

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CAMPUS A. C. SIMÕES
CENTRO DE TECNOLOGIA

ARTHUR DIEGUES BARROS ROGÉRIO DE OLIVEIRA

**TESTE DE GERMINAÇÃO PARA AVALIAÇÃO DE FITOTOXICIDADE DE
CHORUME E COMPOSTO GERADOS EM PEQUENAS COMPOSTEIRAS**

Maceió
2024

ARTHUR DIEGUES BARROS ROGÉRIO DE OLIVEIRA

**TESTE DE GERMINAÇÃO PARA AVALIAÇÃO DE FITOTOXICIDADE DE
CHORUME E COMPOSTO GERADOS EM PEQUENAS COMPOSTEIRAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Centro de Tecnologia da Universidade Federal de
Alagoas, como requisito parcial à obtenção do
grau de Bacharelado em Engenharia Ambiental e
Sanitária.

Orientadora: Profa. Dra. Daniele Vital Vich

Coorientadora: Profa. Dra. Selêude Wanderley de
Nóbrega

Maceió

2024

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

O48t Oliveira, Arthur Diegues Barros Rogério de.
Teste de germinação para avaliação de fitotoxicidade de chorume e
composto gerados em pequenas composteiras / Arthur Diegues Barros
Rogério de Oliveira. – 2024.
53 f.: il.

Orientadora: Daniele Vital Vich.

Co-orientadora: Selêude Wanderley de Nóbrega.

Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia
Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Alagoas, Centro de
Tecnologia, Maceió, 2024.

Bibliografia: f. 39-53.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Compostagem. 3. Humus. 4.
Toxicidade. 5. Biofertilizantes. I. Título.

CDU: 631.879

Folha de Aprovação

ARTHUR DIEGUES BARROS ROGÉRIO DE OLIVEIRA

(Matrícula 19112406)

TESTE DE GERMINAÇÃO PARA AVALIAÇÃO DE FITOTOXICIDADE DE CHORUME E COMPOSTO GERADOS EM PEQUENAS COMPOSTEIRAS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Centro de Tecnologia da Universidade Federal de
Alagoas, como requisito parcial à obtenção do
grau de Bacharelado em Engenharia Ambiental e
Sanitária.

Orientadora: Profa. Dra. Daniele Vital Vich

Coorientadora: Profa. Dra. Selêude Wanderley de
Nóbrega



Documento assinado digitalmente

DANIELE VITAL VICH

Data: 04/12/2024 09:12:10-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientadora: Profa. Dra. Daniele Vital Vich
Universidade Federal de Alagoas

Banca examinadora:



Documento assinado digitalmente

KARINA RIBEIRO SALOMON

Data: 04/12/2024 13:55:57-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Karina Ribeiro Salomon
Universidade Federal de Alagoas



Documento assinado digitalmente

CHRISTIANO CANTARELLI RODRIGUES

Data: 04/12/2024 11:31:07-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Christiano Cantarelli Rodrigues
Universidade Federal de Alagoas

Dedico

Aos meus pais pelo amor incondicional e total apoio e incentivo durante toda a minha vida.

A minha família que sempre torce pelo meu sucesso.

As minhas amigas Viviane Tavares Silva e Jaqueline Sampaio da Costa por toda a cumplicidade e todos os momentos de apoio e auxílio durante as dificuldades dessa jornada.

Aos meus colegas de graduação Anny Karoline Gonçalves, Deborah Victória Araújo e Elder Santana por todos os momentos compartilhados durante esses anos de convivência.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar presente em todos os momentos da minha vida e por ter me proporcionado oportunidades de crescimento pessoal e profissional.

À minha orientadora Profa. Dra. Daniele Vital Vich pela oportunidade e confiança em mim depositada para o desenvolvimento deste trabalho e por toda sua doação de conhecimento e tempo.

À minha coorientadora Profa. Dra. Selêude Wanderley de Nóbrega por todas as sugestões e por sempre disponibilizar materiais para a realização deste trabalho.

A todos os colegas do Laboratório de Reuso de Água por todo o auxílio na realização de etapas importantes deste trabalho.

Feliz é aquele que sabe ao certo o que procura, porque
quem não sabe o que procura, não vê o que encontra.
(Claude Bernard).

RESUMO

Os resíduos sólidos representam um dos grandes problemas da sociedade moderna, fruto do crescimento populacional, urbanização intensa e do crescimento econômico, acarretando um aumento constante na sua geração. Uma das formas de reduzir a quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários é através da compostagem da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos. O composto é o principal produto da compostagem e, apesar dos inúmeros benefícios que proporciona aos vegetais e ao solo, é de grande importância a avaliação do seu potencial tóxico antes da aplicação em solo, assim como o chorume, como subproduto da compostagem, e que possui potencial para ser utilizado como biofertilizante. Os testes de germinação representam uma forma eficiente de avaliar a toxicidade do composto e de outras substâncias. O presente estudo teve o objetivo de avaliar a fitotoxicidade do composto e do chorume gerados por pequenas composteiras utilizando testes de germinação e alongamento radicular. Os parâmetros pH e umidade do composto foram determinados de acordo com Tedesco et al. (1995). O experimento envolveu a avaliação da germinação de sementes de couve chinesa komatsuna e alface (*L. sativa*) em extratos aquosos derivados das amostras de composto orgânico, húmus comercial e do chorume. O método adotado foi uma adaptação do protocolo descrito por Tiquia (2010). O composto apresentou pH 9,22 e umidade média de 78%, ambos valores acima do recomendado. As sementes de *L. sativa* apresentaram maior crescimento que as de couve chinesa. Os índices de germinação (IG) do composto foram maiores que 70%, o que indica ausência de fitotoxicidade e maturação do composto. O chorume não apresentou fitotoxicidade em diluições abaixo de 10%.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; Compostagem; Matéria orgânica; Toxicidade; Biofertilizante.

ABSTRACT

Solid waste represents one of the major issues of modern society, resulting from population growth, intense urbanization, and economic expansion, leading to a constant increase in waste generation. One way to reduce the amount of waste disposed of in landfills is through the composting of organic matter present in urban solid waste. Compost is the main product of composting, and despite the numerous benefits it provides to plants and soil, assessing its toxic potential before soil application is highly important. Similarly, leachate, a byproduct of composting, has the potential to be used as a biofertilizer. Germination tests are an effective way to evaluate the toxicity of compost and other substances. The present study aimed to assess the phytotoxicity of compost and leachate produced by small composting systems using germination and root elongation tests. The parameters of pH and moisture of the compost were determined according to Tedesco et al. (1995). The experiment involved evaluating the germination of komatsuna and lettuce (*L. sativa*) seeds in aqueous extracts derived from samples of organic compost, commercial humus, and leachate. The method adopted was an adaptation of the protocol described by Tiquia (2010). The compost showed a pH of 9.22 and an average moisture of 78%, both above the recommended values. *L. sativa* seeds showed greater growth than komatsuna seeds. The germination indices (GI) of the compost were greater than 70%, indicating the absence of phytotoxicity and maturity of the compost. The leachate showed no phytotoxicity at dilutions below 10%.

Keywords: Municipal solid waste; Composting; Organic matter; Toxicity; Biofertilizer.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Alguns problemas causados pelo desenvolvimento urbano.....	4
Figura 2 – Processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares.....	7
Figura 3 – Geração de RSU no Brasil (t/ano e Kg/hab/ano) em 2022. .	10
Figura 4 – Estimativa da disposição final no solo dos RSU no Brasil.....	10
Figura 5 – Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ano e %) em 2022.....	11
Figura 6 – Massa de resíduos por tipo de tratamento (t) no Brasil em 2019.....	12
Figura 7 – Estimativa da Composição Gravimétrica dos RSU coletados no Brasil.....	12
Figura 8 – Perfil de temperatura durante o processo de compostagem.	15
Figura 9 – Visão geral dos efeitos da fitotoxicidade nos vegetais.	19
Figura 10 – Fatores que podem influenciar a utilização de produtos da compostagem de resíduos pelas pessoas.	20
Figura 11 – Extratos aquosos utilizados na primeira fase dos experimentos.....	25
Figura 12 – Incubação das placas em câmara de fotoperíodo.....	26
Figura 13 – Percentual de germinação das sementes por amostra estudada.....	30
Figura 14 – Crescimento médio das radículas das sementes de acordo com o tratamento amostral.....	31
Figura 15 – Comprimento médio das radículas das sementes tratadas com chorume.....	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentrações sugeridas de chorume para ser utilizado como biofertilizante.....	17
Tabela 2 – Sementes utilizadas para avaliar a fitotoxicidade de compostos gerados a partir de resíduos alimentares.....	20
Tabela 3 – Efeitos da toxicidade de acordo com o crescimento relativo da radícula (CRR).....	26
Tabela 4 – Classificação da fitotoxicidade de acordo com o índice de germinação (IG).....	26
Tabela 5 – Índice de germinação (IG) calculado para cada espécie de semente e classificação quanto ao nível de fitotoxicidade.....	29
Tabela 6 – Índice de germinação (IG) calculado para cada espécie de semente tratadas com chorume e classificação quanto ao nível de fitotoxicidade.....	30

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANOVA	Análise de Variância
BOD	<i>Biochemical Oxygen Demand</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRR	Crescimento Relativo da Radícula
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GEE	Gases do Efeito Estufa
GRS	Germinação Relativa de Semente
IG	Índice de Germinação
MO	Matéria Orgânica
NBR	Norma Brasileira
ONU	Organização das Nações Unidas
PG	Porcentagem (ou percentual) de Germinação
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SINIR	Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
UE	União Europeia

LISTA DE SÍMBOLOS

<	Menor que
>	Maior que
≤	Menor ou igual
COT	Carbono Orgânico Total
g/cm ²	Gramas por centímetro quadrado
Kg/hab/dia	Quilograma por habitante por dia
mL	Mililitro
Nº	Número
NKT	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
°C	Graus Celsius
P	Fósforo
p/v	Peso por volume
pH	Potencial Hidrogeniônico
rpm	Rotações por minuto
t/ano	Tonelada por ano
var.	Variedade

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	4
3.1 Os resíduos sólidos.....	4
3.2 Os resíduos sólidos urbanos.....	5
3.2.1 Resíduos alimentares	6
3.3 A problemática dos resíduos sólidos urbanos	7
3.4 O cenário dos resíduos sólidos urbanos no Brasil	9
3.5 Compostagem.....	13
3.5.1 O processo de compostagem e suas fases.....	14
3.5.3 Composto.....	16
3.5.4 Chorume	16
3.6 Teste de Fitotoxicidade.....	18
3.6.1 Testes de germinação.....	20
4 MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1 Compostos e chorume estudados.....	24
4.2 Determinação dos parâmetros pH e umidade do composto	24
4.3 Sementes estudadas	24
4.4 Teste de germinação e alongamento radicular	24
4.5 Análise estatística.....	27
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
5.1 pH e umidade	28
5.2 Percentual de germinação e índice de germinação.....	30
6 CONCLUSÕES.....	38
REFERÊNCIAS.....	39

1 INTRODUÇÃO

As quantidades produzidas de resíduos sólidos aumentaram de forma exponencial durante as últimas décadas em quase todo o mundo. Este aumento está diretamente relacionado ao crescimento populacional (CHEN et al., 2016; MAINA et al., 2017; SOOBHANY, 2019). A população brasileira em 2010 era de aproximadamente 196 milhões de habitantes e a geração *per capita* de resíduos era de 348,3 Kg/hab/ano, enquanto em 2020 a população ultrapassou os 200 milhões de habitantes e a geração *per capita* de resíduos atingiu a marca de 390 kg/hab/ano (ABRELPE, 2021).

Os estilos de vida e os padrões modernos de consumo devido ao desenvolvimento econômico e ao aumento da urbanização implicaram na aceleração da produção de resíduos (COBAN et al., 2018; HOSSEINALIZADEH et al., 2021; SHAH et al. 2021). Esse cenário constitui uma problemática crescente para a gestão dos resíduos sólidos urbanos e suas estratégias de coleta, transporte, processamento e destinação final dos resíduos (RASTOGI et al., 2020).

Os resíduos sólidos urbanos geralmente englobam os resíduos domésticos e comerciais, constituídos por materiais degradáveis (papel, restos alimentícios, resíduos de jardinagem), parcialmente degradáveis (madeira e lodo) e não degradáveis (couro, plásticos, metais, vidro, eletrônicos) (JHA et al., 2003). Entre estes, os resíduos degradáveis são os que constituem a maior fração da carga, cerca de 32% a 56%, dos resíduos sólidos urbanos nos países em desenvolvimento, normalmente caracterizados por um elevado teor de água (WEI et al., 2017).

Como a fração orgânica representa a maior parcela dos resíduos gerados, principalmente dos resíduos domésticos, esta parcela biodegradável pode ser reciclada e utilizada como uma fonte potencial de nutrientes para vegetais, em vez de ser perdida através de descarte/tratamento inadequado (GOSH et al., 2004; MENG et al., 2017; SAYARA et al., 2020; ZHANG, SUN; 2016). Uma das formas de fazer o aproveitamento destes resíduos é por meio da compostagem. A compostagem é conhecida como um método ecologicamente correto de decomposição biológica aeróbica da matéria orgânica. É um processo bioquímico eficaz para a recuperação de recursos e para tratar e transformar a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em um produto de valor agregado (POURMAZAHARI et al., 2015).

O composto maturado pode ser aplicado no solo como um corretivo orgânico para melhorar o crescimento das plantas e a fertilidade do solo (LUO et al., 2018). Em contrapartida, o composto imaturo, obtido por meio de um processo de compostagem mal executado, resulta em uma matéria orgânica insuficientemente estabilizada, o que pode afetar o solo e o crescimento das plantas, ser fonte de patógenos e causar danos às culturas devido à

fitotoxicidade (CUI et al., 2017; SILES-CASTELLANO et al., 2020). Por isso, a qualidade do composto, tal como a estabilidade e maturidade, devem ser verificadas antes da aplicação do composto no solo (LUO et al., 2018).

Os testes de germinação de sementes e estágio de alongamento da radícula são comumente utilizados para avaliar a fitotoxicidade de composto e poluentes ambientais (LUO et al., 2018; YOUNG et al., 2016). Atualmente, o índice de germinação (IG) é o método mais utilizado para avaliar a maturidade e a fitotoxicidade do composto por ser um indicador biológico altamente confiável e sensível (BARRAL, PARADELO, 2011; ZHAN et al., 2021).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo constituiu em avaliar a fitotoxicidade do composto e do chorume gerados por pequenas composteiras utilizando testes de germinação e alongamento radicular e, assim, poder utilizar o índice de germinação para avaliar a estabilidade e o grau de maturação do composto, além do potencial do chorume como biofertilizante.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o potencial fitotóxico do composto e do chorume provenientes de composteiras unifamiliares de baixo custo.

2.2 Objetivos específicos

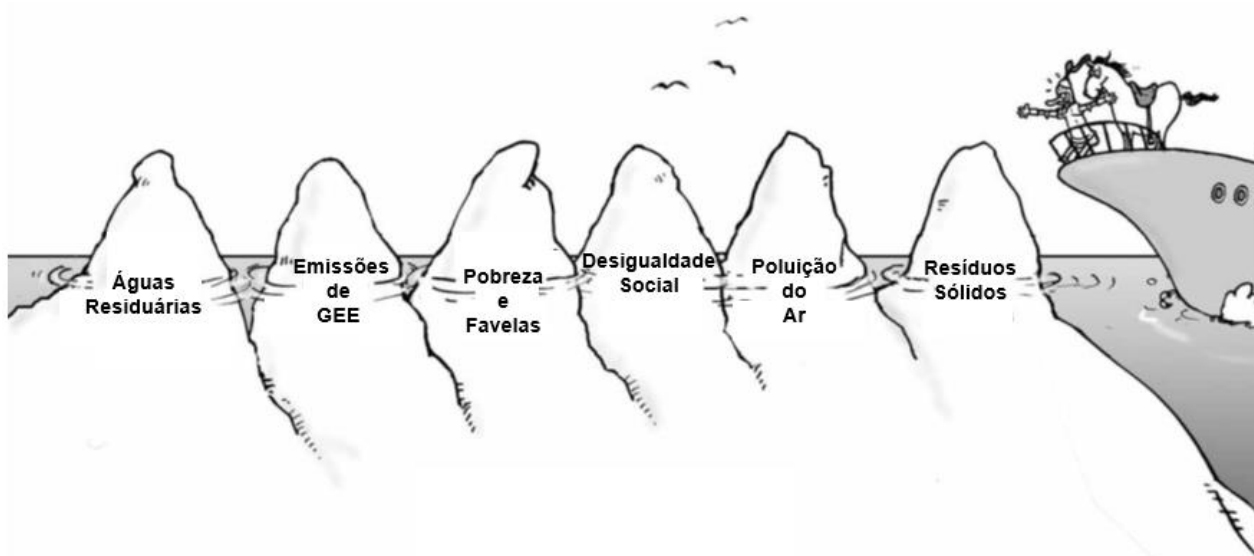
- I. Determinar os parâmetros pH e umidade do composto;
- II. Realizar testes de germinação e alongamento radicular;
- III. Determinar o Índice de Germinação (IG) e o Percentual de Germinação (PG) das sementes utilizadas no bioensaio.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Os resíduos sólidos

Desde o abandono do estilo de vida nômade, quando começaram a formar comunidades, os seres humanos têm gerado resíduos como parte intrínseca de suas atividades. O contínuo desenvolvimento urbano nos últimos séculos está associado ao aumento gradual da produção e do acúmulo de resíduos sólidos, o que, por sua vez, tem intensificado os problemas sociais associados (Figura 1). Embora algumas cidades tenham implementado políticas sanitárias, muitas só iniciaram ações efetivas para lidar com os resíduos sólidos quando estes passaram a representar um risco à saúde pública (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015; WILSON, 2007).

Figura 1 – Alguns problemas causados pelo desenvolvimento urbano.



Fonte: adaptado de HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012.

Por muito tempo os resíduos sólidos foram definidos como o resto de atividades humanas, considerados inúteis, indesejáveis ou descartáveis (OLIVEIRA, 2003). Seguindo esta linha de pensamento, Pichtel (2005) define resíduo sólido como um material sólido com valores econômicos negativos, que tornam o descarte mais barato do que seu uso. Porém, essa definição é conflitante com os padrões contemporâneos que enfatizam a importância econômica dos resíduos.

A Lei 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional dos Resíduos sólidos (PNRS), em seu Art. 3º, inciso XVI, define resíduos sólidos como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado

a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

A Norma Brasileira, ABNT NBR 10.004 (2004), apresenta a seguinte definição para resíduos sólidos:

Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficando incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (NBR 10.004, 2004).

Segundo a PNRS, os resíduos sólidos podem ser classificados quanto a sua periculosidade em: perigosos e não perigosos. E, de acordo com a sua origem, podem ser classificados como:

- a) resíduos domiciliares;
- b) resíduos de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico;
- f) resíduos industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde;
- h) resíduos da construção civil;
- i) resíduos agrossilvopastoris;
- j) resíduos de serviços de transportes;
- k) resíduos de mineração (BRASIL, 2010).

3.2 Os resíduos sólidos urbanos

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são constituídos por resíduos e subprodutos provenientes de atividades domésticas, varrição de ruas, limpeza doméstica e pública (GONÇALVES et al., 2018; SINGH et al., 2014). Segundo a PNRS (BRASIL, 2010), os resíduos sólidos urbanos englobam os resíduos domiciliares, originários de atividades

domésticas em residências urbanas, e os resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

A composição dos resíduos sólidos urbanos varia significativamente de um município para outro e de país para país. Essa variação depende, principalmente, do estilo de vida, da situação econômica, dos regulamentos de gestão de resíduos e da estrutura industrial. A quantidade e a composição dos RSU são fundamentais para a determinação do manejo e gestão adequados desses resíduos. A composição dos resíduos fornece importantes informações sobre a utilidade do material para compostagem ou para produção de biogás (ABDEL-SHAIFY; MANSOUR, 2018).

Os RSU são geralmente gerados a partir de fontes variáveis onde são encontradas diferentes atividades humanas. Os resíduos sólidos urbanos gerados nos países em desenvolvimento são principalmente provenientes de residências (55–80%), seguidos de mercados ou áreas comerciais (10–30%). Este último consiste em quantidades variáveis geradas a partir de indústrias, ruas, instituições etc. (ABDEL-SHAIFY; MANSOUR, 2018; NABEGU, 2010). Geralmente, os resíduos sólidos provenientes de tais fontes são de natureza heterogênea. Assim, possuem características físicas e químicas variáveis dependendo de suas fontes originais. Fazem parte desta categoria os resíduos de jardinagem, restos de alimentos, plásticos, madeira, metais, papéis, borrachas, couro, pilhas, materiais inertes, têxteis, embalagens de tintas, materiais de demolição e construção, entre outros (VALKENBURG, 2008).

A fração orgânica dos RSU compreende de 42 a 75% do conteúdo total (SERUGA et al., 2020). A composição da fração orgânica dos resíduos sólidos depende de vários fatores, como estação, clima e localização geográfica, mas também sofre influência de fatores socioeconômicos, como: o tamanho da família, número de cômodos da residência e renda familiar (LÓPEZ-GÓMEZ et al., 2019; OKOT-OKUMU; NYENJE, 2011).

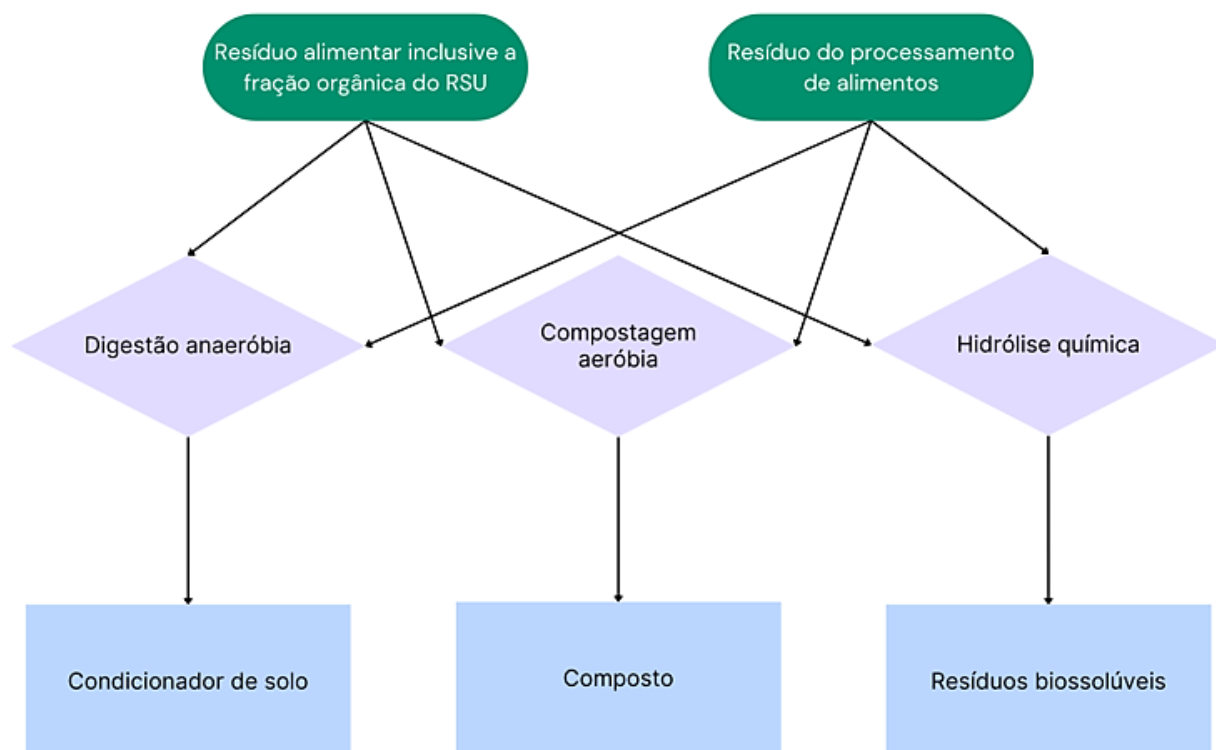
3.2.1 Resíduos alimentares

A parte majoritária dos RSU é composta por resíduos alimentares como carnes, cereais, frutas, legumes, verduras, materiais comestíveis provenientes de feiras e mercados, os quais podem estar cozidos ou não cozidos (ABDEL-SHAIFY; MANSOUR, 2018; SINDHU et al., 2019). Por isso, os resíduos alimentares consistem em cerca de 30–69% de carboidratos (amido, celulose e hemicelulose), 5–10% de proteínas e 10–40% de lipídios além de apresentarem alto teor de umidade (LÓPEZ-GÓMEZ et al., 2019; MIRONOV et al., 2021).

Geralmente, os resíduos alimentares são destinados aos aterros sanitários, onde a reciclagem biológica da matéria orgânica não é viável, acarretando vários danos ao meio

ambiente (MASULLO, 2017). Porém, devido à sua composição, os resíduos alimentares são considerados como uma matéria-prima rica, ideal para o tratamento por digestão anaeróbia, hidrólise química e compostagem, dando origem a biofertilizantes (DU et al., 2018) A Figura 2 apresenta os principais processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares.

Figura 2 - Processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares.



Fonte: adaptado de DU et al., 2018.

3.3 A problemática dos resíduos sólidos urbanos

O crescimento da população, a urbanização em ritmo acelerado, o desenvolvimento econômico e a melhoria do padrão de vida em nações em desenvolvimento têm contribuído significativamente para um aumento substancial na produção, na quantidade, na qualidade e na diversidade dos resíduos sólidos urbanos (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; MINGHUA et al., 2009).

A população mundial está atualmente (2024) a aumentar a uma taxa anual de 0,91% e, de acordo com projeções, espera-se que a população mundial ultrapasse os 10 bilhões de pessoas em 2057 (WORLDOMETER, 2024). Segundo as Nações Unidas (ONU, 2018), 55% da população mundial vive em cidades e, até 2050, essa parcela deverá chegar a 68%. Estima-se que até 2050 a produção global de RSU crescerá para 3,4 bilhões de toneladas por ano (SERUGA et al., 2020).

Devido ao contínuo aumento em volume e complexidade dos resíduos gerados tanto em ambientes urbanos quanto industriais, a gestão desses materiais tem sido reconhecida como um dos desafios prementes da sociedade, tanto no presente quanto no futuro (NGUYEN et al., 2021; SHAH et al., 2021; YOUSEFLOO; BABAZADEH, 2008).

A heterogeneidade desses resíduos sólidos gerados é o grande obstáculo na triagem e na sua utilização como material. Portanto, existe uma necessidade adequada de fracionamento e triagem desses resíduos antes de qualquer processo de tratamento significativo. A triagem e separação desses resíduos é um dos métodos mais importantes e tradicionais como etapas essenciais na gestão de resíduos sólidos para fornecer dados sobre a qualidade das frações separadas para qualquer utilização potencial (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018).

Na gestão de resíduos sólidos, não existe um conceito real de “jogar fora”, já que os resíduos continuam integrados ao sistema e podem gerar novos desafios ambientais e logísticos. Métodos como a incineração, por exemplo, são onerosos, demandam resíduos secos e adequados à combustão e apresentam problemas relacionados à poluição do ar e à disposição das cinzas. Já os aterros dependem de terrenos disponíveis, que muitas vezes enfrentam resistência de comunidades vizinhas. Assim, ao tentar solucionar um problema, é comum que surjam outros, frequentemente mais complexos e caros, se não forem tratados de forma adequada (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

O manejo inadequado de RSU pode acarretar graves danos tanto à sociedade quanto ao meio ambiente, como a propagação de doenças, odores desagradáveis, emissões de poluentes atmosféricos, contaminação do solo e dos recursos hídricos. Assim, a adoção de práticas eficazes no tratamento dos RSU é crucial para promover o desenvolvimento sustentável e reduzir o impacto ambiental (AGOSTINHO et al., 2013).

Para Weindorf et al. (2011) a solução para o problema dos RSU e agroindustriais consistem em processá-los, porém as técnicas adequadas devem atender aos seguintes requisitos:

- Apresentar um custo que seja acessível à comunidade que irá utilizá-lo.
- Ter capacidade para eliminar riscos para a saúde humana e ambiental e não gerar resíduos adicionais imprevistos como parte da tecnologia de processamento.
- Ser capaz de processar de forma consistente os resíduos gerados, o que implica em uma capacidade geral para processar grandes volumes e flexibilidade para absorver flutuações na quantidade de resíduos produzidos diariamente.

Atualmente as técnicas disponíveis mais utilizadas para o tratamento de RSU são: aterros sanitários, incineração e compostagem. Na maioria dos casos, a aplicação destas técnicas, isoladamente ou combinadas, permite uma solução econômica e sanitária satisfatória (WEINDORF et al., 2011).

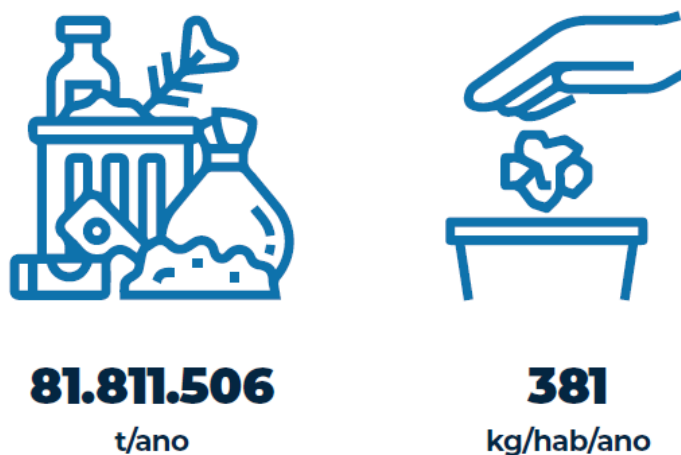
No entanto, as técnicas mais utilizadas para o tratamento de RSU também possuem aspectos negativos, pois é sabido que os veículos de coleta de resíduos são grandes fontes de emissões e tanto a incineração como a deposição em aterro contribuem para as emissões de gases do efeito estufa (GEE). Os resíduos não recolhidos podem fornecer áreas de reprodução e alimentos para vetores potencialmente portadores de doenças, como insetos e roedores, com os seus problemas de saúde e incômodos associados. A gestão de resíduos não pode ser gerida de forma eficaz sem a devida consideração de questões como as emissões globais de GEE, o mercado de trabalho, o planejamento de uso do solo e uma miríade de preocupações relacionadas (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

As legislações atuais têm intensificado o incentivo à prática da não geração e da redução de resíduos (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015). O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2010) busca alinhar-se com a priorização de atividades apresentadas na seguinte hierarquia: prevenção de resíduos; reutilização; reciclagem; transformação de resíduos em energia; e aterro sanitário como a última opção. A PNRS tem como um de seus objetivos a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). As metas atuais da União Europeia (UE) exigem que 65% de todos os RSU produzidos na UE sejam reciclados até 2030, sendo apenas 10% depositados em aterros (EEA, 2017).

3.4 O cenário dos resíduos sólidos urbanos no Brasil

Em 2010 foi estabelecida pelo governo brasileiro a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) no intuito de implementar uma gestão eficiente de resíduos sólidos, recuperando aqueles materiais de RSU que contenham valor de mercado. Esse esforço político é de extrema importância, pois a quantidade de RSU gerados no Brasil aumenta anualmente e atingiu a geração de 81,8 milhões de toneladas no ano de 2022 a uma taxa *per capita* de 1,043 Kg/hab/dia (Figura 3) (ABRELPE, 2022).

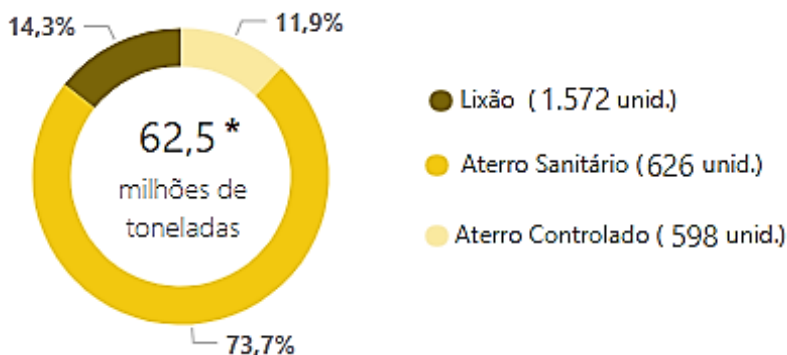
Figura 3 – Geração de RSU no Brasil (t/ano e Kg/hab/ano) em 2022.



Fonte: ABRELPE, 2023.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2023), estima-se que, para o ano de 2023, o aterro sanitário foi a disposição final predominante para os RSU (73,7%). Porém uma parcela significativa de RSU ainda são dispostos em lixões (14,3%) e aterros controlados (11,9%). Estas informações estão presentes na Figura 4.

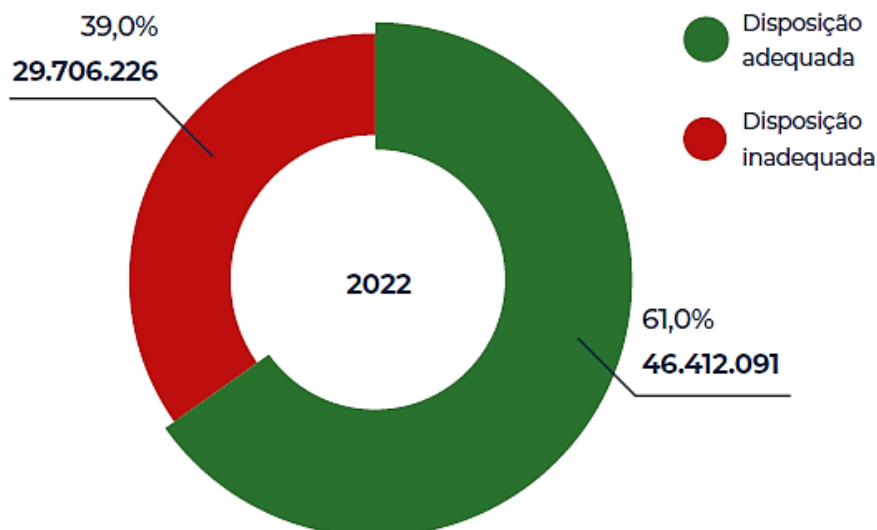
Figura 4 – Estimativa da disposição final no solo dos RSU no Brasil.



Fonte: SNIS, 2023.

No Brasil, a maior parte dos RSU coletados (61%) é encaminhada para aterros sanitários, com 46,4 milhões de toneladas enviadas para destinação ambientalmente adequada em 2022. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda seguem em operação em todas as regiões do país e receberam 39% do total de resíduos coletados, alcançando um total de 29,7 milhões de toneladas com destinação inadequada (Figura 5) (ABRELPE, 2023).

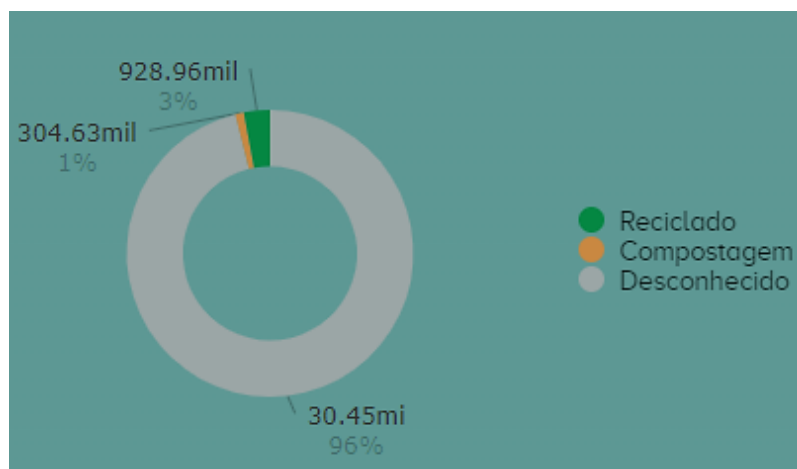
Figura 5 – Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ano e %) em 2022.



Fonte: ABRELPE, 2023

O Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) informa que no ano de 2019 mais de 96% da massa de RSU não foi destinada a algum tipo de tratamento ou foi encaminhada para algum tratamento desconhecido, enquanto 3% foi encaminhada para reciclagem e apenas 1% foi submetida à compostagem (Figura 6) (SINIR, 2019).

Figura 6 – Massa de resíduos por tipo de tratamento (t) no Brasil em 2019.



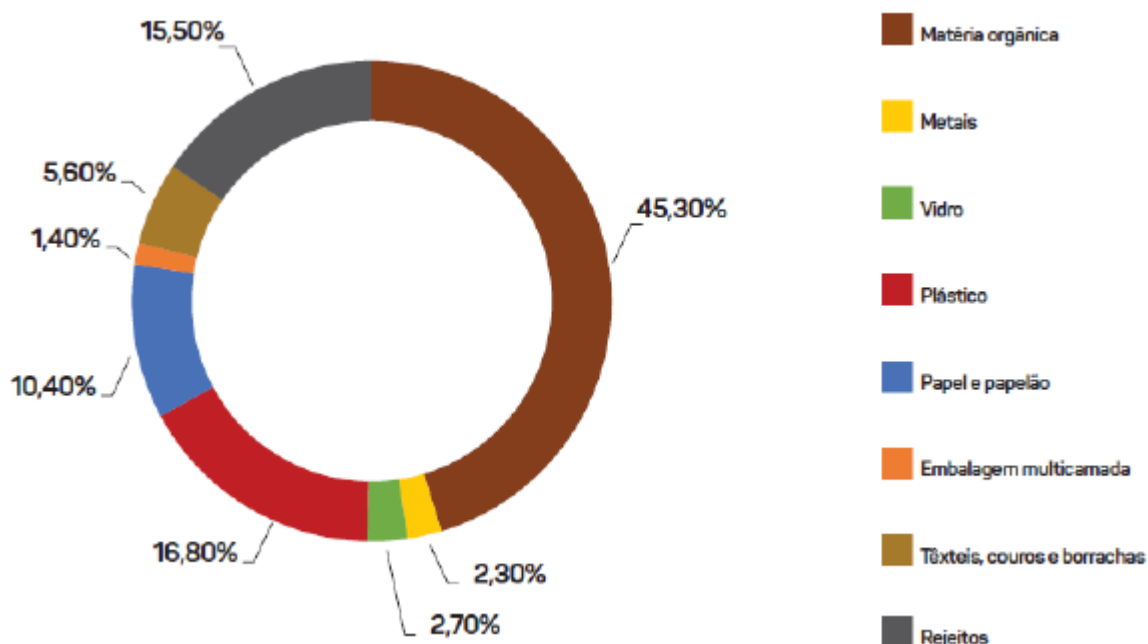
Fonte: SINIR, 2019.

A PNRS considera como disposição final ambientalmente adequada a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar

danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

Os RSU gerados no Brasil têm composição predominantemente formada por resíduos orgânicos, ou seja, substâncias provenientes de animais e vegetais (Figura 7) (ABRELPE, 2022), diferentemente de países desenvolvidos em que a proporção de materiais descartáveis, como plástico, papel, papelão, vidro e metal, é maior fração (FRÉSCA, 2007).

Figura 7 – Estimativa da Composição Gravimétrica dos RSU coletados no Brasil.



Fonte: ABRELPE, 2022.

A existência de parcelas significativas de RSU destinados a aterros controlados e lixões, considerados como disposição final inadequada, mostram uma desconformidade com a Lei N° 12.305/2010 que previa a eliminação dos lixões e aterros controlados a partir de 2014, pois representam sério problema ambiental e social. O fato da baixa fração destinada à reciclagem e à compostagem, tratamentos considerados ambientalmente adequados e que devem ser incentivados segundo a Lei N° 12.305/2010 demonstram uma ineficiência da implantação da lei. Desse modo, muitos resíduos orgânicos são destinados à aterros sanitários ou lixões, quando poderiam ser utilizados na compostagem.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em sua resolução n° 481 de 2017, define resíduos orgânicos como aqueles representados pela fração orgânica dos resíduos sólidos, passível de compostagem, sejam eles de origem urbana, industrial, agrossilvipastoril ou outra (BRASIL, 2017).

As células dos aterros sanitários possuem capacidade limitada, uma quantidade crescente de RSU destinados à disposição em aterro sanitário representa um problema, pois diminui a vida útil da célula e, consequentemente, do aterro sanitário. Por isso é importante que materiais orgânicos, potencialmente compostáveis, não sejam destinados a aterros sanitários, mas que sejam utilizados no processo de compostagem (ROCHA et al., 2020).

3.5 Compostagem

A compostagem consiste na decomposição biológica espontânea de material orgânico sólido em um ambiente predominantemente aeróbio, durante o qual principalmente bactérias, fungos e outros microrganismos transformam materiais orgânicos em um substrato orgânico estável e utilizável denominado composto (BERNAL et al., 2017).

A resolução CONAMA n°481/2017 define compostagem como:

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 (BRASIL, 2017).

Em todo o mundo, dejetos animais, resíduos orgânicos de cidades e indústrias são tratados por compostagem, que é reconhecidamente um método que contribui para a reciclagem de macro e micronutrientes, matéria orgânica (MO), reduzindo o volume de resíduos e o teor de umidade, degradando substâncias orgânicas tóxicas e reduzindo o risco de transferência de patógenos e a viabilidade das sementes de ervas daninhas. Além disso, nas últimas duas décadas, a compostagem tem recebido um interesse renovado e alargado como forma de enfrentar os atuais desafios de gestão de resíduos, em particular para reduzir a quantidade de resíduos orgânicos que vão para aterros, reduzindo assim as emissões de metano provenientes da degradação de materiais orgânicos em aterros ((LOU; NAIR, 2009; PIKON; GASKA, 2010).

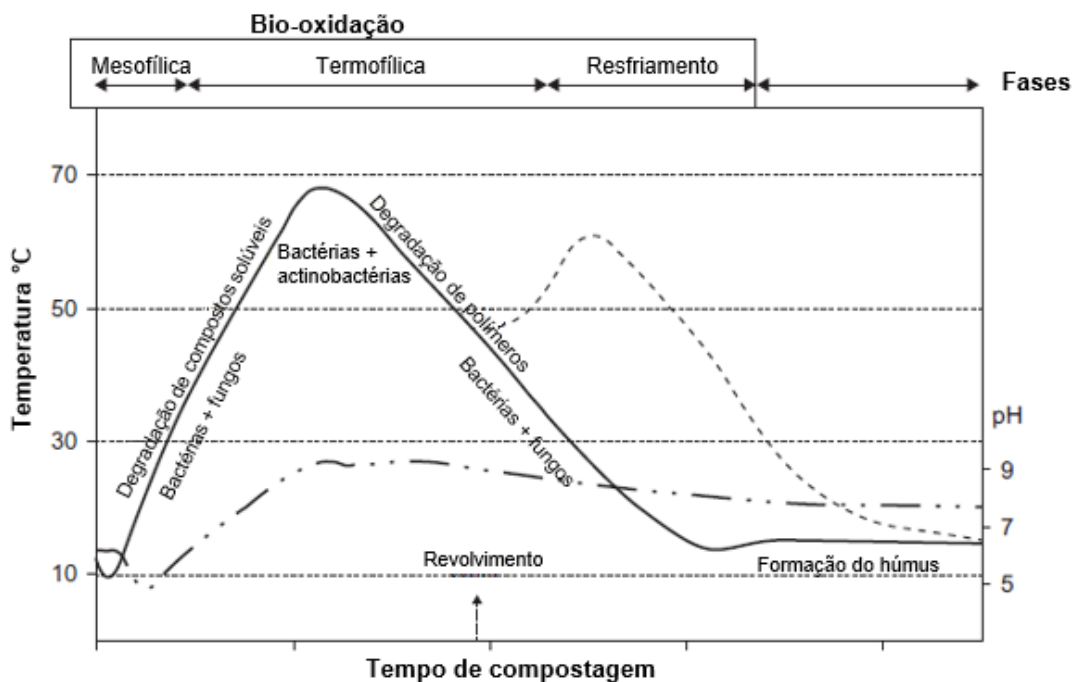
A compostagem tem se firmado como uma forma eficiente de minimizar os problemas ambientais e reduzir o volume de resíduos orgânicos sólidos descartados (PEDROSA et al., 2013). O desenvolvimento do processo de compostagem está diretamente relacionado a fatores que proporcionam condições adequadas para que a biomassa microbiana se desenvolva e atue na transformação da matéria orgânica (SILVA; ROCHA; SILVA, 2018; VALENTE et al., 2009).

3.5.1 O processo de compostagem e suas fases

A compostagem é um processo aeróbio, que requer oxigênio, teor ideal de umidade e porosidade para estabilizar os resíduos orgânicos, e as variáveis de controle comuns são temperatura, oxigênio e umidade (ROMAN et al., 2015; SAYARA et al., 2020). A atividade microbiana através de processos metabólicos complexos é responsável pela decomposição e humificação fracionada (transformação oxidativa biológica) da matéria orgânica, que acaba por transformá-la em um corretivo nutritivo do solo, que é o composto, um valioso produto estável, maduro e livre de contaminação para cultivo de culturas e fertilidade do solo (AWASTHI et al., 2017; SÁNCHEZ et al., 2017; SAYARA et al., 2020).

O processo básico da compostagem é a oxidação exotérmica da matéria orgânica dos resíduos, que é transformada por microrganismos quimioheterotróficos através de duas fases principais da compostagem: a fase biooxidativa e a fase de maturação ou cura (Figura 8) (BERNAL et al., 2017).

Figura 8 – Perfil de temperatura durante o processo de compostagem (linha sólida para pilha estática; linha tracejada para pilha rotativa), indicando as fases de compostagem e a evolução do pH (linha de pontos tracejados).



Fonte: adaptado de BERNAL et al., 2017.

A fase biooxidativa se desenvolve em três etapas: (1) fase mesofílica inicial, (2) fase termofílica e (3) fase de resfriamento. Inicialmente, a temperatura aumenta para valores

termofílicos devido à degradação aeróbica da matéria orgânica. A fase termofílica é seguida por uma fase mesofílica onde a temperatura diminui lentamente e esta é seguida por uma fase de resfriamento com diminuição da temperatura (BERNAL et al., 2017; RASTOGI et al., 2020).

Na fase mesofílica inicial, que dura de 1 a 3 dias, bactérias e fungos mesófilos degradam compostos simples como açúcares, aminoácidos e proteínas, aumentando rapidamente a temperatura. Então, a transformação microbiana da matéria orgânica ocorre em alta taxa e é a oxidação da matéria orgânica que produz calor. Quando a produção de calor é superior à perda de calor da pilha de compostagem, a temperatura aumentará entre 60°C e 70°C. Nesta fase termofílica, as bactérias podem ser os microrganismos mais ativos que colonizam as pilhas de composto (BERNAL et al., 2017; RASTOGI et al., 2020; SAYARA et al., 2020).

A fase termofílica é definida pelas altas temperaturas, e a transformação é realizada por bactérias organoheterotróficas (BERNAL et al., 2017). Nessa fase microrganismos termofílicos degradam a matéria orgânica (gorduras, celulose, hemicelulose e lignina). Durante esta fase, o teor de carbono orgânico diminui na matéria-prima, devido às atividades metabólicas dos micróbios tolerantes ao calor. A degradação máxima da matéria orgânica, juntamente com a destruição de patógenos e sementes de ervas daninhas também ocorre na fase termofílica (RASTOGI et al., 2020).

Na seguinte fase mesófila, ou de resfriamento, a temperatura diminui para valores ambientais devido à redução da atividade microbiana, associada ao esgotamento de substratos orgânicos degradáveis. Com isso, a massa do composto é recolonizada por microrganismos mesófilos que degradam os açúcares residuais, a celulose e a hemicelulose, materializando substâncias semelhantes a húmus (ALBRECHT et al., 2010). Isso é seguido por uma taxa decrescente de degradação da matéria orgânica e um aumento da taxa de humificação e polimerização dos compostos orgânicos (RASTOGI et al., 2020).

Durante o processo de compostagem, a sucessão de microrganismos é a chave para um gerenciamento eficaz do processo. O aparecimento de determinados microrganismos influencia a taxa de biodegradação e a maturidade do composto, o que se reflete na qualidade do composto gerado (JURADO et al., 2014).

O composto é o principal produto obtido no processo de compostagem, mas também existem outros subprodutos gerados como: chorume e odores, os quais podem causar impactos ao ambiente. Os subprodutos podem ser formados durante a compostagem em função da umidade, do desequilíbrio entre a quantidade de carbono e nitrogênio, compactação e, principalmente, devido à taxa de aeração inadequada (KUCBEL et al., 2019).

3.5.3 Composto

A resolução CONAMA n° 481/2017 define composto como: “produto estabilizado, oriundo do processo de compostagem, podendo ser caracterizado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e outros produtos de uso agrícola” (BRASIL, 2017).

O composto tem sido utilizado amplamente na agricultura como fertilizante orgânico. Alguns efeitos benéficos atribuídos ao uso agrícola do composto incluem: a melhorar da agregação e estrutura do solo, o que aliado à fertilidade e outros fatores resultam em maior produtividade; o aumento da porosidade do solo aumentando a sua capacidade de armazenamento de água; a melhora da consistência do solo aumentando a exploração de terras cultiváveis; a melhora da formação de complexos de micronutrientes aumentando a sua disponibilidade para as plantas; o aumento da capacidade de troca catiônica do solo; o aumento da capacidade tampão do solo devido à adição de coloides e substâncias húmicas e diminuição da necessidade do uso de fertilizantes industrializados (BARTHOD et al., 2018; JORDÃO et al., 2006; SILES-CASTELLANO et al., 2020).

No entanto, o composto apenas deve ser usado na agricultura após atingir a estabilidade e a maturação. Pois o uso de composto instável e imaturo está associado a efeitos negativos para a germinação de sementes, crescimento das plantas e ambiente do solo devido à diminuição do fornecimento de oxigênio e/ou nitrogênio disponível ou à presença de compostos fitotóxicos (BERNAL et al., 2009; LUO et al., 2018; SILES-CASTELLANO et al., 2020).

3.5.4 Chorume

Segundo o CONAMA, resolução n° 481/2017, o chorume é definido como “líquido proveniente da umidade natural e da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos” e, de acordo com a mesma resolução, o lixiviado é “líquido resultante da infiltração e escoamento de águas pluviais ou de outras fontes nas leiras de resíduos orgânicos” (BRASIL, 2017). Porém, como a compostagem é um processo aeróbio, o termo efluente também pode ser utilizado (FREIRE, 2021).

A composição do efluente líquido produzido durante o processo de compostagem pode variar de acordo com a composição dos resíduos, as condições climáticas e hidrológicas locais e a maneira como o processo é conduzido. Devido aos níveis elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), amônia e outros componentes, ele tem sido uma fonte de preocupação para as instalações envolvidas no processo (ESLAMI et al., 2019).

A produção de efluente líquido durante o processo de compostagem sofre influência dos seguintes fatores: quantidade de resíduos adicionados e a temperatura envolvida no processo (ONWOSI et al., 2017). O efluente é gerado a partir de três fontes distintas: (1) a água naturalmente presente nos resíduos orgânicos, (2) a água produzida durante as reações bioquímicas e (3) as águas pluviais ou aquelas utilizadas para ajustar a umidade. Esse efluente contém uma variedade de substâncias dissolvidas e em suspensão, incluindo compostos orgânicos e inorgânicos, bem como microrganismos patogênicos (ROY et al., 2019).

SERRA et al. (2014) consideram que o chorume produzido no processo de compostagem ainda é pouco aproveitado, principalmente pela dificuldade da captação. Porém, quando captado, o chorume pode ser utilizado para: condicionar solos, estimular o enraizamento de plantas, melhorar as propriedades físico-químicas do solo, aumentar a capacidade de retenção de água, aumentar a capacidade de troca catiônica, contribuir para o efeito de tamponamento, fornecer ao solo nutrientes essenciais e estimular a atividade microbiana.

A grande diversidade de materiais presentes nos resíduos orgânicos domiciliares faz com que o efluente líquido gerado durante a compostagem venha conter diferentes tipos de metais potencialmente tóxicos (CHU et al., 2019). Por isso se faz necessário uma análise de composição para garantir uma melhor forma de utilização do chorume, sem oferecer riscos ao ambiente e à saúde humana (SCHIEDECK et al., 2008).

O chorume proveniente da compostagem pode ser utilizado como biofertilizante por meio da diluição em água. Esta diluição pode variar bastante de acordo com a composição química do chorume e das necessidades do vegetal (TIMM et al., 2004). O volume de água a ser utilizado pode tornar o processo dispendioso e pouco atrativo (NUNES et al., 2015). Na Tabela 1 são apresentadas as concentrações utilizadas e recomendadas pela literatura para a utilização do chorume como biofertilizante.

Tabela 1 – Concentrações sugeridas de chorume para ser utilizado como biofertilizante.

Referência	Concentração
CRUZ et al. (2019)	<30%
BARBOSA; ROCHA (2023)	<30%
NUNES et al. (2015)	25%
RIGO et al. (2013)	5%
BARREIRA; MONTEIRO (2023)	20%
LOPES et al. (2019)	2,5%
SIMON et al. (2022)	≤10%
CARLOS et al. (2017)	<25%
KROFFT et al. (2020)	5%
STUCHI; RODRIGUES (2014)	5%

Fonte: O autor (2024).

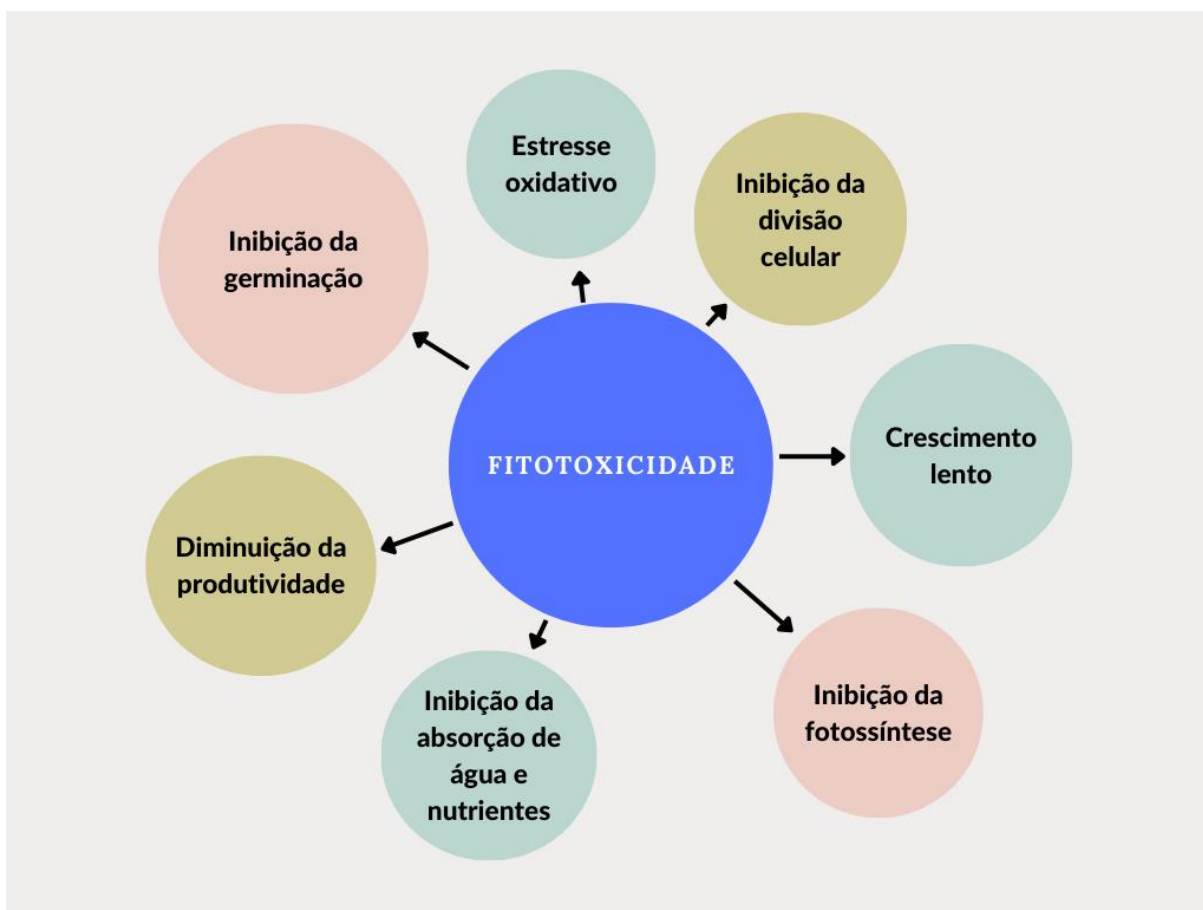
3.6 Teste de Fitotoxicidade

A fitotoxicidade é definida como um atraso na germinação das sementes, inibição do crescimento das plantas ou qualquer efeito adverso nas plantas causado por substâncias específicas (fitotoxinas) ou condições de cultivo (BAUMGARTEN; SPIEGEL, 2004). A fitotoxicidade tem sido objeto de estudo por décadas, e muitas abordagens têm sido aplicadas para caracterizar a presença e os mecanismos de fitotoxicidade induzidos por estresses ambientais, por exemplo, poluentes e condições nutricionais (JIN et al., 2024). Os testes fitotoxicológicos são capazes de avaliar os níveis de toxicidade existentes em um composto, mas não identificam o elemento que confere essa característica tóxica (MENDES et al., 2021).

Os vegetais são fundamentais em quase todos os ecossistemas e interagem intrinsecamente com os poluentes ambientais (MA et al., 2010). Como resultado, a exposição a poluentes ambientais está inevitavelmente ligada aos vegetais, induzindo várias alterações morfológicas, fisiológicas, citotóxicas e genotóxicas (JIN et al., 2024) (Figura 9). Por isso os vegetais são os organismos bioindicadores mais utilizados em ensaios de toxicidade, além de oferecerem baixo custo e métodos mais simples (MENDES et al., 2021; YOUNG et al., 2016; ZHAN et al., 2021).

Os principais parâmetros analisados em testes de fitotoxicidade incluem: percentual de germinação de sementes; crescimento da parte aérea; alongamento das raízes; índice de germinação; velocidade de germinação; avaliação da biomassa da parte aérea e das raízes (CHANG et al., 1992; JIN et al., 2024).

Figura 9 – Visão geral dos efeitos da fitotoxicidade nos vegetais.



Fonte: adaptado de Hasanuzzaman et al. (2020).

Um dos problemas que contribuem para pouca utilização dos produtos da compostagem por agricultores é o fato que os produtos da compostagem podem apresentar elementos potencialmente fitotóxicos, como os metais-traço (Figura 10), além da preocupação com a qualidade do composto em relação à sua maturidade e estabilidade (CHEN; ZHANG; YUAN, 2020).

A maturidade descreve o quão adequado o composto está para o crescimento de vegetais e, comumente, está associada à fitotoxicidade. Enquanto a estabilidade descreve o grau de decomposição da matéria orgânica biodegradável e se relaciona indiretamente com as atividades biológicas do composto (BARRENA et al., 2009). Esses dois parâmetros, de alguma forma, estão correlacionados, pois os compostos fitotóxicos são majoritariamente produtos da atividade microbiana de matéria orgânica instável (KOMILIS; TZIOUVARAS, 2009; OVIEDO-OCAÑA et al., 2015). Desse modo, a realização de testes de fitotoxicidade, como o teste de germinação e alongamento radicular, permite que os parâmetros maturidade e estabilidade sejam avaliados em concomitância (CHEN; ZHANG; YUAN, 2020).

Figura 10 – Fatores que podem influenciar a utilização de produtos da compostagem de resíduos pelas pessoas.



Fonte: adaptado de Chen; Zhang; Yuan (2020).

3.6.1 Testes de germinação

O estudo do efeito de contaminantes na germinação de sementes, no alongamento das raízes e no crescimento das plantas é um bioensaio amplamente utilizado para a avaliação da fitotoxicidade. Este método também tem sido utilizado para avaliar a fitotoxicidade do composto; de hidrocarbonetos de petróleo; dos antibióticos, de nanomateriais; do biocarvão; de águas residuárias, de solos e sedimentos (KAPANEN; ITÄVAARA, 2001; GONÇALVES et al., 2020; LUO et al., 2018; LUO et al., 2019).

A porcentagem de germinação (PG) era o índice mais utilizado para avaliar a fitotoxicidade, representando a porcentagem de sementes germinadas em um determinado número de sementes totais. As sementes comerciais apresentam uma probabilidade de germinação, que corresponde à frequência estável de sementes germinadas em um lote. No entanto, cada semente individual tem apenas duas possibilidades de resultado em um teste: germinar ou não germinar. Assim, o número de sementes germinadas em um determinado número de sementes totais segue uma distribuição binomial (HAY et al., 2014; LUO et al., 2018; LUO et al., 2019).

Para que a distribuição binomial se aproxime da distribuição normal é necessário um número amostral de sementes superior a 30. Para obter dados confiáveis referentes ao tempo de germinação se faz necessário a observação sucessiva de um grande número amostral de sementes, geralmente, 100 ou mais sementes (BOYLE, 2003; LUO et al., 2018; RITZ et al. 2013).

O índice de germinação de sementes (IG) foi proposto inicialmente por Zucconi et al. (1981) que utilizaram sementes de agrião no teste de germinação para avaliação da toxicidade do composto. O IG é calculado pelo comprimento da radícula e pela porcentagem de germinação das sementes na amostra (extrato de composto) em comparação com o controle (por exemplo, água deionizada) (LUO et al., 2018). Atualmente, o IG está listado na regulamentação de avaliação da qualidade do composto para comercialização na maioria dos países europeus (CESARO et al., 2015).

Este índice é inversamente proporcional ao nível de toxicidade das amostras testadas, ou seja, quanto menor o IG maior a toxicidade do composto analisado, justamente porque inibe parcial ou totalmente o crescimento das raízes das sementes que são utilizadas como organismos teste (GUEVARA et al., 2019; GUIDONI et al., 2018; MENDES et al., 2020; MENDES et al., 2021; ZUCCONI et al., 1981). Os valores de IG abaixo de 50% indicam uma alta fitotoxicidade do material estudado. Um IG entre 50% e 80% indica fitotoxicidade moderada, enquanto valores acima de 80% indicam que o material não apresenta fitotoxicidade. Quando o IG é superior a 100%, o substrato pode ser considerado como fitonutriente ou fitoestimulante (HITZL et al., 2018).

No Brasil não existe uma padronização de metodologia a ser seguida para a realização de testes de germinação, assim como na maior parte do mundo. Entretanto, isso não indica que essa padronização não seja necessária antes da aplicação dos testes, pelo contrário, há necessidade de padronização da metodologia devido ao aumento de sua importância ao longo dos anos na classificação da toxicidade das amostras (MENDES et al., 2021).

A falta de padronização para os testes de germinação faz com que as metodologias sejam frequentemente adaptadas em diferentes estudos, nos quais podem ser utilizadas sementes de diferentes espécies (Tabela 2) expostas a temperaturas diferentes, assim como o uso de materiais distintos (LUO et al., 2018; MENDES et al., 2021; SILES-CASTELLANO et al., 2020).

A semente de alface é um dos organismos mais utilizados para testes ecotoxicológicos, além de ser recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) para a detecção desses efeitos, é uma semente encontrada em todos os continentes e na maioria dos

países, tornando-se, portanto, uma forte candidata a ser utilizada como organismo-teste padrão nesse tipo de teste, apesar das inúmeras espécies de alface existentes (MENDES et al., 2019; MENDES et al., 2020; US EPA, 1996).

As sementes de couve chinesa também são indicadas por sua sensibilidade para o uso em testes de germinação, inclusive a Norma Europeia 16086-1 (EN 16086-1:2011) tem a metodologia padronizada para o uso da couve chinesa.

Tabela 2 – Sementes utilizadas para avaliar a fitotoxicidade de compostos gerados a partir de resíduos alimentares.

Matéria-prima utilizada na compostagem	Espécie da semente	Referência
Resíduos alimentares	Couve-japonesa (<i>Campestris brassica</i>)	CHIKAE et al. (2016)
Resíduos alimentares + resíduos de jardinagem	Agrião de jardim (‘ <i>Peppergrass</i> ’)	ASLAM et al. (2008)
Resíduos de cozinha	Agrião (<i>Lepidium Sativum</i> L.)	ZENG et al. (2007)
Resíduos de cozinha	Couve-chinesa	YANG et al. (2013)
Resíduos de frutas e hortaliças	Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.)	ROSA et al. (2023)
Resíduos agroalimentares	<i>Lepidium sativum</i> L.	SILES-CASTELLANO et al. (2020)
Resíduos alimentares de mercados + resíduos de jardinagem	Rabanete (<i>Raphanus sativus</i> L.)	JARA-SAMANIEGO et al. (2017)
Resíduos alimentares	Couve-chinesa (<i>Brassica chinesis</i> L.)	TRAN et al. (2023)
Resíduos de cozinha	Couve-chinesa	YANG et al. (2015)
Resíduos alimentares	Couve-chinesa	WANG et al. (2024)
Resíduos alimentares	Agrião de jardim (<i>Lepidium sativa</i>)	NGUYEN et al. (2023)
Resíduos alimentares	Feijão mungo (<i>Vigna radiata</i>)	CHANG et al. (2022)
Resíduos de cozinha	Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>)	MUHAMMAD et al. (2024)
Resíduos alimentares	Couve-chinesa	XU et al. (2022)
Resíduos alimentares	Couve-japonesa (<i>Brassica campestris</i> L. var. <i>rapifera</i> froug)	KAMAL et al. (2022)
Resíduos de cozinha	Cenoura	WANG et al. (2024)
Resíduos de jardinagem	Rabanete	MISHRA; YADAV (2021)
Resíduos alimentares	Repolho	WU et al. (2021)
Resíduos alimentares + resíduos de jardinagem	Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>)	OVIEDO-OCAÑA et al. (2022)
Resíduos alimentares	Mostarda branca (<i>Sinapis alba</i> L.)	VOBĚRKOVÁ et al. (2020)
Resíduos alimentares	Agrião	SONG et al. (2021)
Resíduos vegetais	Rabanete	SHI et al. (2022)
Resíduos alimentares + resíduos de jardinagem	Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>)	SOTO-PAZ et al. (2022)
Resíduos alimentares	Alface	AGAPIOS et al. (2020)
Resíduos de cozinha	Agrião (<i>Lepidium Sativum</i> L.)	CHU et al. (2024)

Fonte: o autor (2024).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Compostos e chorume estudados

Neste estudo serão utilizados o composto e o chorume, provenientes de estudos anteriores, que foram produzidos em composteira unifamiliar desenvolvida no Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), no Laboratório de Reuso de Água. Nessa composteira foram utilizados restos alimentares oriundos da lanchonete do próprio centro.

Para comparar os resultados com o composto produzido no laboratório, foi utilizado no experimento húmus de minhocas comercial da marca Vitaplan[®]. Segundo o fabricante, o húmus de minhocas apresenta: 0,5% de nitrogênio total; 10% de carbono orgânico total; 50% de umidade máxima; pH 6,0.

4.2 Determinação dos parâmetros pH e umidade do composto

Os parâmetros pH e umidade do composto foram determinados de acordo com a metodologia proposta por Tedesco et al. (1995).

4.3 Sementes estudadas

Foram utilizadas sementes comerciais em suas respectivas marcas e lotes: Isla[®], lote: 161730-000 – *Lactuca sativa* (alface grandes lagos – americana); Feltrin[®], lote: 0121901930034010 – Couve chinesa komatsuna. Essas sementes foram selecionadas devido ao seu amplo e satisfatório uso em bioensaios de fitotoxicidade.

4.4 Teste de germinação e alongamento radicular

O procedimento experimental envolveu a avaliação da germinação de sementes de couve chinesa komatsuna e alface (*L. sativa*) em extratos aquosos derivados das amostras de composto orgânico, húmus comercial e do chorume gerado durante o processo de compostagem. O método adotado foi uma adaptação do protocolo descrito por Tiquia (2010). Os extratos aquosos empregados para os ensaios de germinação foram preparados na proporção de 1:10 (p/v), em que 5 gramas das amostras serão misturadas em 50 mL de água destilada.

Posteriormente as suspensões foram submetidas a agitação de 200 rpm em uma incubadora tipo *Shaker*, por 1 hora, à temperatura ambiente. Em seguida, estas foram submetidas a uma centrifugação a 3000 rpm durante 10 minutos. As frações líquidas resultantes desse processo de centrifugação passaram por filtração utilizando papel filtro qualitativo de 9 cm de diâmetro, com gramatura de 80 g/cm² e porosidade de 3 micras. Em seguida, foram

preparadas soluções a partir de diluições do extrato aquoso para serem obtidas amostras com concentrações de 25%, 50%, 75% e 100% (Figura 11). Para conduzir o teste de germinação, um disco de papel filtro qualitativo foi inserido em cada placa de Petri, a servir como substrato, o qual foi umedecido com 3 mL da amostra utilizada.

Figura 11 – Extratos aquosos utilizados na primeira fase dos experimentos.



Fonte: o autor (2024).

Como controle, foi empregado o mesmo volume de água destilada. Em cada placa de Petri, foram distribuídas 10 sementes de couve chinesa e alface (*L. sativa*). As placas foram colocadas em uma câmara de fotoperíodo (Figura 12), mantidas a $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, em ciclos de 12 horas em claro/escuro, ao longo de um período de 5 dias.

Em relação ao chorume, foi adotada metodologia semelhante à mencionada anteriormente. O líquido foi diluído em água destilada em diversas proporções: 100% de chorume, 75% de chorume, 50% de chorume, 25% de chorume, 20% de chorume; 15% de chorume; 10% de chorume e 5% de chorume. Como controle foi utilizada, apenas, a água destilada.

Figura 12 – Incubação das placas em câmara de fotoperíodo.



Fonte: o autor (2024).

O percentual de germinação e o índice de germinação foram calculados conforme a metodologia proposta por WU et al. (2022), utilizando as equações 1 a 4, incluindo percentual de germinação (PG), germinação relativa de semente (GRS), crescimento relativo da radícula (CRR) e o índice de germinação de sementes (IG).

$$PG = \frac{\text{Número de sementes germinadas}}{\text{Número total de sementes}} \times 100\% \quad (1)$$

$$GRS = \frac{\text{Número de sementes germinadas (amostra)}}{\text{Número de sementes germinadas (controle)}} \quad (2)$$

$$CRR = \frac{\text{Comprimento total das radículas das sementes germinadas (amostra)}}{\text{Comprimento total das radículas das sementes germinadas (controle)}} \quad (3)$$

$$IG = GRS \times CRR \times 100\% \quad (4)$$

As sementes podem ser consideradas germinadas ao apresentar raiz primária com tamanho igual ou superior a 0,5 cm (TIQUIA, 2010). A classificação do grau de toxicidade presente na amostra pode ser feita utilizando os valores do crescimento relativo da radícula

(CRR) e do índice de germinação (IG) conforme as metodologias propostas por Lumbaque et al. (2016) e Hitzl et al. (2018), cujas classificações são apresentadas nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 – Efeitos da toxicidade de acordo com o crescimento relativo da radícula (CRR).

Faixa	Efeito
$0 < \text{CRR} < 0,8$	Inibição do crescimento da raiz
$0,8 \leq \text{CRR} \leq 1,2$	Ausência de efeito significativo
$\text{CRR} > 1,2$	Estímulo do crescimento da raiz

Fonte: adaptado de Lumbaque et al. (2016).

Tabela 4 – Classificação da fitotoxicidade de acordo com o índice de germinação (IG).

Índice de Germinação (IG)	Classificação
$\text{IG} < 50\%$	Alta fitotoxicidade
$50\% \leq \text{IG} < 80\%$	Fitotoxicidade moderada
$80\% \leq \text{IG} \leq 100\%$	Não apresenta fitotoxicidade
$\text{IG} > 100\%$	Fitonutriente ou fitoestimulante

Fonte: adaptado de Hitzl et al. (2018).

4.5 Análise estatística

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para comparar os efeitos dos compostos utilizados e das concentrações de chorume. A significância da diferença entre as médias foi determinada pelo teste de Tukey.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 pH e umidade

Após análise, o extrato aquoso preparado com húmus comercial apresentou pH 6,01 a 24,6 °C e o extrato aquoso do composto apresentou pH 9,22 a 25,1 °C. A umidade média da amostra do húmus comercial foi de 39,48% enquanto a umidade média da amostra do composto foi de 78%.

O pH é considerado um fator importante para a determinação da maturação do composto e, também, como indicador da taxa de degradação (MISHRA; YADAV, 2021). O pH também é um fator importante para a viabilidade de microrganismos vegetativos presentes em diferentes substratos (PAREDES et al., 1996). Weindorf, Muir e Landeros-Sánchez (2011) consideram o pH na faixa de 6,5-8,0 como o ideal, e a faixa 5,5-9,0 como aceitável. Outros padrões recomendam as seguintes faixas: pH 6,0-8,0, com pH 9,0 como valor superior, (WRAP, 2014); pH 5,5-8,5 (HKORC, 2021). Enquanto Sayara et al. (2020) consideram que o pH 7,5 como o ideal para o uso na agricultura.

A alcalinidade do pH está associada a formação de NH_3 e a oxidação dos resíduos (AGAPIOS et al., 2020). Jindo et al. (2016) mencionaram que o processo de amonificação, assim como a liberação de NH_3 livre durante a decomposição da matéria orgânica, pode levar a um pH elevado. De acordo com Zorpas (2009), a decomposição da matéria orgânica impacta diretamente no índice de germinação, assim como na fitotoxicidade, pois muitos dos compostos fitotóxicos são produzidos por microrganismos. A fitotoxicidade também é afetada pela variação do pH, seja pela formação de ácidos ($\text{pH} < 5,5$) ou pela presença de amônia ($\text{pH} > 8,5$) (WAQAS et al., 2018).

As matérias-primas utilizadas durante o processo de compostagem podem influenciar no valor do pH (WAQAS et al., 2018). Akhiar et al. (2017), ao analisarem diferentes substratos, observaram que os resíduos alimentares contribuíram para valores mais elevados de alcalinidade em comparação com os resíduos de frutas e vegetais.

Mukai e Oyanagi (2021), ao avaliarem o processo de compostagem de resíduos domésticos, constataram valores de pH acima de 9,0. No entanto, após 80 dias de compostagem, os valores de pH ficaram próximos à faixa 8,0-8,5. La Fuente et al. (2013) ao analisarem biofertilizante proveniente de esterco bovino, obtiveram pH 8,9 e constataram que o pH mais alcalino do biofertilizante pode afetar o solo e a disponibilidade de nutrientes para as plantas.

O pH obtido para o composto produzido no LRA está acima do valor máximo aceitável, podendo prejudicar a germinação de sementes e o desenvolvimento de plantas. Neste caso seria importante prolongar o processo de compostagem até o pH alcançar valores em torno de 8,0.

A umidade desempenha um papel crucial na preservação da estrutura física do composto. Embora altos níveis de umidade sejam inadequados para a comercialização, recomenda-se um teor entre 35%-45%, pois em valores inferiores o composto pode não ter alcançado a estabilização microbiana devido à insuficiência de umidade (BERNAL et al., 2017). Sayara et al. (2020) recomendam que o composto não deva conter mais que 40% de umidade, enquanto que o composto comercial deve apresentar teor de umidade de aproximadamente 35%.

Não existe um consenso na literatura em relação ao teor de umidade ideal para o composto. O padrão HKORC (2021) considera a faixa de 25%-45% de umidade como a ideal para o composto maturado. WRAP (2014) recomenda que a umidade esteja na faixa de 35%-40%, sendo 50% o valor máximo aceitável. A Lei italiana n°75/2010, que regulamenta a produção e comercialização de fertilizantes, indica que o teor de água no composto orgânico deve ser de 500g/Kg. Para Waqas et al. (2018) um composto de boa qualidade deve ter teor de umidade na faixa de 35%-65%, enquanto para Jindo et al. (2016) a umidade aceitável pode estar em valores próximos a 70%.

A matéria-prima utilizada no processo de compostagem pode influenciar na umidade do composto final (ALVARENGA et al., 2015; GUEVARA et al., 2017). Resíduos alimentares podem apresentar umidade inicial de até 70% (ZHOU et al., 2020), enquanto o lodo de estação de tratamento pode apresentar umidade entre 83,9 e 65,7%, a depender de sua origem. Estas elevadas taxas de umidade fazem com que o composto final também apresente um elevado teor de umidade (ALVARENGA et al., 2015).

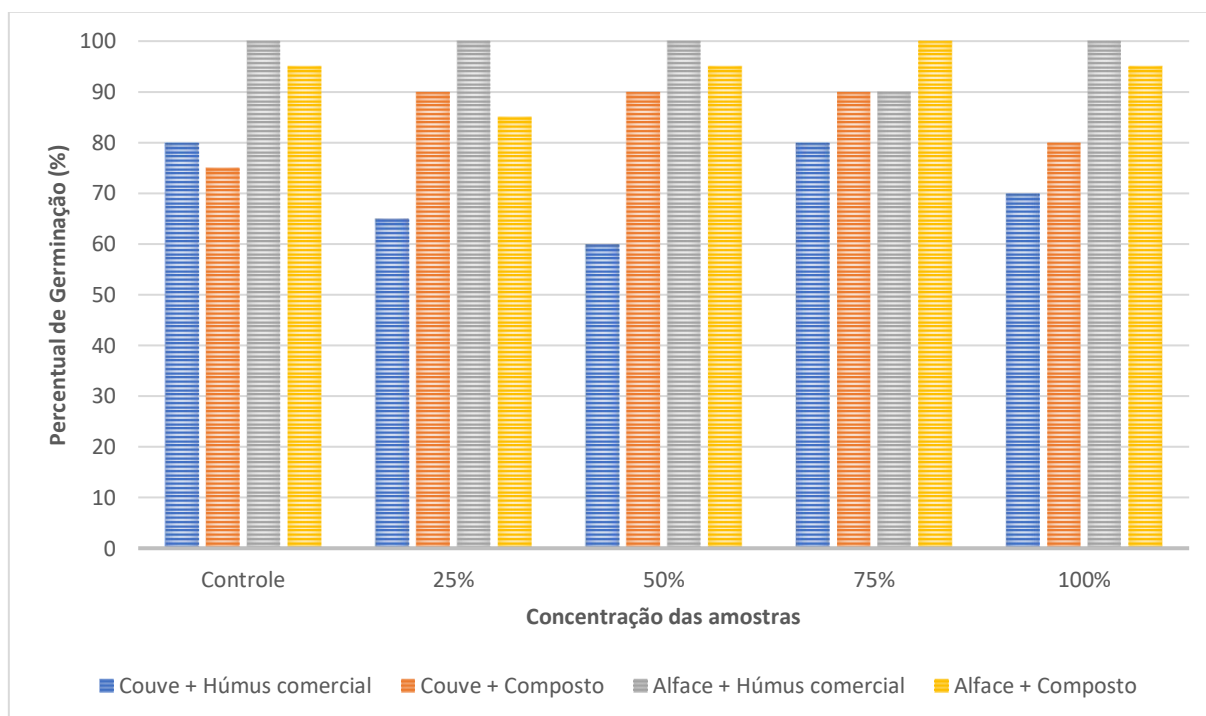
O composto produzido no LRA apresentou teor médio de umidade de 78%, fazendo com que esteja em desacordo com os padrões recomendados pela literatura. Mohee e Mudhoo (2005) recomendam a utilização de sistemas de aeração para a redução da umidade excedente durante o processo de compostagem, porém Waqas et al. (2018) observaram que os sistemas de aeração podem afetar a atividade microbiana.

Guevara et al. (2017) realizaram a compostagem industrial de serragem e lodo de efluentes de abate de aves e suínos, o composto final apresentou teor de umidade de 71,22%. Para reduzir a umidade, o composto foi submetido a temperatura de 205°C em secadores. Ao final da secagem, o teor de umidade foi de 51,69% e foi constatado que o processo de secagem não influenciou o pH, os teores de fósforo e potássio e nem o perfil microbiológico do composto, além de favorecer uma maior taxa de germinação de sementes de alface e pepino. Desse modo, a secagem do composto pode ser considerada uma alternativa viável para a redução do teor de umidade do composto produzido no LRA.

5.2 Percentual de germinação e índice de germinação

As sementes do controle obtiveram percentuais de germinação iguais ou superior a 75% (Figura 13), isso sugere que as espécies de sementes utilizadas proporcionaram dados confiáveis, pois, de acordo com a US EPA (1989), a confiabilidade de testes de fitotoxicidade utilizando hortaliças depende de um percentual de germinação (PG) de 65% para o controle negativo.

Figura 13 – Percentual de germinação das sementes por amostra estudada.



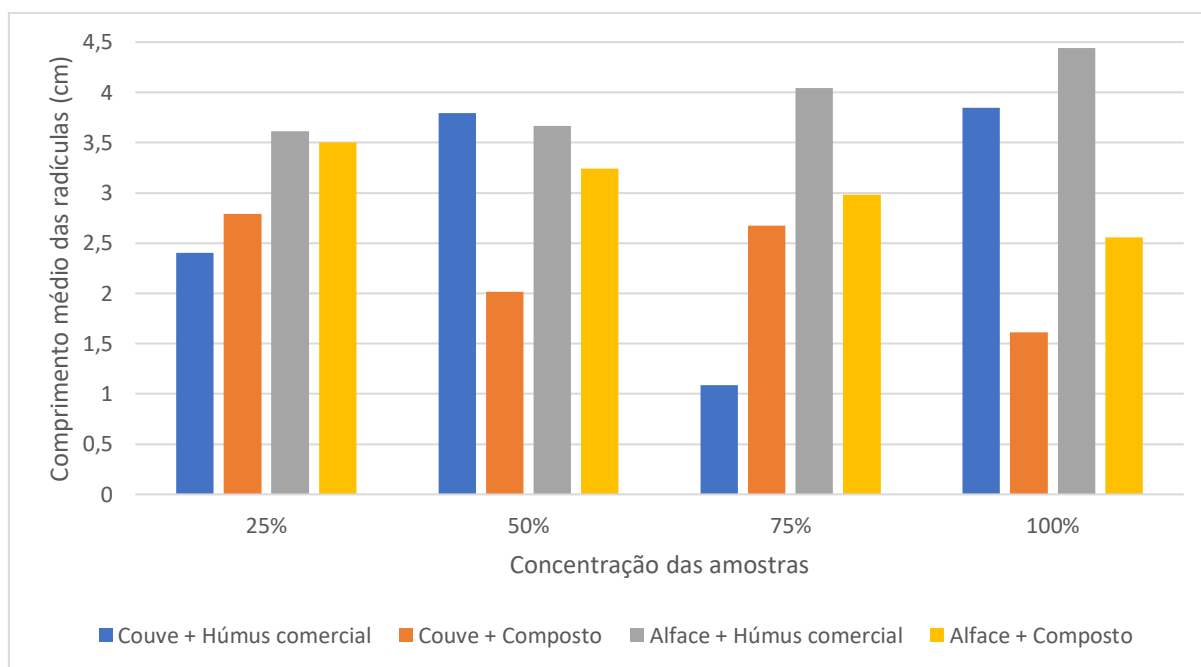
Fonte: o autor (2024).

As sementes de alface (*L. sativa*) apresentaram percentuais de germinação maiores que as sementes de couve chinesa. No entanto, o PG não é um dos melhores indicadores para número amostral inferior a 30, como no caso deste estudo, pois aumenta a possibilidade de se distanciar da distribuição normal (LUO et al., 2018). Porém, a aplicação de um número amostral elevado faz com que seja necessária a utilização de mais materiais e recursos, tornando, muitas vezes, os estudos pouco atrativos. Por isso, o índice de germinação (IG) está sendo mais utilizado nos últimos anos (LUO et al., 2018).

As sementes de couve chinesa e de alface (*L. sativa*) apresentaram uma média de crescimento da radícula maior quando tratadas com o húmus comercial (Figura 14). A alface (*L. sativa*) teve maior crescimento radicular quando comparada à couve chinesa. O rápido crescimento, o curto ciclo de vida e a sensibilidade fazem com que a alface (*L. sativa*) seja

amplamente utilizada em testes de fitotoxicidade (CAMPOS et al., 2008; DING et al., 2010). Entretanto, a couve chinesa também é considerada um vegetal indicador sensível e seu uso em testes de fitotoxicidade é recomendado pela Norma Europeia 16086-1 (EN 16086-1:2011).

Figura 14 – Crescimento médio das radículas das sementes de acordo com o tratamento amostral.



Fonte: o autor (2024).

As sementes de couve-chinesa tratadas com húmus comercial apresentaram IGs mais baixos, variando de 31,28% a 81,67%, enquanto todos os IGs foram superiores a 100% no tratamento com o composto do LRA. Para as sementes de alface, foi observado o efeito oposto ao das sementes de couve-chinesa: os IGs foram superiores a 100% quando tratadas com húmus comercial e inferiores no tratamento com o composto do LRA, com variações de 71,37% a 92,12%. Todos os índices de germinação obtidos, bem como as respectivas classificações de seus efeitos, estão apresentados na Tabela 5.

De acordo com a classificação de Hitzl et al. (2018), os índices de germinação obtidos mostraram que os extratos preparados com húmus comercial nas concentrações de 25%, 50% e 75% foram, em diferentes níveis, fitotóxicos para as sementes de couve chinesa, enquanto o composto produzido no Laboratório de Reuso de Água mostrou ser moderadamente fitotóxico para as sementes de alface (*L. sativa*) nas concentrações de 25% e 100%.

Para a análise estatística foi utilizado o *software PAleontological STatistics* (PAST), versão 4.17. Por meio do teste de ANOVA foram obtidos valores de $p > 0,05$ tanto para o efeito

dos compostos utilizados quanto para o efeito das concentrações de chorume. Como os valores de p foram maiores que a significância ($\alpha = 0,05$), conclui-se que não há uma diferença estatisticamente significativa entre as médias dos grupos estudados.

Neste estudo pudemos verificar que, em alguns casos, a classificação de Lumbaque et al. (2016) indicava inibição do crescimento da raiz tanto para a fitotoxicidade moderada quanto para alta fitotoxicidade. Desse modo, a classificação do efeito fitotóxico do tratamento de acordo com o crescimento relativo da radícula (CRR), como proposto por Lumbaque et al. (2016), se mostrou menos abrangente e pouco efetiva quando comparada a classificação da fitotoxicidade proposta por Hitzl et al. (2018).

O menor IG para as sementes de alface (*L. sativa*) tratadas com composto pode ser consequência do pH 9,22 do composto, pois o pH ideal para a germinação de *L. sativa* é, geralmente, entre 6,0 e 7,0 (HENRY et al., 2018; SANDERS, 2019; SANDOYA et al., 2021). Huang et al. (2024) verificou que as alterações no pH afeta a atividade enzimática das células da membrana da alface e isto pode dificultar a germinação.

Tabela 5 – Índice de germinação (IG) calculado para cada espécie de semente e classificação quanto ao nível de fitotoxicidade. (CRR) = crescimento relativo da radícula.

Semente	Tratamento	Concentração	IG (%)	CRR	Efeito (Lumbaque et al., 2016)	Classificação (Hitzl et al., 2018)
Couve chinesa	Húmus comercial	25%	44,86	0,55	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		50%	58,33	0,78	Inibição do crescimento da raiz	Fitotoxicidade moderada
		75%	31,28	0,31	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		100%	81,67	0,93	Ausência de efeito significativo	Não apresenta fitotoxicidade
	Composto	25%	223,11	1,86	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		50%	173,33	1,44	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		75%	219,56	1,83	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		100%	107,85	1,01	Ausência de efeito significativo	Fitonutriente/fitoestimulante
Alface (<i>L. sativa</i>)	Húmus comercial	25%	170,08	1,70	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		50%	153,35	1,53	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		75%	137,07	1,52	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
		100%	185,77	1,86	Estímulo do crescimento da raiz	Fitonutriente/fitoestimulante
	Composto	25%	77,52	0,87	Ausência de efeito significativo	Fitotoxicidade moderada
		50%	90,75	0,91	Ausência de efeito significativo	Não apresenta fitotoxicidade
		75%	92,12	0,88	Ausência de efeito significativo	Não apresenta fitotoxicidade
		100%	71,37	0,71	Inibição do crescimento da raiz	Fitotoxicidade moderada

Fonte: o autor (2024).

Os baixos IG das sementes de couve chinesa tratadas com húmus comercial pode ter sido consequência dos teores de carbono orgânico total (COT) e do nitrogênio total (NT), pois as melhores condições para a germinação da couve chinesa incluem um teor de COT na faixa entre 2% a 4% e um teor de NT dentro da faixa de 0,1% a 0,3% (CAMPBELL, 2009; MENGEL, et al., 2001; RYAN et al., 2001). Enquanto o húmus utilizado, segundo o fabricante, possui

10% de COT e 0,5% de NT, estes valores são superiores às exigências para a germinação da couve chinesa.

Awasthi et al. (2014) obtiveram $IG > 90\%$ ao utilizarem sementes de milho (*Zea mays*) para analisar a fitotoxicidade de composto gerado a partir de resíduos sólidos urbanos. Zhou et al. (2020) também utilizaram sementes de *Z. mays* para avaliar a fitotoxicidade de composto gerado a partir de resíduos alimentares domésticos, obtendo IG superior a 80%.

Gonçalves et al. (2020) utilizaram sementes de alface (*L. sativa*) para apurar a fitotoxicidade de lodo de curtume compostado e obteve $IG < 20\%$ para as amostras sólidas e $IG > 80\%$ para as amostras solubilizadas. Ao utilizar sementes de alface para avaliar a toxicidade de composto industrial, composto de serragem e lodo provenientes do efluente de abate de aves e suínos, valores de IG superiores a 93,91% foram obtidos por Guevara et al. (2017).

Para conferir o potencial fertilizante do digestato de resíduos alimentares, Simon et al. (2022) também utilizaram sementes de alface e foram obtidos IG superiores a 70% para as diluições de 5% e 10% do digestato líquido. Agapios et al. (2020) obtiveram IG superiores a 300% ao avaliar a fitotoxicidade de composto gerado em composteiras domésticas a partir de resíduos alimentares.

Para verificar a maturidade do composto durante a compostagem de resíduos de cozinha, Yang et al. (2015) fizeram o uso de sementes de couve chinesa e obtiveram $IG > 100\%$. Chikae et al. (2006) utilizaram sementes de komatsuna (couve chinesa) para estimar a maturidade do composto de resíduos alimentares e agro-resíduos, foram observados valores de $IG > 80\%$.

Rosa et al. (2023) avaliaram a fitotoxicidade e a qualidade de adubo orgânico gerado no processo de vermicompostagem de resíduos de frutas e hortaliças por meio de teste de germinação com sementes de *L. sativa*. Os autores constataram que, ao final do processo de vermicompostagem, todos os valores de IG foram superiores a 100% indicando ausência de fitotoxicidade no adubo orgânico.

Liu et al. (2023) realizaram estudo sobre o efeito do composto de resíduos de cozinha no cultivo da *Brassica chinensis* L. (couve chinesa) e observaram $IG > 100\%$ nos tratamentos utilizando até 10% de composto de resíduos de cozinha no substrato, apresentando um efeito de estímulo à germinação, no entanto foi observado o efeito de inibição da germinação nos tratamentos onde foram utilizados mais de 10% de composto de resíduos de cozinha no substrato.

Kamal et al. (2022) examinaram o efeito do tratamento hidrotermal na fitotoxicidade durante a compostagem de resíduos alimentares, para isto foram utilizadas sementes de

komatsuna. Foram constatados valores de IG < 60%, neste caso os autores classificaram o composto como imaturo e fitotóxico.

Em teoria, os IG com valores inferiores a 100% são considerados fitotóxicos (GUO et al., 2012). Contudo, a maior parte da literatura indica que IG acima de 80% representa ausência de toxicidade, maturidade do composto e uso adequado para agricultura (CCQC, 2001; GABHANE et al., 2012; LUO et al., 2017; MISHRA; YADAV, 2021; SELIM et al., 2012; TIQUIA et al., 1996; ZHANG et al., 2018; ZORPAS et al., 2018). Oktawan, et al. (2018) consideram que o composto atinge a maturação quando o IG for superior a 60%, enquanto McLachlan et al. (2004) consideram o índice acima de 70% como um resultado positivo para ausência de fitotoxicidade.

O padrão chinês para fertilizante orgânico (NY525-2021) exige $IG \geq 70\%$ para que o composto seja considerado maduro (YANG et al., 2021), enquanto os padrões do Centro de Recursos Orgânicos de Hong Kong (HKORC, 2021) estabelecem que o composto com um valor de $IG > 50\%$ é considerado maduro.

Aggelis et al. (2002) propuseram que os valores de IG maiores que 66% caracterizam o substrato como não fitotóxico, estável e, desse modo, pode ser usado para fins agrícolas como fertilizante. De forma semelhante, Agapios et al. (2020) consideram que para os valores de IG maiores que 67% o composto pode ser classificado como não fitotóxico, enquanto que no caso de IG ser maior que 100%, o composto é classificado como fitonutriente.

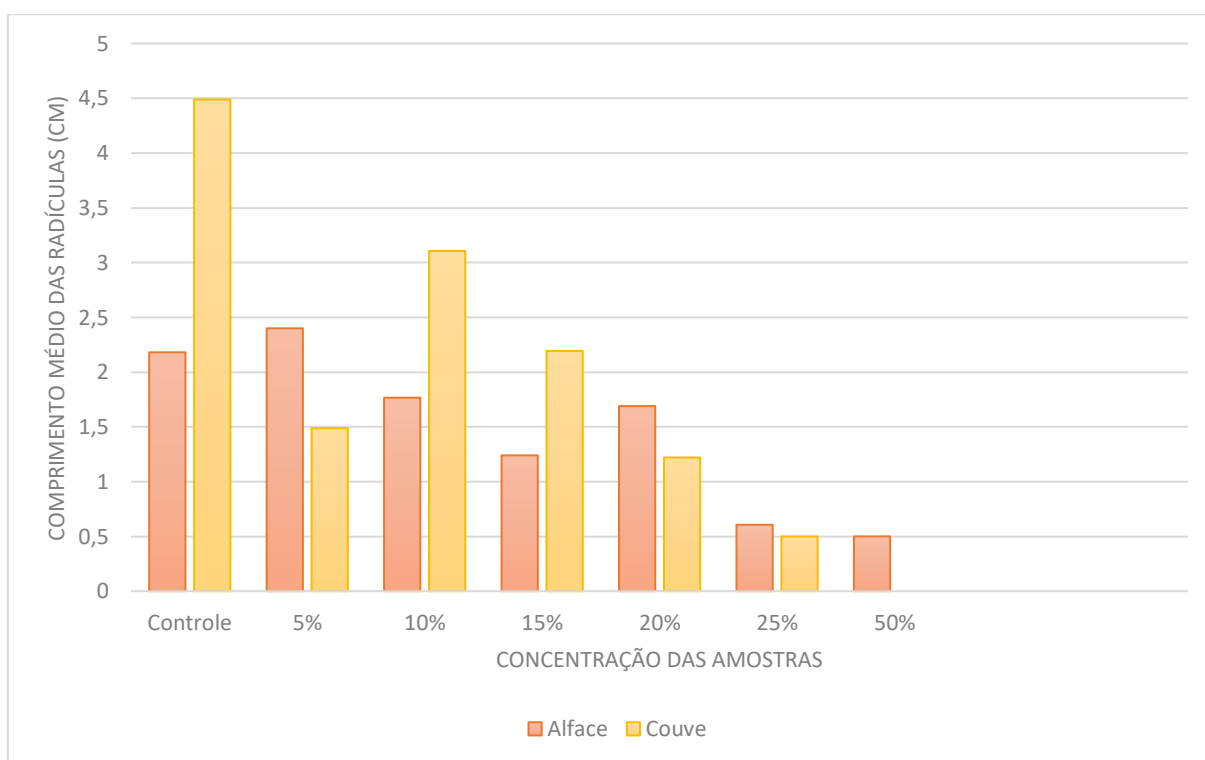
Said-Pullicino et al. (2007) sugerem que o desaparecimento da toxicidade em composto ocorre quando o IG é maior que 50%. Segundo Zucconi et al. (1981), citado por MANU et al. (2021), composto que apresenta IG maior que 50% pode ser considerado maduro. Wu et al. (2021) também considera que o composto está inicialmente maduro ao apresentar IG superior a 50%. Zhou et al. (2017) consideram valores de IG acima de 50% como indicadores de maturação do composto e de baixa toxicidade para o uso na agricultura.

Com a grande divergência na literatura quanto aos valores ideais de IG para a não fitotoxicidade e maturação do composto, além da ausência de uma padronização universal para testes de germinação, podemos, desta forma, considerar o composto produzido pelo LRA como maduro e não fitotóxico, e seu uso para a agricultura é de baixo risco, pois o composto, como todo biofertilizante, é utilizado em dosagens no solo seguindo recomendações técnicas (ROSA; BORGES, 2013), isto faz com que os cultiváveis não sejam expostos a grandes concentrações de biofertilizantes.

As sementes tratadas com chorume apresentaram baixos IG (Tabela 6) e pouco crescimento radicular em relação as sementes do controle (Figura 15). Nenhuma semente de

couve chinesa germinou nas amostras com concentrações superiores a 25% e nenhuma semente de alface (*L. sativa*) germinou em concentrações superiores a 50%. A toxicidade do chorume pode estar atribuída aos valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a presença de amônia (NH₃) (ESLAMI et al., 2018; LIN et al., 2018). Por isso, é recomendado que seja realizada análise da composição do chorume antes de sua utilização (COSTA, 2022). Também é aconselhado que os biofertilizantes sejam utilizados diluídos em água nas concentrações de 2% a 5% para que as mudas consigam se desenvolver com vigor e resistência (TOMITA et al., 2007).

Figura 15 – Comprimento médio das radículas das sementes tratadas com chorume.



Fonte: o autor (2024).

Tabela 6 – Índice de germinação (IG) calculado para cada espécie de semente tratadas com chorume e classificação quanto ao nível de fitotoxicidade.

Semente	Tratamento	Concentração	IG (%)	CRR	Efeito (Lumbaque et al., 2016)	Classificação (Hitzl et al., 2018)
Couve chinesa	Chorume	5%	23,94	0,28	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		10%	88,06	0,78	Inibição do crescimento da raiz	Não apresenta fitotoxicidade
		15%	48,45	0,48	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		20%	22,75	0,24	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		25%	5,96	0,08	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		> 25%	0	0	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
Alface (<i>L. sativa</i>)		5%	123,23	1,17	Ausência de efeito significativo	Fitonutriente ou fitoestimulante
		10%	68,96	0,77	Inibição do crescimento da raiz	Fitotoxicidade moderada
		15%	63,67	0,60	Inibição do crescimento da raiz	Fitotoxicidade moderada
		20%	86,78	0,82	Ausência de efeito significativo	Não apresenta fitotoxicidade
		25%	22,91	0,26	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		50%	1,03	0,05	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade
		> 50%	0	0	Inibição do crescimento da raiz	Alta fitotoxicidade

(CRR) = crescimento relativo da radícula.

Fonte: o autor (2024).

Melo et al. (2021) investigaram o efeito fitotóxico, por meio de testes de germinação com sementes de alface (*L. sativa*), de efluentes de esgotos domésticos tratados. Os autores observaram que 16,6% das amostras de esgotos obtiveram IG < 80% e 69,4% das amostras obtiveram IG > 120%, indicando a presença de substâncias que estimulam a germinação das sementes de alface.

Ao realizar ensaios de fitotoxicidade, Santos et al. (2024) constataram que os IG das sementes de *L. sativa* diminuía à medida que aumentava a concentração de lixiviado de aterro nas diluições. Também foi observado que os valores de IG > 80% ocorriam nas concentrações de lixiviado abaixo de 20% nas diluições.

Arienzo, Christen e Quayle (2009) analisaram a fitotoxicidade de águas residuárias de vinícolas tratadas por *wetlands* em ensaios de germinação com sementes de alface. Os autores constataram forte toxicidade para as sementes tratadas com diluições contendo 0,25% e 2,5% de águas residuárias, além da ausência de germinação a partir da diluição de 50%.

Barreira e Monteiro (2023) constataram que o uso de chorume de composteira diluído no lugar da solução nutritiva não prejudica o cultivo da alface hidropônica, podendo-se, inclusive, obter aproveitamento de 100% dos cultiváveis. Lopes et al. (2018) examinaram o efeito do chorume de vermicompostagem sobre a produção de mudas de couve (*Brassica oleracea* L.) e constataram que a aplicação foliar de 25 mL/L de chorume de vermicompostagem promove a melhoria da qualidade de mudas de couve.

Neste estudo, as sementes de alface (*L. sativa*) apresentaram melhores índices e maior crescimento radicular que a couve chinesa. No entanto deve-se ressaltar que sementes de diferentes espécies podem apresentar sensibilidades distintas à toxicidade biológica do composto (Yang et al., 2021), bem como as condições de germinação as quais foram submetidas dentro da metodologia adotada. Apesar da alface e da couve chinesa serem amplamente utilizadas em testes de fitotoxicidade, alguns estudos observaram baixos desempenhos dessas sementes (PEDUTO; JESUS; KOHATSU, 2019; Yang et al., 2021). Por isso faz-se importante a padronização da metodologia e da semente a ser utilizada em teste de germinação como forma de agregar maior confiabilidade aos resultados obtidos.

6 CONCLUSÕES

O composto produzido no Laboratório de Reuso de Água (LRA), de acordo com os testes de germinação, pode ser classificado como maduro, não fitotóxico e seguro para utilização como biofertilizante agrícola.

O pH e a umidade do composto foram maiores que o recomendado pela literatura consultada, dessa forma pode ser recomendado o prolongamento do processo de compostagem e a secagem do composto final.

O chorume produzido pode ser utilizado como biofertilizante em diluições com concentrações abaixo de 10%.

As sementes de alface (*L. sativa*) mostraram melhor desempenho para a metodologia de ensaio de germinação utilizada.

Apesar da ausência de padronização universal, o teste de germinação mostrou-se um método prático e de baixo custo para a avaliação do potencial fitotóxico de compostos orgânicos.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAIFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian journal of petroleum**, v. 27, n. 4, p. 1275-1290, 2018.

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. Abrelpe.org, dez. 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>. Acesso em: 22 fev. 2024.

ABRELPE. Resíduos Sólidos urbanos. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2023. https://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2022.pdf

AGAPIOS, Agapiou; ANDREAS, Vasileiou; MARINOS, Stylianou; KATERINA, Miki; ANTONIS, Zorpas A. Waste aroma profile in the framework of food waste management through household composting. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 257, p. 120340, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120340>.

AGGELIS G et al. Evaluation of white-rot fungi for detoxification and decolorization of effluents from the green olive debittering process. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 59, n. 2-3, p. 353–360, 1 jul. 2002. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-002-1005-9>.

AGOSTINHO, F. et al. Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net emergy yield on the recovered materials?. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 73, p. 143-155, 2013.

AKHIAR, Afifi; BATTIMELLI, Audrey; TORRIJOS, Michel; CARRERE, Helene. Comprehensive characterization of the liquid fraction of digestates from full-scale anaerobic co-digestion. **Waste Management**, [S.L.], v. 59, p. 118-128, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.005>.

ALBRECHT, R. et al. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. **Waste Management**, v. 30, n. 5, p. 764-770, 2010.

ALVARENGA, P. et al. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44–52, jun. 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, RICE, E. W.; BRIDGEWATER, L. eds. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Vol. 10. Washington, DC: American public health association, 2012.

ARIENZO, Michele; CHRISTEN, Evan W.; QUAYLE, Wendy C.. Phytotoxicity testing of winery wastewater for constructed wetland treatment. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 169, n. 1-3, p. 94-99, set. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.069>.

ASLAM, D. N.; HORWATH, W.; VANDERGHEYNST, J. S. Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil. **Waste Management**, v. 28, n. 11, p. 2070-2076, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004 de 2004. Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
<https://analiticaqmresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf>

AWASTHI, M. K. et al. Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. **Bioresource technology**, v. 245, p. 665-672, 2017.

AWASTHI, M. K. et al. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 214–221, set. 2014.

BARBOSA, N. M.; DA ROCHA, E. N. Efeito do chorume originário mediante o processo de compostagem na cultura de *Phaseolus vulgaris*. **Brazilian Journal of Science**, v. 2, n. 11, p. 51-59, 2023.

BARRAL, M. T. et al. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. **Dyn. Soil Dyn. Plant**, v. 5, n. 2, p. 36-44, 2011.

BARREIRA, I. B. F.; MONTEIRO, L. P. C. CULTIVO DE ALFACE HIDROPÔNICA ORGÂNICA COM CHORUME DE COMPOSTEIRA. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 15, n. 3, 2023.

BARREIRA, Isabela Barbosa de Freitas; MONTEIRO, Luciane Pimentel Costa. CULTIVO DE ALFACE HIDROPÔNICA ORGÂNICA COM CHORUME DE COMPOSTEIRA. **Revista Destaques Acadêmicos**, [S.L.], v. 15, n. 3, 2023. DOI: 10.22410/issn.2176-3070.v15i3a2023.3522.

BARRENA, Raquel; D'IMPORZANO, Giuliana; PONSÁ, Sergio; GEA, Teresa; ARTOLA, Adriana; VÁZQUEZ, Felícitas; SÁNCHEZ, Antoni; ADANI, Fabrizio. In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical–biological treated waste. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 162, n. 2-3, p. 1065-1072, mar. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.141>.

BARTHOD, J.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. Composting with additives to improve organic amendments. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 38, n. 2, p. 17, 2018.

BATISTA, Yana. Toxicidade nas Sementes da *Lactuca Sativa* (alface) por Amostras de Efluentes de Esgoto Doméstico Coletadas no Recife-PE com Análise Físico-Química e Microbiológica. **Conjecturas**, [S.L.], v. 21, n. 2, p. 483-514, 30 jun. 2021. Uniao Atlantica de Pesquisadores. <http://dx.doi.org/10.53660/conj-261-117>.

BAUMGARTEN, A.; SPIEGEL, H. Phytotoxicity (plant tolerance). **Agency for Health and Food Safety, Vienna**, p. 1-36, 2004.

BERNAL, M. Pilar; SOMMER, Sven G.; CHADWICK, Dave; QING, Chen; GUOXUE, Li; MICHEL, Frederick C.. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. **Advances In Agronomy**, [S.L.], p. 143-233, 2017. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>.

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

BOYLE, T. H. Influence of seed germination percentage and number of seeds sown per cell on expected numbers of seedlings in plug trays. **HortTechnology**, v. 13, n. 4, p. 689-692, 2003.

BRASIL. Lei nº 12305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Assembleia Legislativa. Brasília-DF, 02 agosto de 2010.

BRASIL. Resolução no 481 de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). p. 4, 2017.

CAMPBELL, C. R. (ED.). **REFERENCE SUFFICIENCY RANGES FOR PLANT ANALYSIS IN THE SOUTHERN REGION OF THE UNITED STATES**. [S.L.] Southern Cooperative Series Bulletin, 2009.

CAMPOS, J. M. S. et al. Mutagenic effects due to allelopathic action of fern (Gleicheniaceae) extracts. **Allelopathy Journal**, v. 22, n. 1, p. 143-152, 2008.

CARLOS, F. S. et al. Irrigation of paddy soil with industrial landfill leachate: impacts in rice productivity, plant nutrition, and chemical characteristics of soil. **Paddy and Water Environment**, v. 15, n. 1, p. 133–144, 2017.

CCQC - California Compost Quality Council, 2001. **Compost Maturity Index**, Technical Report. California.

CESARO, A.; BELGIORNO, V.; GUIDA, M. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 94, p. 72-79, 2015.

CHANG, A. C.; GRANATO, T. C.; PAGE, A. L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Journal of environmental quality**, v. 21, n. 4, p. 521-536, 1992.

CHANG, C. et al. Food waste and soybean curd residue composting by black soldier fly. **Environmental Research**, v. 214, p. 113792, 2022.

CHEN, P. et al. Utilization of municipal solid and liquid wastes for bioenergy and bioproducts production. **Bioresource technology**, v. 215, p. 163-172, 2016.

CHEN, T.; ZHANG, S.; YUAN, Z. Adoption of solid organic waste composting products: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122712, nov. 2020.

CHIKAE, Miyuki; IKEDA, Ryuzoh; KERMAN, Kagan; MORITA, Yasutaka; TAMIYA, Eiichi. Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regression analysis. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 97, n. 16, p. 1979-1985, nov. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.09.026>.

CHU, Xiu-Lin; PENG, Xiang-Yu; SUN, Zhao-Yong; XIE, Cai-Yun; TANG, Yue-Qin. Converting kitchen waste into value-added fertilizer using thermophilic semi-continuous composting-biofiltration two-stage process with minimized NH₃ emission. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 406, p. 130955, ago. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130955>.

COBAN, A. et al. Municipal solid waste management via multi-criteria decision making methods: a case study in Istanbul, Turkey, J. Clean. Prod. 180 (2018) 159–167.

COSTA, Lucas Tinoco Barbosa Leite da. **Análise do potencial do chorume de compostagem como subproduto comercializável**. 2022. 34 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental, Escola de Engenharia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2022.

CRUZ, R. F. et al. 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.

CUI, H. et al. Assessment of phytotoxicity grade during composting based on EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. **Journal of hazardous materials**, v. 326, p. 10-17, 2017.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 685-698, 2015.

DING, Lan; JING, Hongwei; QIN, Bo; QI, Linlin; LI, Jing; WANG, Tao; LIU, Guoan. Regulation of Cell Division and Growth in Roots of *Lactuca sativa* L. Seedlings by the Ent-Kaurene Diterpenoid Rhabdosin B. **Journal Of Chemical Ecology**, [S.L.], v. 36, n. 5, p. 553-563, 8 abr. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10886-010-9783-5>.

DU, C. et al. Valorization of food waste into biofertiliser and its field application. **Journal of Cleaner Production**, v. 187, p. 273-284, 2018.

ESLAMI, Hadi et al. Effect of organic loading rates on biogas production and anaerobic biodegradation of composting leachate in the anaerobic series bioreactors. **Ecological engineering**, v. 110, p. 165-171, 2018.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION. EN 16086-1:2011 - Soil improvers and growing media - Determination of plant response - Part 1: Pot growth test with Chinese cabbage. Brussels: CEN, 2011.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física**. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

GABHANE, J. et al. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 382–388, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.040>.

GHOSH, P. K. et al. Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. I. Crop yields and system performance. **Bioresource technology**, v. 95, n. 1, p. 77-83, 2004.

GONÇALVES, A. T. T. et al. Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, 2018.

GONÇALVES, M. M. C. et al. Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 34495-34502, 2020.

GONÇALVES, Matheus de Moraes Cunha; LOPES, Angela Celis de Almeida; GOMES, Regina Lucia Ferreira; MELO, Wanderley José de; ARAUJO, Ademir Sergio Ferreira; PINHEIRO, José Baldin; MARIN-MORALES, Maria Aparecida. Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 27, n. 27, p. 34495-34502, 17 jun. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-09662-8>.

GUEVARA, M. D. F. et al. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. **Revista DAE**, v. 67, n. 216, p. 44-51, 2019.

GUEVARA, Miguel David Fuentes; PAZ, Matheus Francisco da; HOFMEISTER, Paula Paiva; GUIDOTTI, Rosane Maria Morales; ARAUJO, Thayli Ramires; NEVES, William Terra; CORRÊA, Luciara Bilhalva; CORRÊA, Érico Kunde. Reduction of Phytotoxicity of Organic Compost. **International Journal Of Development Research**, [S. L.], v. 07, p. 15134-15139, set. 2017.

GUIDONI, L. L. C. et al. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. **Journal of environmental management**, v. 207, p. 141-150, 2018.

GUO, Rui; LI, Guoxue; JIANG, Tao; SCHUCHARDT, Frank; CHEN, Tongbin; ZHAO, Yuanqiu; SHEN, Yujun. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 112, p. 171-178, maio 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.

HAY, F. R.; MEAD, A.; BLOOMBERG, M. Modelling seed germination in response to continuous variables: use and limitations of probit analysis and alternative approaches. **Seed Science Research**, v. 24, n. 3, p. 165-186, 2014.

HENRY, Josh; WHIPKE, Brian E.; OWEN, W. Garrett; CURREY, Christopher. Nutritional Monitoring Series: Lettuce (*Lactuca sativa*). **Electronic Grower Resources Online**, S.L., v. 1, n. 13, p. 1-7, abr. 2018.

HITZL, M. et al. Making hydrochar suitable for agricultural soil: a thermal treatment to remove organic phytotoxic compounds. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 6, n. 6, p. 7029-7034, 2018.

HKORC Compost Standard, 2021. **Compost and Soil Conditioner Quality Standard**. Hong Kong Baptist University, Hong Kong.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. 2012.

HOSSEINALIZADEH, R.; IZADBAKHS, H.; SHAKOURI, H. A planning model for using municipal solid waste management technologies-considering Energy, Economic, and Environmental Impacts in Tehran-Iran. **Sustainable Cities and Society**, v. 65, p. 102566, 2021.

HUANG, Y. et al. Environmental parameters factors exploration on lettuce seed germination with hydrogel. **Frontiers in plant science**, v. 15, 7 mar. 2024.

ITALIA. DECRETO LEGISLATIVO n° 75, 29 aprile 2010. Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88.. **GAZZETTA UFFICIALE**. Roma, 26 mai. 2010.

JARA-SAMANIEGO, J. et al. Development of organic fertilizers from food market waste and urban gardening by composting in Ecuador. **PloS one**, v. 12, n. 7, p. e0181621, 2017.

JHA, M. K.; SONDHI, O. A. K.; PANSARE, M. Solid waste management-a case study. **Indian Journal of Environmental Protection**, v. 23, p. 1153-1160, 2003.

JIN, N. et al. Biospectroscopic fingerprinting phytotoxicity towards environmental monitoring for food security and contaminated site remediation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 465, p. 133515, 2024.

JINDO, Keiji; SONOKI, Tomonori; MATSUMOTO, Kazuhiro; CANELLAS, Luciano; ROIG, Asunción; SANCHEZ-MONEDERO, Miguel A.. Influence of biochar addition on the humic substances of composting manures. **Waste Management**, [S.L.], v. 49, p. 545-552, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.007>.

JORDAO, C. P. et al. Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 112, p. 309-326, 2006.

JURADO, M. et al. Exploiting composting biodiversity: study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. **Bioresource technology**, v. 162, p. 283-293, 2014.

KAMAL, Syazni Zainul; TRAN, Quyen Ngoc Minh; KOYAMA, Mitsuhiro; MIMOTO, Hiroshi; ASADA, Chikako; NAKAMURA, Yoshitoshi; NAKASAKI, Kiyohiko. Effect of hydrothermal treatment on organic matter degradation, phytotoxicity, and microbial

communities in model food waste composting. **Journal Of Bioscience And Bioengineering**, [S.L.], v. 133, n. 4, p. 382-389, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiosc.2022.01.004>.

KAPANEN, A.; ITÄVAARA, M. Ecotoxicity tests for compost applications. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 49, n. 1, p. 1-16, 2001.

KOMILIS, Dimitrios P.; TZIOUVARAS, Ioannis S. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. **Waste Management**, [S.L.], v. 29, n. 5, p. 1504-1513, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.016>.

KROFFT, C. E. et al. The effect of leaching fraction-based irrigation on fertilizer longevity and leachate nutrient content in a greenhouse environment. **Horticulturae**, v. 6, n. 3, p. 1–9, 2020.

KUCBEL, Marek et al. Properties of composts from household food waste produced in automatic composters. **Journal of environmental management**, v. 236, p. 657-666, 2019.

LA FUENTE, C. de; ALBURQUERQUE, J. A.; CLEMENTE, R.; BERNAL, M. P.. Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. **Biology And Fertility Of Soils**, [S.L.], v. 49, n. 3, p. 313-322, 11 jul. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-012-0719-9>.

LIN, L. et al. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 151–167, jun. 2018.

LIU, Zheng; GE, Liqun; LI, Shuang; PAN, Rongguang; LIU, Xinyu. Study on the Effect of Kitchen Waste Compost Substrate on the Cultivation of *Brassica chinensis* L. **Polish Journal Of Environmental Studies**, [S.L.], v. 32, n. 5, p. 4139-4146, 4 jul. 2023. HARD Publishing Company. <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/166356>.

LOPES, K. A. D. L. et al. Efeito do chorume de vermicompostagem sobre a produção de mudas de *Brassica oleracea* L.. **REVISTA TRÓPICA: Ciências Agrárias e Biológicas**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 94-104, 2018. 1982-4881.

LÓPEZ-GÓMEZ, J. P. et al. Assessing the organic fraction of municipal solid wastes for the production of lactic acid. **Biochemical Engineering Journal**, v. 150, p. 107251, 2019.

LUMBAQUE, Elisabeth Cuervo; GOMES, Monike Felipe; CARVALHO, Vanessa da Silva; FREITAS, Adriane Martins de; TIBURTIUS, Elaine Regina Lopes. Degradation and ecotoxicity of dye Reactive Black 5 after reductive-oxidative process. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 24, n. 7, p. 6126-6134, 6 jul. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7150-y>.

LUO, Y. et al. Evaluation of tetracycline phytotoxicity by seed germination stage and radicle elongation stage tests: a comparison of two typical methods for analysis. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 257-263, 2019.

LUO, Y. et al. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. **Waste Management**, v. 71, p. 109-114, 2018.

MA, X. et al. Interactions between engineered nanoparticles (ENPs) and plants: phytotoxicity, uptake and accumulation. **Science of the total environment**, v. 408, n. 16, p. 3053-3061, 2010.

MAINA, S.; KACHRIMANIDOU, V.; KOUTINAS, A. A roadmap towards a circular and sustainable bioeconomy through waste valorization. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 8, p. 18-23, 2017.

MANU, M. K. et al. Biodegradation kinetics of ammonium enriched food waste digestate compost with biochar amendment. **Bioresource Technology**, v. 341, p. 125871, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125871>.

MASULLO, A. Organic wastes management in a circular economy approach: Rebuilding the link between urban and rural areas. **Ecological Engineering**, v. 101, p. 84-90, 2017.

MCLACHLAN, K.L.; CHONG, C.; VORONEY, R.P.; LIU, H.W.; HOLBEIN, B.e.. ASSESSING THE POTENTIAL PHYTOTOXICITY OF DIGESTATES DURING PROCESSING OF MUNICIPAL SOLID WASTE BY ANAEROBIC DIGESTION: comparison to aerobic composts. **Acta Horticulturae**, [S.L.], n. 638, p. 225-230, jun. 2004. International Society for Horticultural Science (ISHS). <http://dx.doi.org/10.17660/actahortic.2004.638.29>.

MELO, Niraldo M.M.; MORAES, Cristiane M.; OLIVEIRA, Dinaldo C.; FREITAS, Jucleiton J.R.; DIAS, Fernando F.s.; OLIVEIRA, Carolina G.C.; BENCAHOUR, Mohand; MENDES, P. M. et al. Evaluation of a new avian Bed Conditioner used in the Period between the Creations of Different Batches of Chicken. **International Journal of Development Research**, v. 9, n. 10, p. 30203-30206, 2019.

MENDES, P. M. et al. Improvement of the phytotoxicological test with lettuce seed germination: reliability and accuracy of the method. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 4, p. 18178-18184, 2020.

MENDES, P. M. et al. Phytotoxicity test in check: Proposition of methodology for comparison of different method adaptations usually used worldwide. **Journal of Environmental Management**, v. 291, p. 112698, 2021.

MENG, L. et al. Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. **Bioresource technology**, v. 226, p. 39-45, 2017.

MENGEL, K. et al. **Principles of Plant Nutrition**. [S.L.] Dordrecht Springer Netherlands, 2001.

MINGHUA, Z. et al. Municipal solid waste management in Pudong new area, China. **Waste management**, v. 29, n. 3, p. 1227-1233, 2009.

MIRONOV, V. et al. Microbiota dynamics of mechanically separated organic fraction of municipal solid waste during composting. **Microorganisms**, v. 9, n. 9, p. 1877, 2021.

MISHRA, Sandeep Kumar; YADAV, Kunwar D. Application of locally available microbial inoculant to accelerate green waste composting at a community level. **Bioresource Technology Reports**, [S.L.], v. 16, p. 100859, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100859>.

MOHEE, Romeela; MUDHOO, Ackmez. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. **Powder Technology**, [S.L.], v. 155, n. 1, p. 92-99, jul. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2005.05.051>.

MUHAMMAD, T. et al. Impacts and mechanism of coal fly ash on kitchen waste composting performance: The perspective of microbial community. **Chemosphere**, v. 350, p. 141068, 2024.

MUKAI, S.; OYANAGI, W. Evaluation on maturity and stability of organic fertilisers in semi-arid Ethiopian Rift Valley. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 4035, 17 fev. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83611-4>.

NABEGU, A. B. An analysis of municipal solid waste in Kano metropolis, Nigeria. **Journal of Human Ecology**, v. 31, n. 2, p. 111-119, 2010.

NGUYEN, M. K. et al. Investigation of biochar amendments on odor reduction and their characteristics during food waste co-composting. **Science of The Total Environment**, v. 865, p. 161128, 2023.

NGUYEN, T. et al. Nutrient recovery and microalgae biomass production from urine by membrane photobioreactor at low biomass retention times. **Science of the Total Environment**, v. 785, p. 147423, 2021.

NUNES, P. R. S.; BARROS, R. C.; MACHADO, L. S.; HUBER, A. C. K. Influência de fertilizante orgânico (chorume) na produção de mudas de mostarda (*Brassica juncea* (L.) Coss.). In: ENCONTRO DE CIENCIA E TECNOLOGIA IFSUL CAMPUS BAGÉ, 2. Anais. Bagé, 2015.

OKOT-OKUMU, J.; NYENJE, R. Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda. **Habitat international**, v. 35, n. 4, p. 537-543, 2011.

OKTIAWAN, Wiharyanto; ZAMAN, Badrus; PURWONO. Use of a germination bioassay to test compost maturity in Tekelan Village. **E3S Web Of Conferences**, [S.L.], v. 31, p. 05012, 2018. EDP Sciences. <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20183105012>.

OLIVEIRA, G. D. A produção de resíduos sólidos e seu gerenciamento em países desenvolvidos e em desenvolvimento: uma visão sobre União Europeia e Brasil. 2003.

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of environmental management**, v. 190, p. 140-157, 2017.

OVIEDO-OCAÑA, Edgar Ricardo; SOTO-PAZ, Jonathan; TORRES, Viviana Sánchez; CASTELLANOS-SUAREZ, Laura Johana; KOMILIS, Dimitrios. Effect of the addition of the *Bacillus* sp., *Paenibacillus* sp. bacterial strains on the co-composting of green and food

waste. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 10, n. 3, p. 107816, jun. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2022.107816>.

PAREDES, C.; BERNAL, M.P.; ROIG, A.; CEGARRA, J.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.. Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 38, n. 3-4, p. 205-210, jan. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0964-8305\(96\)00052-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0964-8305(96)00052-2).

PEDROSA, T. D. *et al.* Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 44-48, 2013.

PEDUTO, Thais Araujo Goya; JESUS, Tatiane Araújo de; KOHATSU, Marcio Yukihiro. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, [S.L.], v. 4, n. 2, p. 200, 30 set. 2019. Universidade Federal do Triangulo Mineiro. <http://dx.doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>.

PICHTEL, John. **Waste management practices: municipal, hazardous, and industrial**. CRC press, 2005.

POURMAZAHERI, H. et al. Development of a bioprocess for fast production of enriched biocompost from municipal solid wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 104, p. 482-489, 2015.

RAJU, K. V. et al. Urban Environmental Governance in India. **P. o. Springer International Publishing**, 2018.

RASTOGI, M.; NANDAL, M.; KHOSLA, B. Microbes as vital additives for solid waste composting. **Heliyon**, v. 6, n. 2, 2020.

RIGO, M. M. et al. (2013). Efeito das doses de chorume tratado por eletro-fenton na germinação de sementes de girassol olerífero var. BRS 321 (*Helianthus annuus* L.). In: X Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, Instituto Federal Sul de Minas Gerais, Campus Mizambinho, 1-6 p.

RITZ, C.; PIPPER, C. B.; STREIBIG, J. C. Analysis of germination data from agricultural experiments. **European Journal of Agronomy**, v. 45, p. 1-6, 2013.

ROCHA, L. D. et al. Produção de tomate e repolho com composto orgânico e lixiviado em horta escolar rural. **Extensão em Foco**, n. 21, 2020.

ROMAN, P.; MARTINEZ, M.M.; PANTOJA, A. Farmer's Compost Handbook: Experiences in Latin America. Composting parameters and compost quality: A literature review. *Org. Agric.* 2015, 8, 141–158.

ROSA, L. O. et al. Avaliação da fitotoxicidade como indicador da qualidade do adubo orgânico gerado no processo de vermicompostagem de resíduos de frutas e hortaliças. In: PINTO, E. G. et al. (org.). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Jardim do Seridó: Agron Food Academy, 2023. 4 ed. p. 404-413

ROSA, R. C. C.; BORGES, A. L. Produção de composto orgânico em pequenas propriedades. **Embrapa: Orgânico em foco**, [S.L.], v. 1, n. 3, mai. 2013.

ROY, Dany et al. Leachate treatment: Assessment of the systemic changes in the composition and biodegradability of leachates originating in an open co-composting facility in Canada. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103056, 2019.

RYAN, John; ESTEFAN, George; RASHID, Abdul. **Soil and plant analysis laboratory manual**. ICARDA, 2001.

SAID-PULLICINO, Daniel; ERRIQUENS, Flora G.; GIGLIOTTI, Giovanni. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 98, n. 9, p. 1822-1831, jul. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.06.018>.

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

SANDERS, D. **Lettuce | NC State Extension Publications**. Disponível em: <<https://content.ces.ncsu.edu/lettuce>>. Acesso em: 19 ago. 2024.

SANDOYA, G. V. et al. Growing Lettuce in Small Hydroponic Systems. **EDIS**, v. 2021, n. 5, 27 set. 2021.

SANTOS, N. M. D. *et al.* INVESTIGAÇÃO DA TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO USANDO SEMENTES VEGETAIS COMO BIOINDICADORES. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21º., 2024, Recife. **Anais do 21º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental [...]**. Recife: ABES, 2024.

SAYARA, Tahseen; BASHEER-SALIMIA, Rezq; HAWAMDE, Fatina; SÁNCHEZ, Antoni. Recycling of Organic Wastes through Composting: process performance and compost application in agriculture. **Agronomy**, [S.L.], v. 10, n. 11, p. 1838, 22 nov. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10111838>.

SCHIEDECK, G.; SCHWENGBER J.E.; GONÇALVES, M. de M.; SCHIAVON, G.A., Preparo e uso de húmus líquido: opção para adubação orgânica em hortaliças. Comunicado Técnico, Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2008. 4 p. (Embrapa Clima Temperado. Comunicado Técnico, 195).

SELIM, Sh M.; ZAYED, Mona S.; ATTA, Houssam M. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. **Nature and science**, v. 10, n. 2, p. 69-77, 2012.

SERRA, M. M.; AISSA, N. L.; SILVA, W. T. da. Desenvolvimento de processo de extração de húmus líquido a partir de compostos agrícolas. In: Jornada Científica – Embrapa São Carlos, 6, 2014, São Carlos, SP. 2014. p. 52.

SERUGA, P. et al. Anaerobic digestion performance: Separate collected vs. mechanical segregated organic fractions of municipal solid waste as feedstock. **Energies**, v. 13, n. 15, p. 3768, 2020.

SHAH, A. V. et al. Municipal solid waste as a sustainable resource for energy production: State-of-the-art review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105717, 2021.

SHI, Wencong; DONG, Qing; SALEEM, Muhammad; WU, Xiaoliang; WANG, Ningxin; DING, Shaowu; HUANG, Jian; WANG, Xifeng; ZHOU, Bo; GAO, Zheng. Microbial-based detonation and processing of vegetable waste for high quality compost production at low temperatures. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 369, p. 133276, out. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133276>.

SILES-CASTELLANO, A. B. et al. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of Cleaner Production**, v. 252, p. 119820, 2020.

SILVA, C. H. C.; ROCHA, F. C.; SILVA, L. L. G. G. Production of organic compost from different plant waste generated in the management of a green urban space. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, p. 558-565, 2018.

SIMON, F. W. et al. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL FERTILIZANTE DO DIGESTATO DE RESÍDUOS ALIMENTARES EM SEMENTES DE ALFACE. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, p. e202201, 18 out. 2022.

SIMON, F. W. et al. EVALUATION OF THE POTENTIAL OF FOOD WASTE DIGESTATEIN LETTUCE SEEDS: germination and growth. **InterEspaco**, v. 8, 2022.
SINGH, J. et al. Progress and challenges to the global waste management system. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 9, p. 800-812, 2014.

SONG, Bing; MANU, M.K.; LI, Dongyi; WANG, Chen; VARJANI, Sunita; LADUMOR, Narsi; MICHAEL, Lui; XU, Yunjie; WONG, Jonathan W.C. Food waste digestate composting: feedstock optimization with sawdust and mature compost. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 341, p. 125759, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125759>.

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

SOTO-PAZ, Jonathan; OVIEDO-OCAÑA, Edgar Ricardo; ANGARITA-RANGEL, María Angélica; RODRÍGUEZ-FLÓREZ, Lesly V.; CASTELLANOS-SUAREZ, Laura Johana; NABARLATZ, Debora; SANCHEZ-TORRES, Viviana. Optimization of lignocellulolytic bacterial inoculum and substrate mix for lignocellulose degradation and product quality on co-composting of green waste with food waste. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 359, p. 127452, set. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127452>.

STUCHI, J.; RODRIGUES, E. COMO MONTAR UMA COMPOSTEIRA CASEIRA. **Embrapa Amapá**, [S. L.], p. 1-2, 10 jun. 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1033373/comomontar-uma-composteira-caseira>. Acesso em: 29/02/2024.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico de solos, 5)

TIMM, P. J.; GOMES, J. C. C.; MORSELLI, T. B. Insumos para agroecologia: Pesquisa em vermicompostagem e produção de biofertilizantes líquidos. **Revista Ciência & Ambiente**, v. 29, p. 123-129, 2004.

TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere, Department of Natural Sciences, University of Michigan, Dearborn, MI 48128, USA**, v. 79, n. 5, p. 506-512, 2010.

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.y.; HODGKISS, I.J.. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 93, n. 3, p. 249-256, 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(96\)00052-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(96)00052-8).

TOMITA, Celso; RESENDE, Francisco; CLEMENTE, Flávia; AMARO, Geovani; SOUZA, Ronessa. APRENDA COMO SE FAZ BIOFERTILIZANTE. **Embrapa Hortalças**, [S. L.], p. 1-8, out. 2007. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/102912/1/biofertilizante.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2024.

Toxicity screening of hazardous waste sites – 600/3-88/029, Washington, DC, 1989.

TRAN, H. et al. Biodegradation of high di-(2-Ethylhexyl) phthalate (DEHP) concentration by food waste composting and its toxicity assessment using seed germination test. **Environmental Pollution**, v. 316, p. 120640, 2023.

United Nations (UN) (2018) World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. New York: UN.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Ecological Effects Test Guidelines OPPTS (850.4200): Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. 1996.

United States Environmental Protection Agency (EPA). **Protocols for short term** VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de zootecnia**, v. 58, n. 224, p. 59-85, 2009.

VALKENBURT, C. et al. **Municipal solid waste (MSW) to liquid fuels synthesis, volume 1: Availability of feedstock and technology**. Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States), 2008.

VOBĚRKOVÁ, Stanislava; MAXIANOVÁ, Alžbeta; SCHLOSSEROVÁ, Nikola; ADAMCOVÁ, Dana; VRĚANSKÁ, Martina; RICHTERA, Lukáš; GAGIĆ, Milica; ZLOCH, Jan; VAVERKOVÁ, Magdalena Daria. Food waste composting - Is it really so simple as stated in scientific literature? – A case study. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 723, p. 138202, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138202>.

WANG, H. et al. Pilot-scale study of innovative mechanically-enhanced dynamic composting for treating kitchen waste. **Bioresource Technology**, v. 394, p. 130176, 2024.

WANG, Q. et al. Composting of post-consumption food waste enhanced by bioaugmentation with microbial consortium. **Science of The Total Environment**, v. 907, p. 168107, 2024.

WAQAS, M.; NIZAMI, A.s.; ABURIAZAIZA, A.s.; BARAKAT, M.A.; RASHID, M.I.; ISMAIL, I.M.I.. Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: a case study of saudi arabia. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 176, p. 426-438, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.165>.

WEI, Y. et al. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 51-65, 2017.

WILSON, D. C. Development drivers for waste management. **Waste Management & Research**, v. 25, n. 3, p. 198-207, 2007.

WORLDOMETER.COM, World Population Clock: 7.9 Billion People (2024) - Worldometer, 2024. [online] <https://www.worldometers.info/worldpopulation/#> (Acesso: 20 de fevereiro de 2024).

WRAP. **Guidelines for the Specification of Quality Compost for use in Growing Media 1** **Guidelines for the Specification of Quality Compost for use in Growing Media**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.wrap.ngo/sites/default/files/2020-09/WRAP-Growing_Media_Specification.pdf>. Acesso em: 5 nov. 2024.

WU, Xiaoyan; WANG, Jingshu; SHEN, Li; WU, Xueling; AMANZE, Charles; ZENG, Weimin. Effect of bamboo sphere amendment on the organic matter decomposition and humification of food waste composting. **Waste Management**, [S.L.], v. 133, p. 19-27, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.030>.

XU, M. et al. Role of multistage inoculation on the co-composting of food waste and biogas residue. **Bioresource Technology**, v. 361, p. 127681, 2022.

YANG, F. et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1393-1399, 2013.

YANG, Fan; LI, Guoxue; SHI, Hong; WANG, Yiming. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, [S.L.], v. 36, p. 70-76, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.012>.

YANG, Yan; WANG, Guoying; LI, Guoxue; MA, Ruonan; KONG, Yilin; YUAN, Jing. Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index. **Waste Management**, [S.L.], v. 136, p. 238-243, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.037>.

YOUNG, B. J. et al. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. **Waste management**, v. 54, p. 101-109, 2016.

YOUSEFLOO, A.; BABAZADEH, R. Molecular detection of nematicidal crystalliferous *Bacillus thuringiensis* strains of Iran and evaluation of their toxicity on free-living and plant-parasitic nematodes, *Can. J. Microbiol.* 54 (2008) 812–822.

ZENG, G. et al. Composting of lead-contaminated solid waste with inocula of white-rot fungus. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 2, p. 320-326, 2007.

ZHAN, Y. et al. Phosphorus excess changes rock phosphate solubilization level and bacterial community mediating phosphorus fractions mobilization during composting. **Bioresource Technology**, v. 337, p. 125433, 2021.

ZHANG, Difang; LUO, Wenhai; LI, Yun; WANG, Guoying; LI, Guoxue. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 250, p. 853-859, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.136>.

ZHANG, L.; SUN, X. Improving green waste composting by addition of sugarcane bagasse and exhausted grape marc. **Bioresource technology**, v. 218, p. 335-343, 2016.

ZHOU, L. et al. Effects of Bentonite Amendment on Detoxification, Heavy Metal Passivation and Estrone Elimination of Sewage Sludge Compost. **PubMed**, v. 38, n. 7, p. 3061–3069, 8 jul. 2017.

ZHOU, Xule; YANG, Jiaqian; XU, Shuning; WANG, Jiade; ZHOU, Qingqing; LI, Yiren; TONG, Xinyi. Rapid in-situ composting of household food waste. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 141, p. 259-266, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.039>.

ZORPAS, A. A. COMPOST EVALUATION AND UTILIZATION . In: PEREIRA, J. C.; BOLIN, J. L. (Eds.). **COMPOSTING: PROCESSING, MATERIALS AND APPROACHES**. HAUPPAUGE : NOVA SCIENCE PUBLISHERS, INC, 2009. p. 31–68.

ZORPAS, A. A. et al. Monitoring and evaluation of prevention activities regarding household organics waste from insular communities. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3567–3577, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.155>.

ZUCCONI, F. et al. Biological evaluation of compost maturity. 1981.