incubação a 37 °C por 24 h. Para determinação de *Clostridium*, as colônias foram contadas na própria placa, considerando de 30 a 300 colônias, multiplicadas pelo fator de diluição.

4.8 Avaliação da fitotoxicidade na pré-compostagem e vermicompostagem

Para o teste de fitotoxicidade foram utilizadas sementes de alface crespa *Lactuca sativa*, em placas de Petri descartável, forradas com papel filtro faixa azul 90 cm Ø e poros de 8 µ. O teste foi realizado em triplicata para o tratamento de pre-compostagem e vermicompostagem. Dessa forma foram testados a fitotoxicidade nos inícios e final da pré-compostagem e no final da vermicompostagem. Para a vermicompostagem foram testados os tratamentos com inoculo de ME (D3, D4, D5, D6) e o controle (C).

Os compostos foram peneirados em duas malhas, 20 mm e 4 mm respectivamente (MENEZES JÚNIOR *et al.*, 2000). Logo após foram pesadas 5 g dos compostos em balança analítica e em seguida adicionado 50 mL de água destilada. As amostras foram agitadas por 30 min em agitador magnético. Depois da agitação, as amostras foram filtradas em um *Erlenmeyer* de 50 mL com auxílio de um funil contendo um pedaço de algodão no fundo. O extrato foi filtrado com papel filtro qualitativo com porosidade de 3 µm (micras) e 15 cm de diâmetro (Figura 21).

Figura 21 - Filtração das amostras C, D3, D4, D5 e D6



Fonte: Autoria própria (2022).

As amostras foram diluídas com água destilada nas proporções 100:0, 20:80, 10:90, 1:99 e 0,1: 99,9 (digestato: água). Após a diluição foi feita a higienização da bancada com álcool em seguida com água sanitária para que não ocorresse contaminação por microrganismo (Figura 22).

Figura 22 – Diluição das amostras 100:0, 20:80, 10:90, 1:99 e 0,1: 99,9



Fonte: Autoria própria (2022).

As placas foram umedecidas com 3 mL do extrato seguindo os tratamentos e as diluições, em seguida, com auxílio de uma pinça, posicionaram-se nessas placas, aleatoriamente 10 sementes totalizando 75 placas mais 3 placas-controle. Posteriormente, as placas foram encaminhadas para uma câmara de germinação do tipo B.O.D a 25 °C por 72 h com um fotoperíodo de 12 h (Figura 23).

Figura 23 – Emplacamento dos tratamentos e distribuição aleatória das sementes, amostras emplacadas e acondicionadas na incubadora BOD



Fonte: Autoria própria (2022).

Após o período predeterminado de germinação os tratamentos foram analisados. De forma aleatória foram escolhidas cinco plântulas germinadas de cada tratamento para aferição do comprimento do hipocótilo e da radícula com auxílio de um paquímetro digital *Caliper F&M* (Figura 24).

Figura 24 – Sementes germinadas, apresentando o hipocótilo (a), medição do hipocótilo das



sementes germinadas (b)
Fonte: Autoria própria (2022).

As medidas foram anotadas a partir do ponto de transição entre o hipocótilo e a radícula, ou seja, do coleto até a extremidade da raiz, conforme Silva e Mattiolo (2010). Depois da coleta de dados, calculou-se o índice de germinação (IG) conforme a seguinte Equação (Eq. 8).

$$IG = \%G * \left(\frac{Lm}{Lc}\right) \quad (\text{Eq. 9})$$

Em que:

IG = Índice de germinação (%).

G = Porcentagem de germinação em relação ao controle.

Lm = Longitude média das raízes da amostra (cm).

Lc = Longitude média das raízes do controle (cm).

De acordo com a metodologia proposta por Belo (2011) foi possível comparar os resultados com a escala qualitativa de fitotoxicidade que indica a maturação do substrato (Quadro 1).

Quadro 1 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade utilizada neste trabalho

IG (%)	Classificação do material em análise
>100	O material potencia a germinação e o crescimento da raiz das plantas
80-100	Não fitotóxico; composto maturado
60-80	Moderadamente fitotóxico
30-60	Fitotóxico
<30	Muito fitotóxico

Fonte: Belo (2011).

4.9 Ensaio de germinação de mudas de alface para avaliar a qualidade agrônômica dos vermicompostos

Para avaliar o desempenho do substrato foi realizado o teste de bandejas utilizando sementes nuas de alface (*Lactuca sativa* L.) em função de sua sensibilidade a substâncias tóxicas, auto índice de germinação e rápido crescimento. Para Ding *et al.* (2010), essa espécie de hortaliça é ideal como organismo teste para monitorar agentes adversos.

Para produção de mudas em bandeja foi feito uma adaptação da metodologia proposta por Menezes Júnior *et al.* (2000). Considerando as amostras C, D3, D4, D5 e D6 comparadas como composto comercial Humufertil (base de casca de Pinus) – substrato para plantas e hortaliças. Foram utilizadas bandejas flexíveis para semeadura Nutriplan como 200 células, sendo que cada célula possui abertura de 4,2 cm, largura da boca 2,5 cm, largura do fundo 1,3 cm e volume 0,0125 L.

Os substratos foram peneirados e posteriormente umedecidos para evitar a perda pelas fendas das células das bandejas. Após esse procedimento, as bandejas foram preenchidas com os substratos (BAILEY; NELSON; FONTENO, 2000),

incluindo o composto comercial controle. Ao completar totalmente o volume das células, foi adicionada duas sementes de alface em cada célula (Figura 25).

Figura 25 – montagem das bandejas com tratamentos e controle



Fonte: Autoria própria (2022).

A bandeja contendo os tratamentos foi incubada em estufa B.O.D com temperatura controlada de 19 °C por um período de 30 dias. Foi configurado 16 h com iluminação ativa e 8 h sem iluminação escuridão total (ALBUQUERQUE, 2012). As mudas foram regadas com água destilada diariamente sempre no mesmo horário. Periodicamente as bandejas foram rotacionadas para garantir condições iguais para todos os tratamentos (Figura 26).

Figura 26 – desenvolvimento das mudas encubadas em B.O.D



Fonte: Autoria própria (2022).

Após trinta dias, cinco mudas aleatórias foram analisadas por tratamentos, sendo aferidos comprimento da raiz, da parte aérea, o diâmetro do coleto e a quantidade de folhas das mudas. Também foram coletados os valores de massa fresca da raiz e da parte aérea. As mudas foram retiradas das células, em seguida

foram lavadas em água de torneira para retirar os substratos aderidos na parte radicular (Figura 27).

Figura 27 – Preparação das mudas para medições



Fonte: autoria própria (2022).

As raízes foram separadas da parte aérea com auxílio de um estilete, logo após foram aferidas as medições do comprimento radicular, da parte aérea e do diâmetro do coleto.

Para determinar a massa da parte aérea e da raiz foi adaptada a metodologia proposta Kratz e Wendling (2013). Para tal, foram pesadas em balança analítica as partes aéreas e raízes com auxílio de papelotes confeccionados em papel Paraná. Em seguida, foram acondicionados em estufa com circulação mecânica *Biopar* LTDA por 48 horas em temperatura de 65° C (Figura 28).

Figura 28 – Desidratação das amostras em estufa de circulação mecânica



Fonte: Autoria própria (2022).

Ao cumprir o tempo previsto as amostras formam novamente pesadas em balança analítica para determinar a massa seca. Para o cálculo do índice de qualidade de mudas (índice de qualidade de Dickson – IQD) foi utilizada a Equação. 7 tal como apresentada por Dickson, Leaf e Hosner (1960).

$$IEQ = \frac{MST}{HPA/DC + MSPA/MSR} \quad (\text{Eq. 7})$$

Em que:

IQD: índice de qualidade de Dickson.

MST: massa seca total (g).

HPA: altura da parte aérea (cm).

DC: diâmetro do coleto (mm).

MSPA: massa seca da parte aérea (g).

MSR: massa seca da raiz (g).

4.10 Análise estatística

Todos os dados coletados na pré-compostagem e vermicompostagem foram analisados estatisticamente com auxílio do programa Minitab 16. Realizou-se Análise de Variância – ANOVA considerando avaliados como pressupostos a normalidade e a homocedasticidade. Foi aplicada a análise estatística descritiva por meio de medidas de tendência central como média, moda, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação. Para verificar a diferença estatística significativa entre os tratamentos foram realizados testes de comparação de média de Tukey ($p \leq 0,05$).

Para avaliar a variabilidade dos dados provenientes da vermicompostagem foram aplicados 6 (seis) tratamentos, sendo as doses de ME 0,3, 0,4, 0,5, e 0,6 mL/L (D3, D4, D5 e D6), e um tratamento controle D0 sem aplicação de ME. Todos os tratamentos foram testados em quadruplicata, com 15 graus de liberdade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características físicas, químicas e biológicas dos substratos utilizados na pré-compostagem

Os valores de pH do substrato RA se mostraram ácidos devido (4,4) à sua composição química característica, enquanto o pH do substrato DB apresentou-se próximo da neutralidade (6,8), o que é considerado normal para o tipo de resíduo (Tabela 1). Os valores de pH na compostagem podem estar na faixa de 4,5 - 9,5 para não limitar o processo (PEREIRA NETO, 2007).

Tabela 1- Caracterização do substrato na compostagem

Substratos	pH	CE (mS/cm ⁻¹)	ST (%)	SV (% _{ST})	NTK (% _{ST})	C/N
RA	4,4±0,0	2,1±0,0	12,1±0,2	93,6±0,2	2,37±0,1	22
DB	6,8±0,0	3,6±0,2	14,3±0,7	72,7±0,5	2,31±0,1	22
PG	N.D	N.D	71,2±0,2	91,8±0,3	1,83±0,1	22
RG	N.D	N.D	92,0±0,3	84,1±1,7	1,03±0,1	45

Nota: pH: potencial de hidrogênio; CE :condutividade elétrica; ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; C/N: relação carbono e nitrogênio; RA: resíduo alimentar; DB: dejetos bovino; PG: poda de grama; AG: aparas de galharia. Valores posteriores ± indicam o desvio padrão da amostra (N = 3). N.D: não determinado.

Fonte: Autoria própria (2022).

Por se tratar de composto não estabilizado, observou-se que os valores de CE estavam acima dos valores recomendados por Caron *et al.* (2004) entre 1,0 e 2,5 mS.cm⁻¹ como condição equilibrada para o fornecimento de nutrientes destinados à produção vegetal. Quanto ao NTK, os maiores valores foram observados para os substratos RA e DB, de 2,4 e 2,3%_{ST}. Conforme Oliveira, Aquino e Castro Neto (2005), os RA, especialmente, os cozidos, têm maior teor de N em relação aos resíduos vegetais por serem mais proteicos. Carnier *et al.* (2019) mencionam que os DB possuem quantidades apreciáveis de N, a depender do habitat e do regime alimentar dos animais.

Quanto à relação C/N dos substratos utilizados para a compostagem, observou-se que os valores ficaram dentro dos limites favoráveis entre 26/1 e 35/1 (KIEHL, 2004). Considerando-se que a proporção ótima da relação C/N deve se

estabelecer em 30/1, ou seja, a cada 30 partes de C é necessária uma parte de N (OLIVEIRA; AQUINO; CASTRO NETO, 2005).

O pH inicial da leira de compostagem foi de 5,4, indicando o caráter ácido da mistura, o que é comum em se tratando de substratos frescos. Após o 4º dia, os valores de pH subiram para 9,2 e se mantiveram em uma faixa de 8,5 a 9,5 até o final do processo. O rápido aumento do pH após o 4º dia é resultado do consumo de ácidos orgânicos gerados pela decomposição dos substratos, favorecido pela presença de microrganismos consumidores de ácidos presentes em dejetos bovinos frescos. Os valores de pH na compostagem podem estar na faixa de 4,5 - 9,5 para não limitar o processo (PEREIRA NETO, 2007). Conforme Costa *et al.* (2009), o pH é um dos indicadores do grau de maturidade do composto. Já para Fialho *et al.* (2005), a faixa de pH entre $5,5 \leq 8,5$ é considerada ótima para os microrganismos responsáveis pela compostagem quando essa é formada por diferentes resíduos orgânicos. Dutra (2018) afirmou que, na compostagem, os microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica atuam em uma faixa de pH que vai de 6,5 a 8,0.

Tabela 2 – Caracterização do pré-composto ao longo do tratamento

Dia	pH	CE (mS/cm ⁻¹)	ST (%)	SV (%ST)	NTK (%ST)	C/N
1	5,4±0,0	1,7±0,0	15,2±0,6	89,8±0,2	2,4±0,0	20
4	9,2±0,0	1,6±0,0	24,0±0,4	86,3±0,2	2,3±0,0	20
7	8,5±0,0	2,7±0,1	19,3±0,6	80,4±0,2	2,5±0,0	18
11	9,3±0,1	3,0±0,0	22,5±1,7	82,5±1,1	2,5±0,0	18
14	9,1±0,2	2,1±0,1	17,2±0,1	82,7±1,0	2,5±0,0	18
18	9,5±0,0	2,4±0,0	20,8±1,0	80,5±0,2	2,6±0,0	17
23	8,7±0,1	2,8±0,0	21,1±0,8	79,7±1,9	2,6±0,1	17

Nota. pH (potencial de hidrogênio), CE (condutividade elétrica), ST (sólidos totais), SV (sólidos voláteis) e C/N (relação carbono e nitrogênio). Valores posteriores ± indicam o desvio padrão da amostra (N = 3).

Fonte: Autoria própria (2022).

A CE iniciou em 1,7 mS/cm no primeiro dia do experimento até atingir 2,8 mS/cm no final do processo. Esse aumento no valor da CE indica a concentração da massa de resíduos em razão da volatilização da umidade, CO₂ e parte do nitrogênio gerado pela degradação aeróbia da matéria orgânica. Fan *et al.* (2017) asseguraram que valores elevados de CE podem se relacionar com a degradação que os resíduos sólidos sofrem devido à passagem pelo processo térmico, o que tende a

facilitar o aumento da CE e o alcance da estabilidade desse parâmetro no final do processo.

Os valores de ST variaram entre 15,2% e 21,8% e foram resultantes do processo de degradação aeróbia que gera umidade, também pela correção de umidade feita com adição de água ao longo da compostagem, a fim de promover ação biológica em níveis adequados. Esse valor também foi observado por Sunada *et al.* (2015) durante a fase de compostagem em que a redução de ST foi de 21,84%.

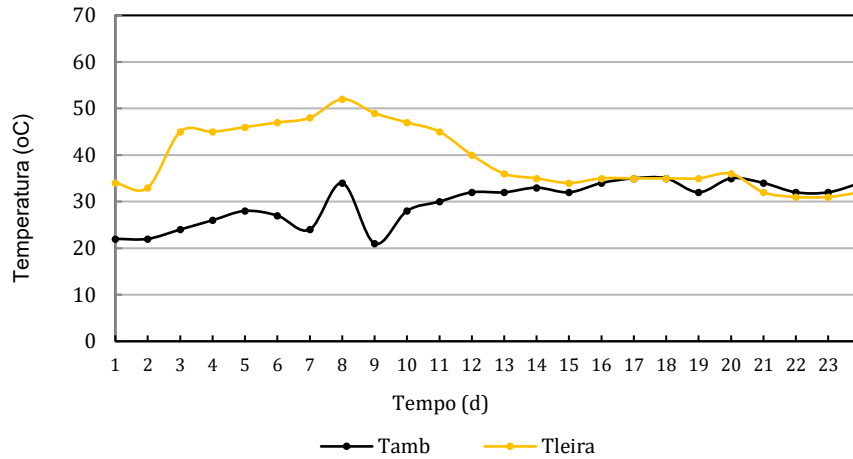
Para os valores de SV, observou-se a redução de 90% para 79% entre o dia 1 e 23 de operação da leira, ou seja, uma redução da ordem de 12%, que pode ser explicado devido a mineralização da matéria orgânica em CO₂, fosfatos, sais de amônio, entre outros. Conforme Kiehl (2004), os índices de redução desejáveis da massa de SV devem se estabelecer acima de 50%. A baixa redução de SV obtida neste estudo está relacionada ao curto período de monitoramento da leira de compostagem. Para que os valores mínimos de 50% fossem obtidos, o tempo de experimento deveria superar os 90 dias.

Os valores de NTK no início e final do processo de pré-compostagem, apontam o teor de nitrogênio um pouco maior, partindo de 2,4 para 2,6%, no entanto segundo Kiehl (2008), não há formação de nitrogênio no processo, sendo o aumento relativo. Sbizzaro (2013), menciona que a ação dos micro-organismos promove a fixação do nitrogênio do ar existente para o interior da leira, mesmo que em quantidades mínimas.

A relação C/N se manteve na faixa considerada adequada, com valor de 20/1 nos quatro primeiros dias. A partir do dia 7, esse valor decresceu para 18/1 e permaneceu estável até o dia 18, chegando a uma relação de 17/1 ao final da compostagem. Esse comportamento é indicativo da estabilidade da relação C/N para o composto. Fialho *et al.* (2005) também observaram estabilização da relação C/N em compostos formados por PG, DB e bagaço de laranja, com valores entre 15 e 17/1 durante os 210 dias de observação do experimento. Fernandes e Silva (2001) alertam que, na pré-compostagem, caso a relação C/N seja muito baixa haverá perda de N devido à volatilização da amônia, mas, se for muito alta, os microrganismos não se desenvolverão devido à falta de N suficiente na síntese proteica.

A leira atingiu temperatura máxima de 52 °C no dia 7 (Figura 29) e decaiu nos dias seguintes. Dessa forma foi possível verificar que a leira não se manteve na fase termofílica (50 a 70 °C) por tempo suficiente para controle de patógenos.

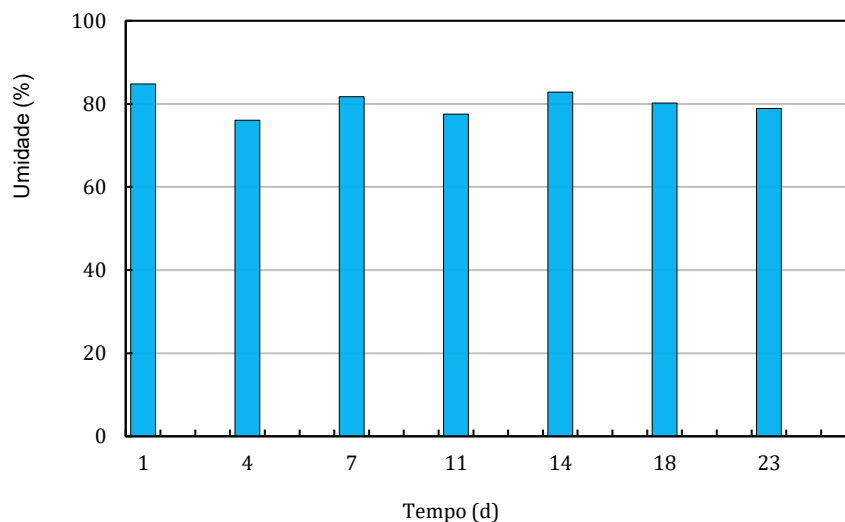
Figura 29 – Valores de temperatura na compostagem ao longo do tempo



Fonte: Autoria própria (2022).

Para Silva *et al.* (2004) a temperatura se mantém na faixa ideal por um determinado período, a depender do tipo de resíduo a ser comportado em seguida decresce se mantendo na faixa dos 40° C. Esse fato pode ser explicado devido ao excesso de umidade da leira, fato esse que limitou a ação dos microrganismos. Kiehl (2004) sugere que a umidade esteja entre 40 e 70%. É possível observar que durante o experimento os valores de umidade sempre se mantiveram acima do recomendado (Figura 30).

Figura 30 – Valores de umidade para na compostagem ao longo do tempo



Fonte: Autoria própria (2022).

Os valores de coliformes totais permaneceram acima de 1.100 NMP/gMS. O limite superior (intervalo de confiança) é desconhecido, uma vez que a tabela do NMP não o menciona. Vale salientar que a legislação vigente (CEMA 090/2013) não faz uso dos coliformes totais como parâmetro de contaminação do composto final. Para coliformes termotolerantes observa-se redução dos valores ao final do processo, uma vez que o NMP obtido é de 1.100. Em contrapartida, no início do processo de compostagem, o limite inferior foi de 420 NMP/gMS e o limite superior novamente mostrava-se elevado e desconhecido. Com esta redução, o composto final esteve próximo de atender à legislação (CEMA 090/2013), que menciona <1.000 NMP/gMS para coliformes termotolerantes (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de coliformes totais e termotolerantes na compostagem

Etapa	Coliformes totais		Coliformes termotolerantes	
	Intervalo de Confiança (95%) Inferior – Superior	NMP/gMS	Intervalo de Confiança (95%) Inferior – Superior	NMP/gMS ¹
Início	420 -	> 1.100	420 -	> 1.100
Final	420 -	> 1.100	180 - 4.100	1.100

Obs.¹NMP (Número Mais Provável por grama de Massa Seca). *... (limite superior desconhecido).
Fonte: Autoria própria 2023.

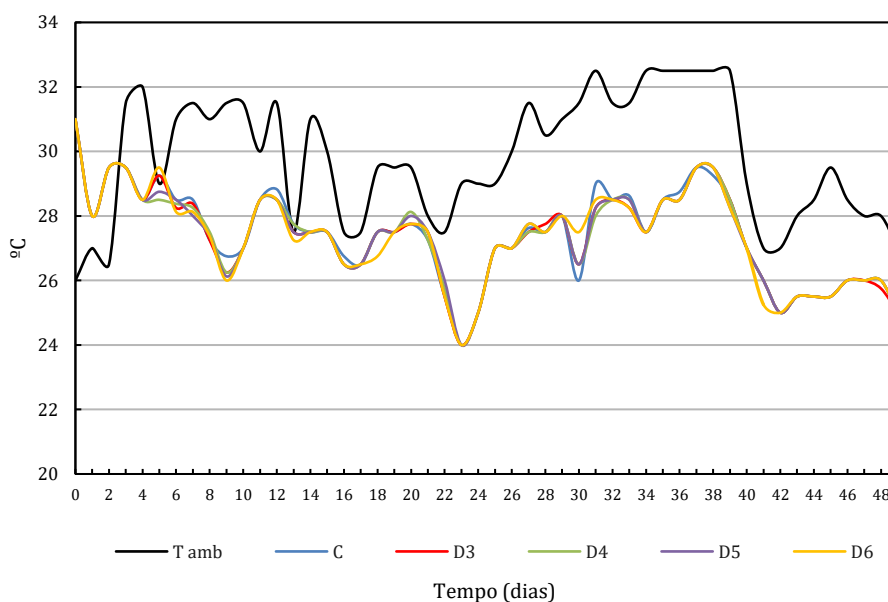
O fator determinante para a redução de coliformes é a temperatura, segundo Kiehl (1985), o tempo de exposição a altas temperaturas (60-70 °C) é fundamental para acelerar o processo de degradação dos resíduos, bem como, para eliminar patógenos e inativar sementes que podem estar presentes junto à leira.

Os períodos relativos ao tempo e à temperatura necessários para higienização de resíduos sólidos orgânicos durante o processo de compostagem em sistemas abertos e fechados foram determinados pelo CONAMA (2017) na citada Resolução nº 481/2017. Neste caso, como o experimento foi realizado em sistema aberto, observaram-se critérios de temperatura (> 55 °C ou > 65 °C) em correlação com os critérios de tempo da compostagem (respectivamente 14 dias e 3 dias), constatou-se que, mesmo com observância de tais critérios, a oscilação térmica, que resultou na baixa da temperatura atingida nesse experimento (Figura 29), revelou-se como fator determinante para a não eliminação de coliformes totais (Tabela 3).

5.2 Desempenho do processo de vermicompostagem com adição de ME

A temperatura das vermicomposteiras no 1º dia de experimento foi de 31 °C, com queda para 26 °C no dia 9 e para 24 °C no dia 23, mantendo uma média de 27 ± 1 °C ao longo do experimento (Figura 31). Para Vieira, (1998) a faixa de temperatura indicada para vermicompostagem está entre 16°C e 22°C. É possível perceber que, de forma geral, as temperaturas nos tratamentos foram similares entre si e acompanharam as variações da temperatura ambiente, permanecendo levemente abaixo na maior parte do tempo (Figura 31). Para Fernandes e Silva (2001) é ideal que a temperatura seja mantida abaixo dos 35 °C, favorecendo a ação mais efetiva no processo de degradação de matéria orgânica, promovida pelas minhocas e sua flora intestinal.

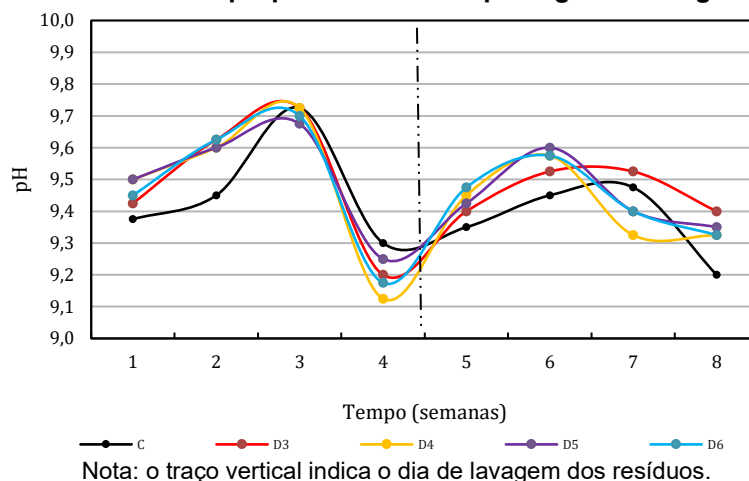
Figura 31- Valores de temperatura para a vermicompostagem ao longo do tempo



Fonte: Autoria própria (2022).

No início da vermicompostagem, observou-se que, por se tratar do mesmo pré-composto, todos as vermicomposteiras apresentaram pH médio de $9,5\pm 0,05$ indicado na (Figura 32). Porém, já na terceira semana o pH médio dos tratamentos foi de $9,7\pm 0,02$. Esse aumento sutil pode ter ocorrido devido à absorção de cálcio (Ca) por meio de glândulas calcíferas encontradas no trato digestivo das minhocas. O (Ca) se liga ao dióxido de carbono (CO_2) na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3) e posteriormente é liberado para o meio como esclarece Bidone (1995).

Figura 32 – Valores de pH para a vermicompostagem ao longo do tempo



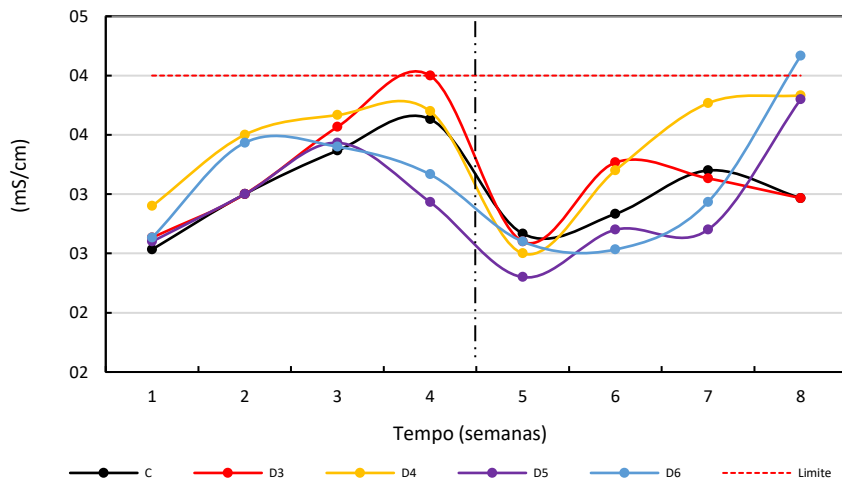
Fonte: Autoria própria (2022).

Entre a quarta e a quinta semana do experimento ocorreu a lavagem do substrato para o controle de CE, o que pode ter influenciado na queda do pH para $9,2 \pm 0,07$ devido ao arraste dos sais que promovem as condições alcalinas do substrato. Essa queda também pode ter sido influenciada pela degradação da celulose e da lignina presente no pré-composto e pela produção de ácidos fúlvicos pela degradação destes. Em água, sedimentos e compostos orgânicos estáveis os ácidos fúlvicos e húmicos tem alta capacidade de troca de cátions (CANELLAS et al., 2005),

A CE variou de 2,5 a 4,2 mS/cm^{-1} ao longo do experimento. Para Kiehl (2004), CE não deve ultrapassar 4,0 mS/cm^{-1} para completo benefício como fertilizante orgânico. Para Soumaré *et al.* (2002), para aplicação no solo, a CE do composto logo após os tratamentos não deve exceder 3 mS/cm^{-1} . Dessa forma foi adotada como medida de mitigação a retirada das minhocas, seguida de lavagem do composto com água destilada. O efluente da lavagem por ser rico em sais minerais poder ser utilizado como fertilizante orgânico, evitando, assim, o descarte na natureza. Essa mesma atitude foi adotada por Souza (2017) no seu trabalho sobre compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos.

Após a lavagem, parte dos sais minerais solúveis foram eliminados promovendo a redução de CE de 2,9 a 4,0 mS/cm^{-1} para 2,3 a 2,6 mS/cm^{-1} . No decorrer dos dias, esse valor aumentou novamente devido à ação das minhocas. Para Gonçalves (2014), o aumento de CE ocorre em função do aumento da concentração de sais solúveis provenientes da mineralização da matéria orgânica pelas minhocas. Esse mesmo fenômeno foi observado nos últimos dias da

vermicompostagem (Figura 33). **Figura 33 – Valores de CE para a vermicompostagem ao longo do tempo**

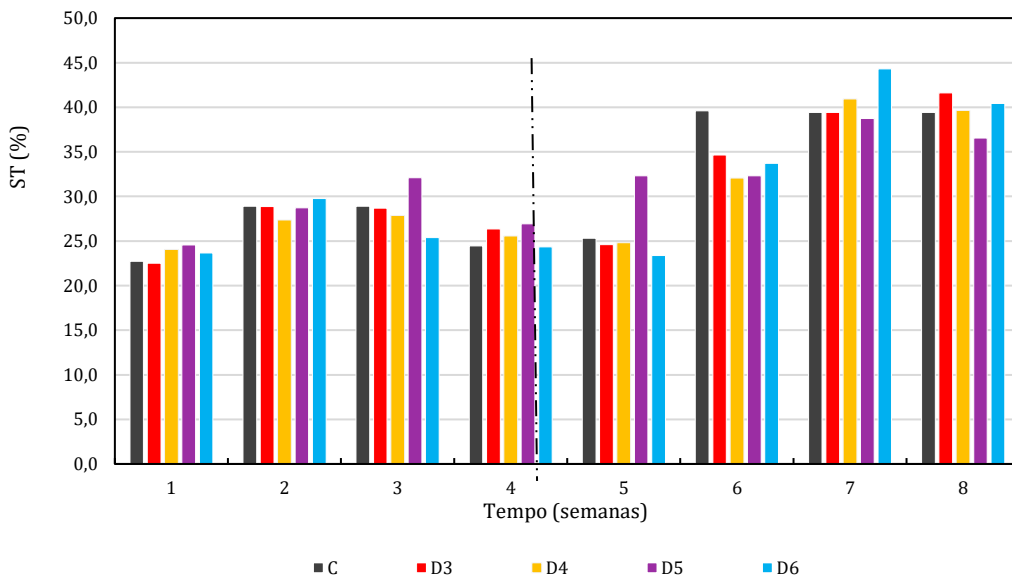


Nota: o traço vertical indica o dia de lavagem dos resíduos.

Fonte: Autoria própria (2022).

O experimento iniciou com teores de ST de 22% a 24% na primeira semana. Na quarta semana, observou-se um decréscimo de ST, justificado pela correção de umidade das vermicomposteiras e pela lavagem do composto para o controle de CE. A partir da sexta semana, os valores de ST voltaram a aumentar progressivamente, atingindo valor médio de $39 \pm 2\%$ ao final do tratamento (Figura 34).

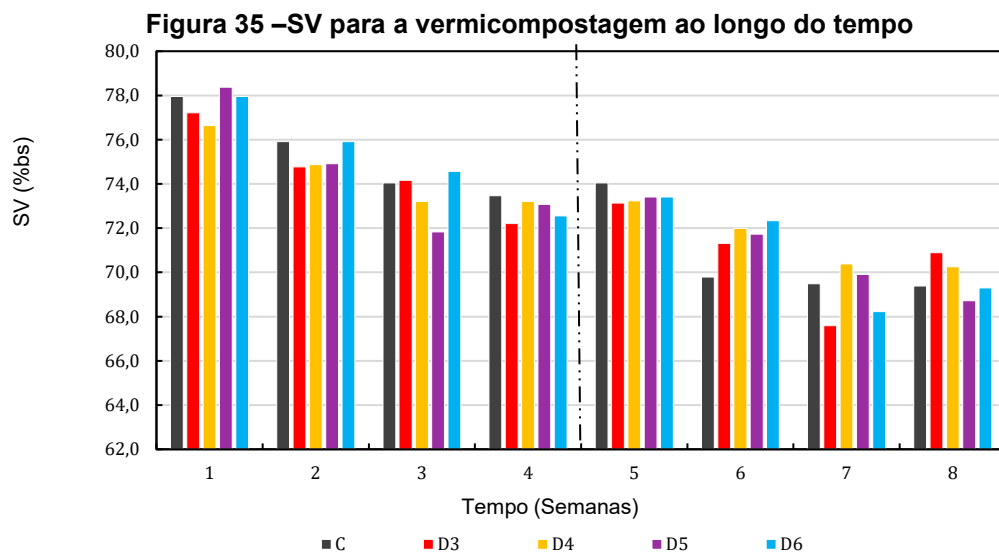
Figura 34 – Valores de ST para a vermicompostagem ao longo do tempo



Nota: O traço vertical indica o dia de lavagem dos resíduos.

Fonte: Autoria própria (2022).

O teor de SV foi $77 \pm 1\%$ no início do processo para $69 \pm 1\%$ ao final do tratamento (Figura 35), valores próximos aos apontados por Sbizzaro (2017) que tratou dejetos ovino e bovino com palha de cana-de-açúcar. A redução do SV pode ser explicada devido à degradação da matéria orgânica. Para Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013) essa redução ocorre devido à ação das minhocas no seu processo metabólico ao processar matéria orgânica presente no composto. Para Kiehl (1985), a redução de matéria orgânica ocorre em função da mineralização do composto e tem influência direta na alteração do teor dos SV. A redução nos teores de SV pode indicar escassez de alimento e maturação do composto.



Fonte: Autoria própria (2022).

O resultado da contagem das minhocas presentes no final do experimento não foi significativo em nenhum dos tratamentos, no entanto foram evidenciados diversos casulos FIGURA 36. Para um melhor resultado referente a biomassa das minhocas seria necessário um volume maior de substrato e mais tempo na operação do experimento.

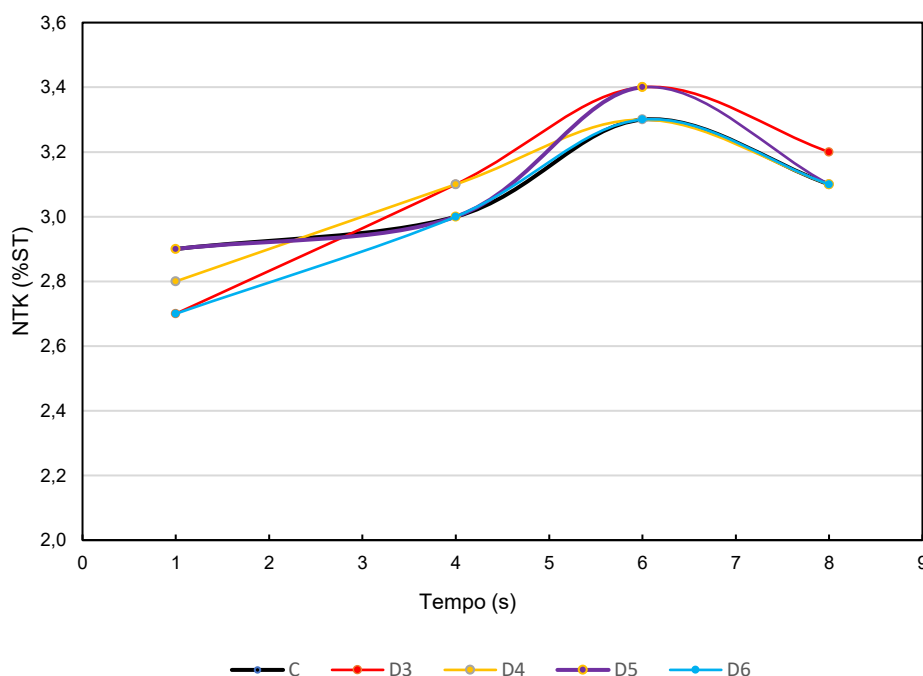
Figura 366 – Presença de casulos e filhotes de minhocas no composto final



Fonte: Autoria própria (2022).

Os valores de NTK foram similares entre si durante o tratamento, com destaque para o tratamento D3, que apresentou o melhor resultado na última semana de 3,4%_{ST} em comparação a 3,1%_{ST} para os demais tratamentos (valor 10% superior) (Figura 37). Segundo Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013), o valor de NTK tende a subir na vermicompostagem, devido à concentração de N pela perda de matéria orgânica. Rodríguez *et al.* (2012) afirmam que o processo de mineralização do N orgânico passa por etapas até completar sua a mineralização, tornando-se disponível para as plantas na forma de NO₃. O aumento de NTK no vermicomposto final é determinante para o desenvolvimento dos vegetais.

Figura 37 – Valores de NTK para a vermicompostagem ao longo do tempo.

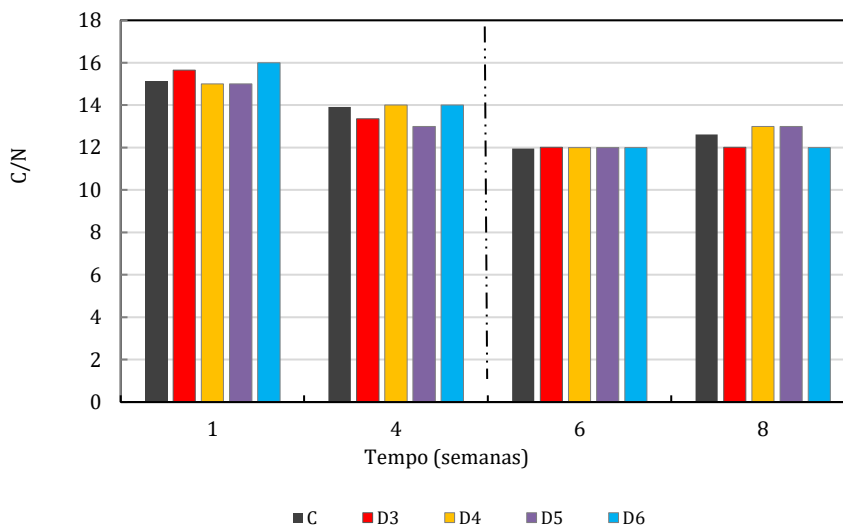


Fonte: Autoria própria (2022).

A relação C/N reduziu de 15 a 16 para 12 a 13 ao longo do tratamento, ficando sempre abaixo de 20 como demonstrado na (Figura 38). Para Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013) e Jiménez e García (1992), esse valor é considerado ideal para maturidade dos compostos, os autores ainda afirmam que isso ocorre devido à utilização do carbono (C) pelas minhocas que é fixado na sua biomassa.

Valores mais elevados da relação C/N indicam que não há disponibilidade de N suficiente para ótimo desenvolvimento da população microbiana, o que induz ao consumo de N e, assim, há prejuízo na velocidade da decomposição dos resíduos orgânicos presentes na compostagem.

Figura 388 – Valores de C/N para a vermicompostagem ao longo do tempo

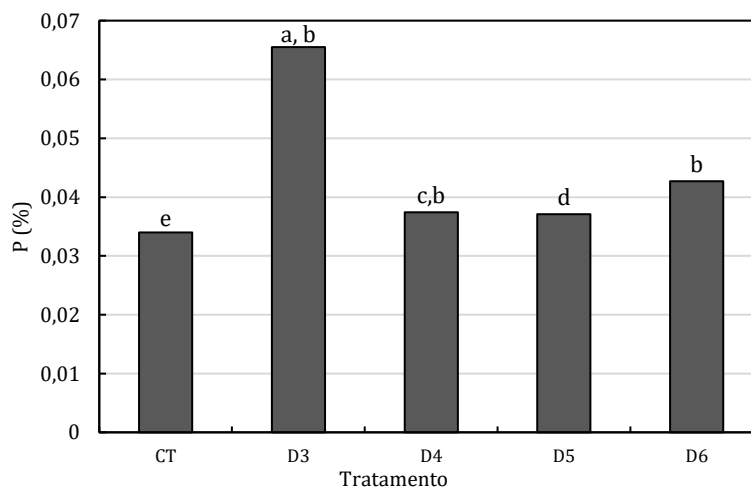


Nota: o traço vertical indica o dia de lavagem dos resíduos.

Fonte: Autoria própria (2022).

Os valores para P_{total} aumentaram ao longo do experimento, sendo que o tratamento D3 apresentou melhor resultado comparado aos demais. Esse aumento está diretamente relacionado com a mineralização da matéria orgânica pelas minhocas. Para *Dores-Silva (2013)* o aumento de P_{total} pode ser explicado devido a devolução de CO_2 para o meio, havendo uma “concentração” dos nutrientes minerais no produto final. *Wang et al. (2021)* afirmaram que o aumento pode estar relacionado a existência de partículas P solúveis no intestino das minhocas, atuando na mineralização dos resíduos e seu consequente aumento (Figura 39).

Figura 39 – Valores de P_{total} da vermicompostagem ao longo do tempo



Nota: Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferença estatística significativa à 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Fonte: Autoria própria (2022).

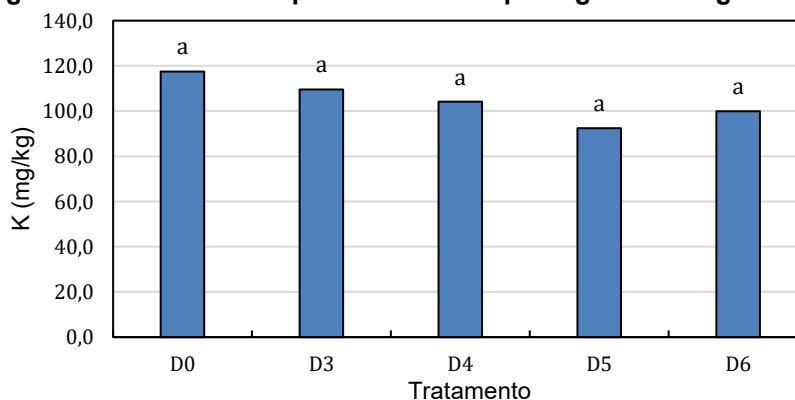
O P desempenha um papel fundamental na germinação de sementes e no crescimento das plantas. É um dos macronutrientes essenciais necessários para o desenvolvimento saudável das plantas, juntamente com o N e K. Para Souza (2018), o P atua no desenvolvimento e crescimento radicular. O autor salienta ainda que o fósforo é o segundo nutriente essencial à produção agrícola.

Na formação de DNA e RNA o P é um componente essencial dos ácidos nucleicos, como o DNA (ácido desoxirribonucleico) e o RNA (ácido ribonucleico), que são moléculas responsáveis pelo armazenamento e transmissão de informações genéticas. Durante a germinação, ocorrem processos de replicação do DNA e síntese de RNA, sendo o P um componente vital para esses processos. De acordo com Lourenzi *et al.* (2014), o P está presente na molécula de trifosfato de adenosina (ATP), DNA e enzimas com a fosforilase, com destaque para seu papel na fisiologia vegetal como, por exemplo, nas reações biosintéticas do metabolismo vegetal.

Para K os tratamentos apresentaram valores similares ou superiores quando comparados com outros autores. Sena (2019) em seu experimento sobre a exploração da compostagem e vermicompostagem no tratamento e destinação de resíduos orgânicos, obteve valores de K próximos a 85 mg/kg. Também Cotta (2015) em seu estudo experimental que comparou as técnicas de compostagem *versus* vermicompostagem com resíduos vegetais, esterco bovino e serragem, atingiu valores de K entre 30 a 170 mg/kg.

Neste experimento, observou-se que o valor de K para o tratamento D0 foi superior aos demais tratamentos, seguido do tratamento D3 que atingiu valores 5 a 15% acima dos demais (Figura 40).

Figura 40 –Valores de K para a vermicompostagem ao longo do tempo



Nota: Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferença estatística significativa à 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

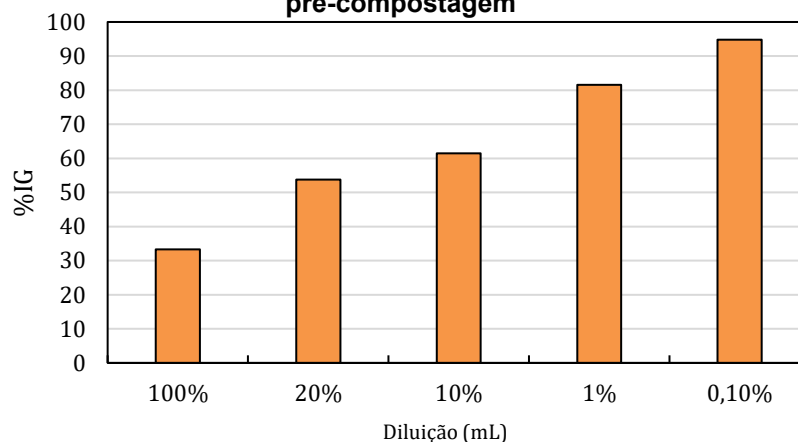
Fonte: Autoria própria (2022).

A alta concentração desse mineral, ou seja, do potássio, no presente experimento de compostagem pode ter sido influenciada pelo tipo de composto e sua solubilidade. Para Alves *et al.*, (2010), a solubilidade do K pode influenciar seu declínio durante a vermicompostagem devido a lixiviação. Sena (2019) afirma que o K é um nutriente muito solúvel e essencial no metabolismo vegetal atuando na fotossíntese, respiração, síntese proteica atuando como cofator enzimático.

Neste experimento, o composto foi submetido ao teste de fitotoxicidade em estágios diferentes. Antes e após a pré-compostagem, no início e final da vermicompostagem. Os resultados obtidos foram comparados com a classificação qualitativa de fitotoxicidade proposta por Belo (2011) e apresentada no Quadro 1.

Os resultados do composto fresco apontam um percentual de %IG < 33,3 para a diluição 100%, indicativo de um composto muito fitotóxico (BELO, 2011). Também as diluições 20%, 10% e 1% ficaram na faixa de fitotóxicos ou moderadamente fitotóxicos (Figura 41). Esse comportamento era esperado por se tratar de composto formado por DB e RA frescos.

Figura 391 – Classificação quantitativa de fitotoxicidade da mistura de resíduo submetidos à pré-compostagem

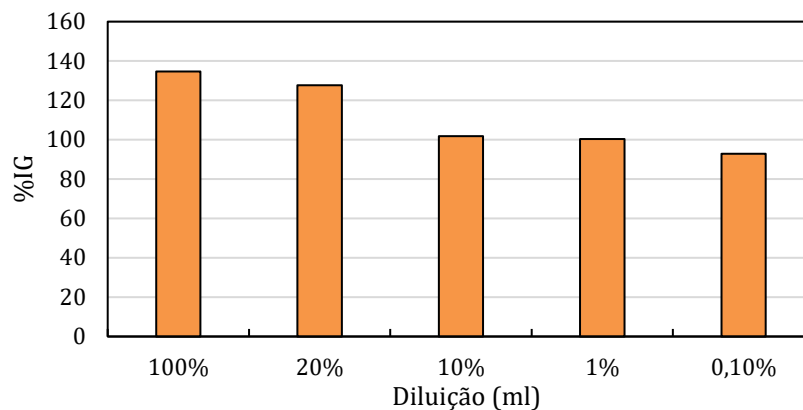


Fonte: Autoria própria (2022).

A toxicidade de dejetos experimentais de bovinos e resíduos alimentares pode variar dependendo de vários fatores, como a composição dos resíduos, o manejo e a forma como são tratados. Para Belli Filho *et al.* (2007), esse tipo de composto produz amônia, dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e metano.

Os resultados obtidos no teste de fitotoxicidade do final da pré-compostagem apontam uma maturidade do composto. Para todas as diluições obteve-se um índice superior a %IG > 100 o que indica que o material tem potencial a germinação e o crescimento da raiz das plantas (Figura 42).

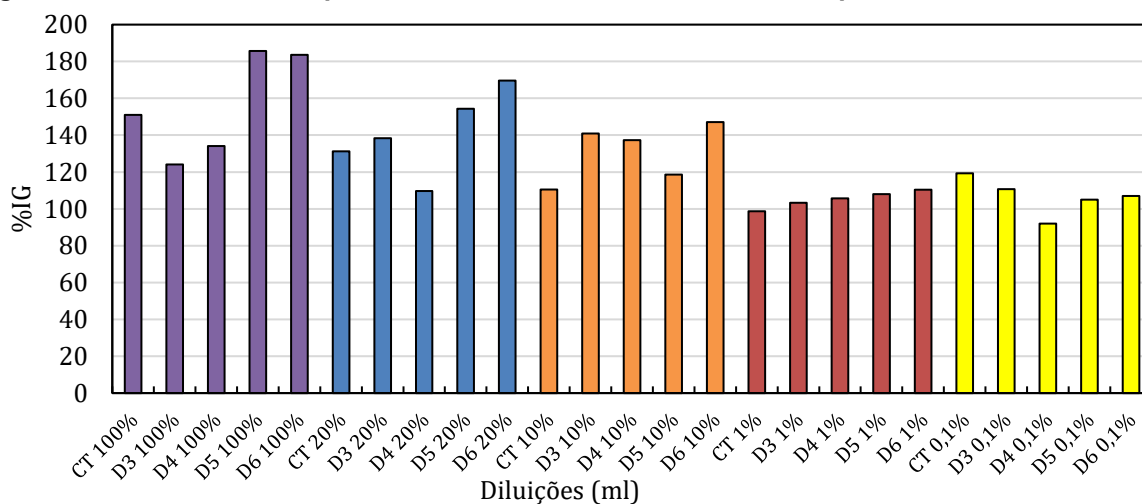
Figura 4240 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade do pré-composto



Fonte: Autoria própria (2022).

Os resultados do teste de fitotoxicidade da vermicompostagem em todos os tratamentos apresentaram %IG > 100 (Figura 43), acima do recomendado pela *California Compost Quality Council* (BUCHANAN *et al.*, 2001) para o substrato de origem orgânica maturado, o qual deve obter %IG > 80. Os pesquisadores norte-americanos explicam que compostos não estabilizados ou não maturados tendem a gerar diversos problemas desde seu armazenamento e até sua aplicação nos solos, como sensível interferência na fitotoxicidade e geração de odores desagradáveis.

Figura 413 – Classificação qualitativa de fitotoxicidade do vermicomposto com adição de ME



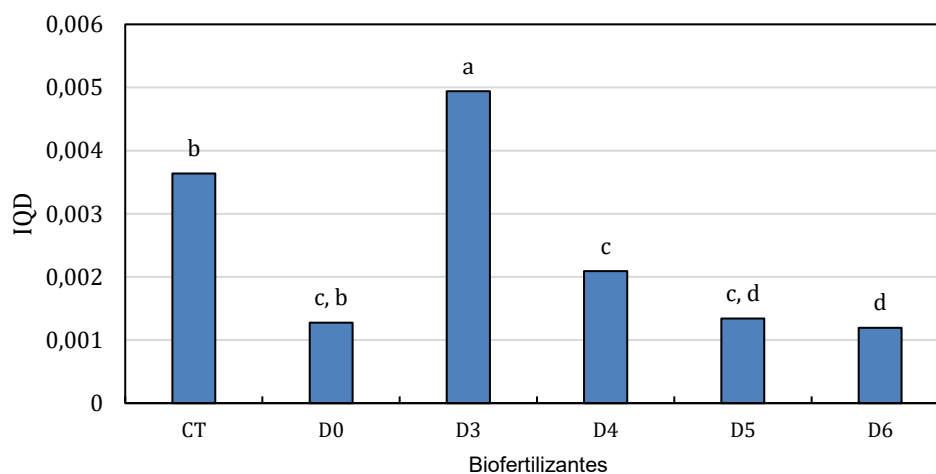
Fonte: Autoria própria (2022).

Os resultados obtidos apontam a maturidade do composto. Zucconi *et al.* (1988) recomenda um IG (%) >100 devido a maior teor de nutrientes disponível para as sementes. Os pesquisadores descrevem que o IG (%) influencia na maturidade do composto/vermicomposto e ausência de fitotoxicidade.

A inoculação do ME pode ter influenciado positivamente na maturação do vermicomposto devido à ação de biorremediação. Segundo Balan (2002), pesquisas recentes em biotecnologia apontaram que os microrganismos são eficientes agentes com potencial de ação na recuperação solos contaminados.

Pelo cálculo do índice de qualidade de Dickson (IQD), o tratamento D3 obteve 0,0049 g valor maior que o obtido pelos demais tratamentos, ficando acima também D0 com substrato comercial e do CT, o qual. alcançou 0,0036 g (Figura 44), o que pode ter sido influenciado pela presença e ação de ME.

Figura 44 – Índice de qualidade de Dickson dos tratamentos e controle



Nota: Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferença estatística significativa a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

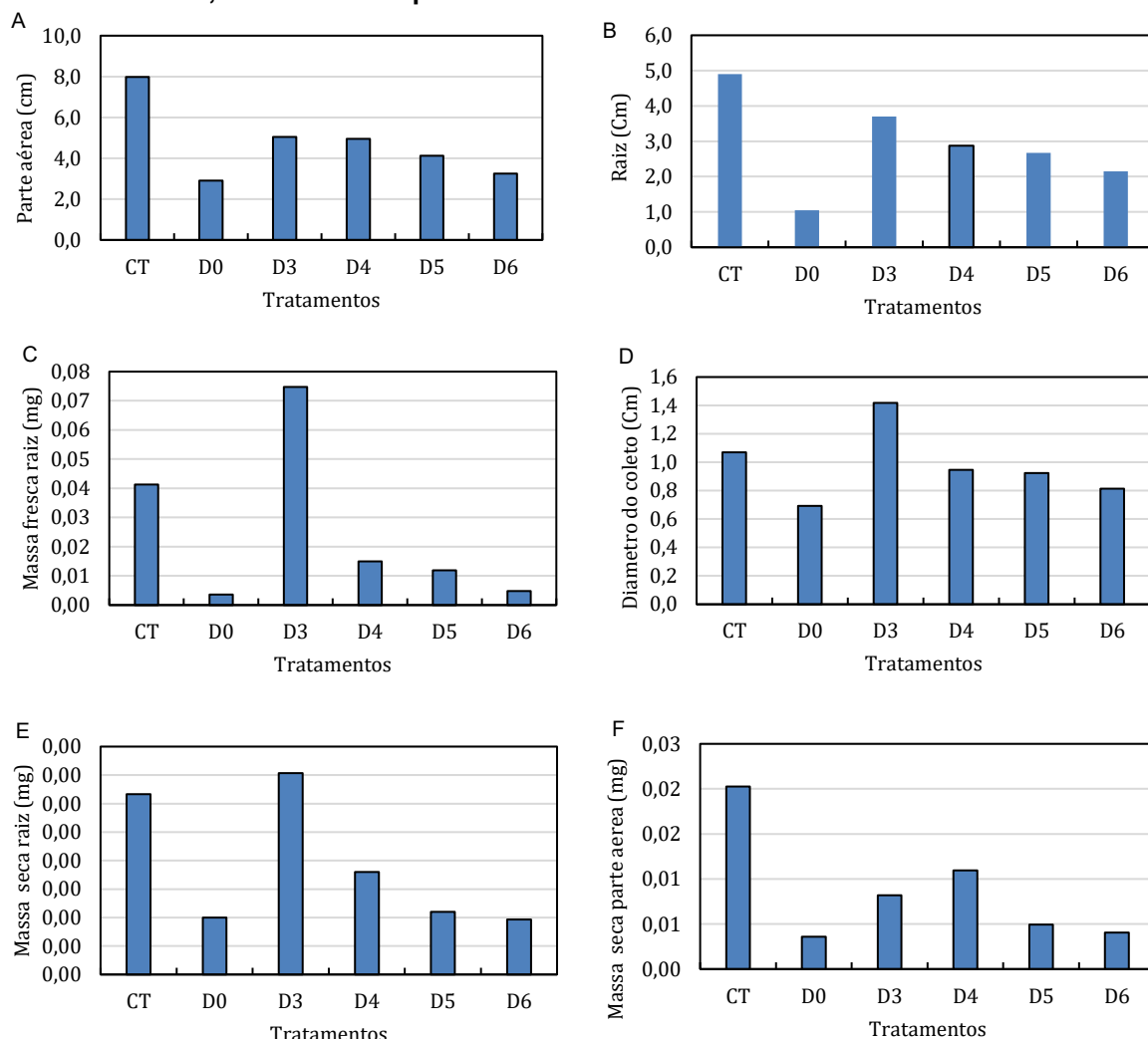
Fonte: Autoria própria (2022).

Em comparação com o trabalho de Veigas (2019), que obteve índice IQD de 0,0034 para alface Americana e de 0,0026 para a Crespa, neste experimento foi observado que o tratamento D3 ficou acima do valor encontrado pelo pesquisador.

Para Caldeira *et al.* (2012), quanto maior o IQD, melhor é a qualidade da muda produzida. Conforme os pesquisadores, o IQD é um bom indicador de qualidade de mudas, pois equipara o equilíbrio de características morfológicas como a parte aérea da planta e raiz, ponderando valores para avaliar a qualidade.

Dessa forma, é possível pontuar que, neste experimento, além do melhor índice de qualidade de IQD (Figura 44); entre os tratamentos que recebem adição de 3, 4, 5 e 6 mL_{ME}/L na vermicompostagem (D3, D4, D5 e D6), o tratamento D3 também se destacou na avaliação dos parâmetros massa fresca da raiz (Figura 45 C), diâmetro do coleto (Figura 45D) e massa seca da raiz (Figura 44E).

Figura 45— Parâmetros fitométricos médios das plantas e índice de qualidade de Dickson dos tratamentos e controle A- parte aérea, B- raiz, C- Massa fresca da raiz, D- diâmetro do coleto, E- massa seca da raiz, F- massa seca parte aérea.



Fonte: Autoria própria (2022).

Já o tratamento controle (TC) se destacou entre todos os tratamentos D0, D3, D4, D5 e D6 (Figura 45A) por alcançar melhor índice para a parte aérea da muda (medida em centímetros, cm), o maior comprimento da raiz (em cm) (Figura 45B) e maior massa seca da parte aérea, aferida em miligramas (mg) (Figura 45F).

No parâmetro massa seca da raiz (Figura 45E), as médias das massas anotadas foram próximas para a avaliação de TC (sem adição de ME) e de D3 (com adição de 3 mL_{ME}/L). Também ficaram próximas entre si as médias da massa seca da raiz em D0 (com adição de adubo comercial), D5 (com adição de 5 mL_{ME}/L) e D6 (com adição de 6 mL_{ME}/L).

Na análise comparativa, apenas os resultados aferidos para o diâmetro do coleto (Figura 45D) apontaram a interferência da adição de ME, ainda assim TC

superou os valores revelados por D4, D5 e D6. Nessa análise, o pior resultado para todos os parâmetros fitométricos avaliados foi alcançado pelo tratamento D0.

No parâmetro massa seca de parte aérea (Figura 44F), a adição de ME não superou o desempenho do tratamento TC. Os parâmetros fitométricos médios das mudas de alface analisados tendem a confirmar a defesa encontrada na pesquisa nacional de que a eficiência da adição de ME se relaciona diretamente com a capacidade de promover a decomposição da matéria orgânica de modo equilibrado, com pouco gasto de energia e tempo e, dessa forma, mantêm a estabilidade do sistema (ANDRADE *et al.*, 2011). Da mesma forma, esclarece-se que ao decompor a matéria orgânica do vermicomposto, os ME produzem enzimas em quantidade suficientes para sustentar o processo de degradação do tegumento, que reveste a semente, a fim de permitir a recepção da água, do O₂ e de nutrientes indispensáveis à germinação e ao desenvolvimento da muda (NASCIMENTO; PEREIRA, 2016). Igualmente, tem sido afirmando que a adição de ME favorece a recepção da água, do O₂ e de nutrientes indispensáveis à germinação e ao desenvolvimento da muda (CARON *et al.*, 2004).

É bem verdade que outros fatores interferem na germinação e crescimento da muda. Para Carneiro (1995) citado por Caldeira *et al* (2012), o diâmetro de coleto influencia diretamente o crescimento da muda no parâmetro altura. Essa influência decorre de um ajuste feito pelas plantas para equiparar o diâmetro do coleto com o do restante da parte aérea e, assim, evitar a ocorrência de estiolamento.

Contudo, neste experimento, a adição de ME após a pré-compostagem e ao longo do experimento de vermicompostagem leva a questionar a eficácia da adição de dosagens superiores a 3 mL_{ME}/L, visto que apenas o tratamento de D3 (com adição de 3 mL_{ME}/L) revelou índices mais favoráveis para os parâmetros fitométricos quando analisados em correlação com os resultados apresentados pelos demais tratamentos (D4, D5 e D6), e inclusive pelos tratamentos TC e D0.

6 CONCLUSÃO

O composto final apresentou redução no número de coliformes termotolerantes, com limite (inferior-superior) de 180 a 4.100 coliformes e 1.100 NMP/gMS, no entanto, não atendeu a legislação (CEMA 090/2013). Recomenda-se para estudos futuros, diminuir o teor de umidade e monitorar a leira de compostagem por um período maior.

A vermicompostagem aliada à adição de ME é uma alternativa eficiente na gestão dos resíduos alimentares, dejetos bovinos e aparas de grama, promovendo a formação de um composto maturado rico em nutrientes com importância agrônômica. A melhor condição observada, foi o tratamento com D3, com 3 mL_{ME}/L_{resíduo}, evidenciado pela maior concentração de nitrogênio e P_{total} ao final do processo. Os parâmetros físico-químicos do vermicomposto produzido sofreram alterações, indicando a maturação do vermicomposto, o que pode ser comprovado pelo Índice de Qualidade de Dickson (IQD) alcançado no experimento, com destaque para o tratamento D3 com adição de 3 mL_{ME}/L_{resíduo}, que obteve resultados superiores aos demais tratamentos quanto ao %IG fitotoxicidade e ao IQD, indicativos de maturidade e relevância agrônômica do composto.

Com base nisso, sugere-se para o desenvolvimento dos próximos experimentos controle da umidade, a utilização de volumes maiores de substrato para avaliar a eficiência na redução dos teores de carbono.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 13591**: compostagem. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 1996.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR ISO 6579**: microbiologia de alimentos para consumo humano e animal — Método horizontal para a detecção de *Salmonella spp.* Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 2017.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, SP: Abrelpe, 2020.

ALBANELL, Elena; PLAILATS, J.; CABRERO, T.; CAPELLAS, M. Composición química del estiércol de vaca fresco y maduro durante el vermicompostaje. In: **Anais**. Congresso de Biología Ambiental, 2., Barcelona, 1988. Acta... Barcelona : Universidad Autonoma de Barcelona, 1988. p. 247-52.

ALCÂNTARA, Flávia Aparecida de. **Aspectos básicos sobre a produção local de fertilizantes alternativos para sistemas agroecológicos**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2016.

ALMEIDA, Dejair Lopes. **Contribuição da matéria orgânica na fertilidade do solo. Itaguaí**. Tese (doutorado em agronomia). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1991.

ALVES, Willian Lopes; PASSONI, Antônio Ângelo. Composto e vermicomposto de lixo urbano na produção de mudas de oiti (*Licania tomentosa* (Benth) para produção de mudas para arborização. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. n. 10, v. 32, p. 1-9., 1997.

ALVES, Allyson Rocha; PASSOS, Marco Antonio Amaral; DE HOLANDA, Alan Caué. Níveis críticos de potássio para o crescimento inicial de nim, *Azadirachta indica* A. juss., em solos a zona da mata de Pernambuco. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 1, p. 10, 2010.

ALVES, Thais Oliveira; VALENTINI, Carla Maria Abido; FARIA, Rozilaine Aparecida P. G. Caracterização dos resíduos sólidos do IFMT- Campus Cuiabá-Bela Vista. **Enciclopédia Biosfera**, v.9, n.17; p. 3293, 2013.

ANDREOLI, Cleverson Vitório. (Coord.) **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro, RJ: RiMa/ABES, 2001.

ANDREOLI, Cleverson Vitório; BICO, Alexandre Klas; BITTENCOURT, Simone; PEGORINI, Eduardo Sabino; *et al.* Valoração e gerenciamento de subprodutos sólidos do tratamento do esgoto. Parte A: higienização e uso de lodo no solo. Nota Técnica 4: higienização de lodo via estabilização alcalina. **Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 45-58, 2021.

ANDRADE, Fernanda M. C.; BOMFIN, Filipe P. Giardini B.; HONÓRIO, Isabela Cristina G.; REIS, Iná Lima; PEREIRA, Adalgisa de Jesus; SOUZA, Daniela Boaneres. **Caderno dos microrganismos eficientes (EM)**: instruções práticas sobre uso ecológico e social do EM. 2. ed. Viçosa: Departamento de Fitotecnia Campus da Universidade Federal de Viçosa, 2011.

ANTONIOLLI, Zaida Ines; KAMINSKI, João. Micorrizas: revisão de literatura. **Ciência Rural**, v. 21, n. 3, p. 441-55, 1991.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: UEA, 2021.

AQUINO, Adriana Maria de. Aspectos práticos da vermicompostagem. In: EMBRAPA Agricultura Digital. **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. 2003, Cap. 17, p. 423-34. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/AgrobCap17ID-O05FQRCn3R.pdf>. Acesso em: mar. 2022.

AQUINO, Adriana Maria de; ALMEIDA, Dejair Lopes de; DE-POLLI, Helvécio. Alternativas para substituição parcial do esterco na vermicompostagem. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Centro Nacional da Pesquisa de Agrobiologia (CNPAB). **Comunicado Técnico**. Rio de Janeiro, RJ, n. 11, p. 1-4, jun. 1994.

AQUINO, Adriana Maria de; ALMEIDA, Dejair Lopes de; SILVA, Valdir Fernandes. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Centro Nacional da Pesquisa de Agrobiologia (CNPAB). **Comunicado Técnico**. Rio de Janeiro, RJ, n. 8, p. 1-6, jun. 1992.

BAI, Fan; WANG, Xiaochang. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces., v. 4, p. 228-34, 2010.

BALAN, D. S. L. A indústria têxtil e o meio ambiente. Tecnologia limpa e controle ambiental. **Química Têxtil**, Barueri, v. 66, p. 26-31, 2002.

BATISTA, Marcelo Augusto; INOUE, Tadeu T; ESPER NETO, Michel; MUNIZ, Antônio Saraiva. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, José Usan T.; FREITAS, Paulo Sérgio L., BERIAN, Luís Otávio S.; GOTO, Romy (Org.). **Hortaliças-fruto [on-line]**. Maringá: EDUEM, 2018, p. 113-62.

BELO, Sara Rodrigues Santos. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 79 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologias, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade (Coord.). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais**: eliminação e valorização. Rio de Janeiro, RJ: ABES. 2001.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandy. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 1999.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade. **A vermicompostagem dos resíduos sólidos de curtume, brutos e previamente lixiviados, utilizando composto orgânico urbano como substrato**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP: EESC-USP, 1995.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA/MAPA 25/2009**, de 28 de julho de 2009. Brasília: MAPA, 2009.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Brasília, DF: CC, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resíduos sólidos urbanos**. 2020. Disponível em: <https://sinir.gov.br/informacoes/tipos-de-residuos/residuos-solidos-urbanos/>. Acesso em: mar. 2022.

BRITO, Ana Elita; SALGUEIRO, Alexandra Amorim. Tratamento de resíduo sanguíneo de hemocentro por vermicompostagem. **Revista Ciências & Tecnologia**, a. 1, n. 1, p. 1-7, 2007.

BUCHANAN, Marc; BRINTON, William; SCHIELDS, Frank. WEST, Jim; THOMPSON, Wayne. Compost maturity index. *California Compost Quality Council*, CCQC, 2001. Disponível em: https://woodsend.com/wp-content/uploads/2019/09/Compost-Maturity-Index_CA-Compost-Quality-Council_Buchanan_Brinton_2001.pdf. Acesso em: mar. 2022.

BROWN, George G.; DOMINGUEZ, Jorge. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). **Acta Zoológica Mexicana**, n. Esp. 2., p. 1-18, 2010.

CALDEIRA, Marcos Vinicius W.; PERONI, Luís Antonio, GOMES, Daniel Ricardo, DELARMELINA, William M.; TRAZZI, Paulo André. Diferentes proporções de biossólido na composição de substratos para a produção de mudas de timbó (*Ateleia glazioviana* Baill). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, p.15-22, 2012.

CALDEIRA, Marcos Vinicius W.; MARCOLIN, Moacir; MORAES, Eclair; SCHAADT, Suélen S. Influência do resíduo da indústria do algodão na formulação de substrato para produção de mudas de *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Archontophoenix alexandrae* Wendl. et Drude e *Archontophoenix cunninghamiana* Wendl. et Drude. *Ambiência*, Guarapuava, v.3, p.1-8, 2007

CANELLAS, L.P.; ZANDONADI, D.B.; MÉDICI, L.O.; PERES, L.E.P.; OLIVARES, F.L.; FAÇANHA, A.R. Bioatividade de substâncias húmicas: ação sobre desenvolvimento e metabolismo das plantas. In: CANELLAS, L.P. e SANTOS, G.A. (Ed.). **Humosfera**: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes: CCTA, UENF, 2005. p. 224-243.

CARNIER, R., Berton, R. S., Coscione, A. R., Pires, A. M. M., & Corbo, J. Z. F. (2019). Método da hidrólise ácida na disponibilidade de nitrogênio em resíduos orgânicos. **Revista de Ciências Agrárias**, v.42, n.3, p.619-27, 2019.

CARON, Braulio Otamar; POMMER, Sandro Felisberto; SCHMIDT, Denise, MANFRON, Paulo Augusto; MEDEIROS, Sandro Luís Petter. Crescimento da alface em diferentes substratos. **Revista de Ciências Agroveterinárias**. v.3, n.2, p. 97-104, 2004.

CDME. Caderno dos Microrganismos Eficientes (E.M): **Instruções práticas sobre uso ecológico e social do EM**. 3. ed. Viçosa, MG: Departamento de Fitotecnia Campus da Universidade Federal de Viçosa, 2020.

CELERE, Marina Smidt; OLIVEIRA, Aline da Silva; TREVILATO, Tânia Maria Beltramini; SEGURA-MUÑOZ, Susana Inés. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 939-47, 2007.

CHACÓN, Eddi Alejandro Venegas. **Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem animal e vegetal**. Tese. (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa: UFV, 2005.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 481**, de 3 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos. Brasília: CONAMA, 2017.

COSTA Mônica S.S. M.; COSTA, Luiz A. D.; DECARLI, Léo D.; PELÁ, Adilson; SILVA, César, J.; MATTER, Uilson F.; OLIBONE, Dácio. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p. 100-7, 2009.

COTTA, J. A. D. O., Carvalho, N. L. C., Brum, T. D. S., & Rezende, M. O. D. O. (2015). Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 65-78, 2015.

CRUZ, Rafaelle Fonseca; GERUDE NETO, Osman José de A.; FREITAS, Stephanie Jael M.; RODRIGUES, Jeferson B.; LUCAS DA SILVA, Déborah Luisa. A aplicabilidade do chorume oriundo do processo de compostagem biofertilizante orgânico para agricultura sustentável. **Nature and Conservation**, v. 12, n. 3, p. 37-48, 2019.

CUNHA, Maria Aparecida Ana da et al. **A compostagem como alternativa para a gestão de resíduos orgânicos resultantes da fabricação de polpa de frutas: descrição e estudo de caso**. 2020.

DAL BOSCO, Tatiane Cristina; GONÇALVES, Flavia; ANDRADE, Francine Conceição et al. Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem. In: DAL BOSCO, Tatiane Cristina; (Org.). **Compostagem e vermicompostagem de**

resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas [recurso on-line]. São Paulo, SP: Blucher, 2017, cap. 1, p. 19-43.

DICKSON, Alexander; LEAF, Albert L.; HOSNER, John F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **Forest Chronicle**, Mattawa, v. 36, n. 8, p. 10-3, 1960.

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

DUTRA, Leticia de Paula Cecília. MOURA, Lucas A.; GONÇALVES, Audrey Luíza A.; GOMES, Isabela. Avaliação da eficácia de três produtos de pH diferentes em uma composteira doméstica. **Anais**. I Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, Gramado, RS, 2018.

EDWARDS, Clive A. Historical overview of vermicomposting. **Biocycle**, v. 36, n. 4, p. 56-8, 1995.

EDWARDS, Clive A.; ARANCON, Norman Q. **The science of vermiculture:** the use of earthworms in organic waste management. 2014. Disponível em: <https://urbanwormcompany.com/wp-content/uploads/2014/09/THE-SCIENCE-OF-VERMICULTURE-Edwards-Arancon.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2021.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Minhocultura ou vermicompostagem**. 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agrobiologia/fazendinha-agroecologica/minhocultura-ou-vermicompostagem>. Acesso em: mar. 2022.

FARIAS, José Ray Martins. **Reprodução de minhocas em diferentes substratos orgânicos e a percepção de agricultores familiares sobre a minhocultura**. Monografia (graduação em Tecnologia em Agroecologia). Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido. Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba. Campina Grenda, PB: UFCG, 2017.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sanda Márcia C.Pereira. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Maringá, PR: UEL, 2001.

FIALHO, L. L., da SILVA, W. T. L., Milori, D. M. B. P., Simões, M. L., & MARTIN NETO, L. (2005). Monitoramento químico e físico do processo de compostagem de diferentes resíduos orgânicos. **Circular nº 29**, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, São Carlos, SP: Embrapa, 2005

FLORENTINO, Tamires Mayara dos Santos. **Análise comparativa de vermicompostos com diferentes substratos de animais não ruminantes com minhocas africanas**. Trabalho de Conclusão de Curso (Zootecnia). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Serra Talhada, 2019.

FORMENTINI, Edegar A. (Org.). **Cartilha sobre adubação verde e compostagem**. Vitória, ES: Incaper, 2008.

FREITAS, Evandro; NISOGNIN, Ramiro Pereira; BOHERER, Robson Evandro G.; SCHMATZ, Raquel; chaves, Bruno. Vermicomposteira em escolas como alternativa de tratamento de resíduos sólidos orgânicos e ferramenta de educação ambiental. **Revista Ambiente & Educação**, v. 23, n. 3, p. 385-78, 2028.

GONÇALVES, Flávia. **Monitoramento químico e físico do processo de compostagem de diferentes resíduos orgânicos**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Paraná. Londrina, PR: UFPR, 2014.

GROCHEVESKI, Wellington Lucas. **Extrato aquoso de vermicomposto associado à aplicação de microrganismos eficazes no crescimento de mudas de alface**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia). Universidade de Brasília. Brasília, DF: UnB, 2020.

GUTKOSKI, L. C., Rosa Filho, O. & Trombetta, C. 2002. **Correlação entre o teor de proteínas em grãos de trigo e a qualidade industrial das farinhas**. Boletim do Centro de Pesquisa de Processamento de Alimentos, 20, 29-40

HERBETS, Ricardo A.; COELHO, Christiane R. A.; MILETTI, Luiz C.; MENDONÇA, Margarida M. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Revista Saúde e Ambiente**. v. 6, n.1, p.41-50, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em: 20 dez. 2021.

INÁCIO, Caio de Teves; MILLER, Paul Richard Momsen. **Compostagem: ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solo, 2009.

JIMÉNEZ, Emetério Iglesias; GARCÍA, Victor Pérez. Determination or maturity indices for city refuse composts. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 38, p. 331-43, 1992.

KIEHL, Edemar José. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, SP: Agronômica Ceres, 1985.

KIEHL, Edmar José. **Manual da compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4. ed. Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, 2004.

KUMAR, P. Ravi; JAYARAM, Ambika; SOMASHEKAR, R. K. Assessment of the performance of different compost models to manage urban household organic solid wastes. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 11, n. 4, p. 473-84, 2009.

LIMA, Thaís Cordeiro Queiroz de O. **Processo de humificação na compostagem de resíduos agroindustriais e glicerina bruta associada a cinza de caldeira**. Dissertação (Mestrado em Bioenergia). Universidade Federal do Paraná. Palotina, PR: UFPR, 2020.

LOUREIRO, Diego C., AQUINO, Adriana M.; ZONTA, Everaldo; LIMA, Eduardo. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 7, p. 1043-8, 2007.

LOURENÇO, Nelson Miguel. G. **Características da minhoca *Epígea Eisenia Foetida***: benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes da sua utilização. 2010. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/FuturambGSR/caractersticas-da-minhoca-epgea-eisenia-foetida-benefcios-caractersticas-e-maisvalias-ambientais-decorrentes-da-sua-utilizao>. Acesso em: 4 jun, 2021.

LOURENZI, C. R., Ceretta, C. A., Cerini, J. B., Ferreira, P. A. A., Lorensini, F., Giroto, E., Tiecher, T. L., Schapanski, D. E. & Brunetto, G. 2014. Available content, surface runoff and leaching of phosphorus forms in a typic hapludalf treated with organic and mineral nutrient sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 38, 544-556.

MAIA DE SOUZA, Lorena Patricia; SOUZA, Thais Gomes; PANATIERI, Rodrigo Barroso; KIKUTI, Eliane. Compostagem: uma proposta ambiental para diminuição do lixo doméstico. **Em Extensão**, v. 19, n. 2, 2020.

MALAVOLTA, E. 2006. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Agronômica Ceres, São Paulo.

MALAVOLTA, Eurípedes; Vitti, Godofredo César; OLIVEIRA, Sebastião Alberto. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba, SP: Potafós, 1997.

MANFIO, Daiara; TURMENA, Leandro; PIZZOLATTO, Vitor Augusto. **Projeto integrador - temática “lixo”**: material didáticoinstrucional para o ensino de ciências. – Dois Vizinhos; Utfpr, 2021.

MENDES, M. C., Rosário, J. G., Faria, M. V., Zocche, J. C. & Walter, A. L. B. 2012. Avaliação da eficiência agronômica de *Azospirillum brasilense* na cultura do trigo e os efeitos na qualidade de farinha. **Applied Research & Agrotechnology**, 4, 95-102.

MONTEIRO, José Henrique Penido (Org.). **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Gestão integrada de resíduos sólidos**. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da presidência da República – SEDU, Coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

NASCIMENTO, Warley Marcos; PEREIRA, Ricardo Borges. **Produção de mudas de hortaliças**. Brasília: Embrapa, 2016.

NUERNBERG, Ana Claudia. **Vermicompostagem: estudo de caso utilizando resíduo orgânico do restaurante universitário da UTFPR Câmpus Curitiba**. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Processos Ambientais). Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais. Curitiba: UTFPR, 2015.

NUNES, Maria Urbana Corrêa. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. **Circular técnico n. 59**, p. 1-7. Embrapa Tabuleiros Costeiros. Aracaju, SE. 2009. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/877834/1/ct59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2021.

OLIVEIRA, Arlene Maria G.; AQUINO, Adriana Maria; CASTRO NETO, Manuel Teixeira. Compostagem caseira de lixo orgânico doméstico. **Circular Técnica n. 76**, p. 1-6. Cruz das Almas, BA: Embrapa Agrobiologia. 2005. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/128239/1/Compostagem-caseira-de-lixo-organico-domestico.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2021.

OLIVEIRA, E. M.; COSTA, X. F.; COSTA, C. C. Reprodução de minhoca (*Eisenia Foetida*) em diferentes substratos. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p. 146-150, dez 2008.

OLIVEIRA, Eduardo Rodrigo de. **Desenvolvimento de biofertilizante líquido produzido a partir de esterco bovino e cama de frango. 2020**

PANISSON, Renata. **Avaliação de diferentes processos de compostagem em pequena escala com adição de microrganismos eficientes**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal da Fronteira Sul Campus de Erechim, Erechim, RS, UFFS, 2017.

PARENTE, T. L., LAZARINI, E., CAIONI, S., DE SOUZA, L. G. M., PIVETTA, R. S.; BOSSOLANI, J. W. Potássio em cobertura no milho e efeito residual na soja em sucessão. **Revista Agro@biente**, v. 10, p. 193-200, 2016.

PATTNAIK, Swati. REDDY, M. Vikram. Nutrient status of vermicompost of urban green waste processed by three earthworm species – *Eisenia foetida*, *Eudrilus eugeniae*, and *Perionyx excavates*. Hindawi Publishing Corporation Applied and Environmental Soil Science. **Article ID 967526**, v. 2010.

PEIXOTO, Ricardo Trippia G.; ALMEIDA, Dejair Lopes.; FRANCO, Avilio Antonio. Compostagem de lixo urbano enriquecido com fontes de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.24, n.5, p.599-606, 1989.

PEREIRA, Elaine Welk L.; AZEVEDO, Celicina Maria S.B. **Produção de vermicomposto em diferentes proporções de esterco bovino e palha de carnaúba**. **Caatinga**, v.18, n. 2, p.112-6, 2005.

PEREIRA, Giorgiane dos Santos. **Avaliação da biodegradabilidade do líquido percolado (chorume) proveniente do tratamento de resíduos sólidos orgânicos**. Trabalho de Conclusão de Curso (Química Tecnológica). Brasília: UnB, 2020.

PEREIRA, Claudete Martins da Silva; ANTUNES Luiz Fernando de Sousa; AQUINO Adriana Maria; LEAL, Marco Antonio de Almeida. Substrato à base de esterco de coelho na produção de mudas de alface. **Nativa**. Pesquisas Agropecuárias e Ambientais, Sinop, v. 8, n. 1, p. 58-65, 2020.

RIBEIRO, Antonio Carlos; GUIMARÃES, Paulo Tácito G.; ALVAREZ V, Vitor Hugo. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5ª aproximação: comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999.

RICCI, Marta dos Santos Freire. **Manual de vermicompostagem**. Porto Velho: Embrapa/CPAF, 1996.

ROTTA, Marco Aurélio; BERTOLLA, Luís Orlando; PENZ JÚNIOR, Afonso Antônio Mário Penz Júnior Gustavo Javier Wassermann
Uso da farinha de minhoca como alimento para pós-larvas de tilápia. Corumbá: **Embrapa Pantanal**, 2003.

RUBIO, Fernanda; ZINN, Karine Paiva, LARA, Mileny Krul; *et al.* Fitotoxicidade de preparado de microrganismos eficazes (Em). In: **Anais**. II Congresso Brasileiro de Ciências e Tecnologias Ambientais, Sessão de pôsteres. Toledo-PR, 2017.

SARTORI, Valdirene Camatti (Org.). **Compostagem**: produção de fertilizantes a partir de resíduos orgânicos. Caxias do Sul, RS: UCS 2016.

SBIZZARO, Mariana. **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, PR: UTFPR, 2013.

SCHIEDECK, Gustavo; GONÇALVES, Márcio de Medeiros; SCHWENGBER, José Ernani. Minhocultura e produção de húmus para a agricultura familiar. **Circular Técnica 57**. Pelotas, RS: Embrapa, 2006.

SENA, Larissa Morais et al. Compostagem e vermicompostagem como alternativa para tratamento e de destinação de resíduos orgânicos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 14, n. 2, p. 266-272, 2019.

SILVA, A. L. G., Vidal, C. R. S., do Couto Gomes, D. C., da Silva, M. I. R., de Sousa, R. F., & da Silva, V. A. (2018). Compostagem caseira, reaproveitamento e conscientização: estudo de caso de um experimento em uma residência na cidade de Patos de Minas. **Psicologia e Saúde em debate**, v. 4, n. Suppl1, p. 59, 2018.

SILVA, Janice Rodrigues. **Automação do processo de compostagem**: uso de sensores para monitoramento e controle de parâmetros de um processo sustentável. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Goiás. Catalão, GO: UFG. 2019.

SILVA, João Batista Medeiros; SOUZA, Maria Ingrid de. Reprodução e desenvolvimento de minhocas *Eisenia andrei* (Bouché 1972) utilizando resíduos orgânicos domésticos. In: PRATA, Erival Gonçalves (Org.). **Biologia**: ensino, pesquisa e extensão - uma abordagem do conhecimento científico nas diferentes esferas do saber. [on-line]. Guarujá, São Paulo, SP: Científica, 2021, p. 188-98.

SILVA, Jordana N.; MATTIOLO, Sandra Regina. Estudo da germinação e crescimento de sementes de alface (*Lactuca sativa*) na presença do Rotenat®.

Anais. XVI Seminário Anual PIBIC e VII Seminário Anual PROBIC. Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo. São Paulo, SP: CTMSP, 2010, p. 243-4.

SILVA, M. C, Pinto F, Silva E A, Pereira M, Quental L N, Chaves B et al. (2003). **Compostagem em Portugal.** Escola Superior de Biotecnologia, 23 jun. Disponível em: <http://www.esb.ucp.pt/compostagem>.

SILVA, Maria E.; LEMOS, Luís T.; CUNHA-QUEDA, A. Cristina; NUNES, Olga C. Co-composting of poultry manure with low quantities of carbon-rich materials. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 2, p.119-28, 2009.

SILVA, Núbia Cristia; MALHEIROS, Roberto; CAMPOS, Agostinho Carneiro. A reciclagem e o destino final dos resíduos sólidos de construção e demolição produzidos no município de Goiânia. In: **Anais.** IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental (ConGeA). Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais (IBEAS). Salvador, BA, 2013, p. 1-8.

SILVA, Neusely; JUNQUEIRA, Valéria Christina Amstalden; SILVEIRA, Neliane Ferraz de Arruda; TANIWAKI, Marta Hiromi; GOMES, Renato Abeilar Romeiro; OKAZAKI, Margarete Midori. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água.** 5. ed. São Paulo: Blucher, 2017.

SILVEIRA, Adriana P. D. Micorrizas. In: CARDOSO, Elke J. B. N.; TSAI, Siu M.; NEVES, Maria Cristina P. **Microbiologia do solo.** Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1992, p. 257-82.

SIQUEIRA, Ana Paula Pegorer; SIQUEIRA, Manoel F. B. de. **Bokashi:** adubo orgânico fermentado. Niterói, RJ: Programa Rio Rural, 2013.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **18º Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Brasília, DF: Brasília: SNS/MDR, 2020.

SOUSA, W. S., Souza, A. G. V., Campos, T. S., Cintra, P. H. N., Faria, L. O., & de Melo, O. F. P. (2020). Análise visual comparativa entre metodologias para captura de microrganismos eficientes (EM's). **Revista de Biotecnologia & Ciência**, v.8, n.2, p.9-16, 2019.

SOUZA, P.V.D. de; SPIER, M.; SILVA, D.S. de; SCHÄFER, G. Caracterização química de bagaço de cana -de-açúcar com diferentes tamanhos de partículas e períodos de compostagem. In: **Anais.** VI Encontro Nacional sobre Substratos para Plantas – Materiais Regionais Como Substrato. Realização: Embrapa Agroindústria Tropical, SEBRAE/CE e UFC, Fortaleza, setembro, 2008.

SOUZA, Maria Ingrid. **Avaliação do desempenho de minhocas da espécie *Eisenia andrei* (Bouché 1972) criadas em diferentes resíduos orgânicos.** Cuité: CES, 2018.

TEDESCO, Marino José; GIANELLO, Clesio; BISSANI, Carlos Alberto; BOHNER, Humberto; VOLKWEISS, Sérgio Jorge. **Análise do solo, plantas e outros materiais.** 2. ed. Porto Alegre, RG: Departamento de Solos da UFRPGS, 1995.

VAN FAN, Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Chua, L. S., Sarmidi, M. R., & Leow, C. W. (2018). Evaluation of effective microorganisms on home scale organic waste composting. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p.1-8, 2017

VEERE FILHO, Amauri Almeida Vander. *Desempenho produtivo de minhocas violetas do himalaia (*Perionyx escavatus*) em diferentes substratos*. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Agroecologia). Universidade Federal do Recôncavo Baiano. Cruz das Almas: UFRB, 2018.

VERAS, Luciana Rodrigues Valadares; POVINELLI, Jurandyr. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 218-24, 2004.

VICTORIA, Reynaldo L.; PICCOLO, Marisa C.; VARGAS, Álvaro A.T. (Coord.) O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, Elke J.B.N.; TSAI, Siu M.; NEVES, Maria Cristina P. **Microbiologia do solo**. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1992, p. 105-19.

VIEGAS, Fernando Cacheffo; MARAN, José Leonardo Oliveira. **Produção de mudas de alface Americana e Crespa em diferentes substratos. 2019**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2019.

VIONE, Eliana Luiza Biachi. **Caracterização química e liberação de nitrogênio do composto e vermicomposto de casca de arroz e dejetos animais**. Tese (Doutorado em Ciências do Solo). Universidade Federal de Santa Maria. Cantamaria: UFSM, 2016.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

ZUCCONI, Franco. Evaluating toxicity in immature compost. **Biocycle, Emmaus**, v. 22, p.54-57, 1988.