

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

KARINE MARCONDES DA CUNHA

ESTUDO DOS PROCESSOS ENVOLVIDOS NA COMPOSTAGEM DE TABACO DE
CIGARRO CONTRABANDEADO EM REATOR FACULTATIVO POR MEIO DE
TÉCNICAS CONVENCIONAIS, CROMATOGRÁFICAS, ESPECTROSCÓPICAS E
DE MICROSCOPIA

PONTA GROSSA

2024

KARINE MARCONDES DA CUNHA

ESTUDO DOS PROCESSOS ENVOLVIDOS NA COMPOSTAGEM DE TABACO
DE CIGARRO CONTRABANDEADO EM REATOR FACULTATIVO POR MEIO DE
TÉCNICAS CONVENCIONAIS, CROMATOGRÁFICAS, ESPECTROSCÓPICAS E
DE MICROSCOPIA

Tese apresentada para a obtenção do título
de Doutora em Química no Programa de
Pós-Graduação em Química da
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de
Campos

PONTA GROSSA

2024

C972 Cunha, Karine Marcondes
Estudo dos processos envolvidos na compostagem de tabaco de cigarro
contrabandeado em reator facultativo por meio de técnicas convencionais,
cromatográficas, espectroscópicas e de microscopia / Karine Marcondes Cunha.
Ponta Grossa, 2024.
164 f.

Tese (Doutorado em Química - Área de Concentração: Química),
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier Campos.

1. Compostagem. 2. Reator facultativo. 3. Tabaco - cigarro contrabandeado. I.
Campos, Sandro Xavier. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Química. III.T.

CDD: 547

KARINE MARCONDES DA CUNHA

**“ESTUDO DOS PROCESSOS ENVOLVIDOS NA COMPOSTAGEM DE
TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO EM REATOR FACULTATIVO
POR MEIO DE TÉCNICAS CONVENCIONAIS, CROMATOGRÁFICAS,
ESPECTROSCÓPICAS E DE MICROSCOPIA”**

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Ponta Grossa, 9 de dezembro de 2024.

Documento assinado digitalmente
 **SANDRO XAVIER DE CAMPOS**
Data: 11/12/2024 15:11:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR



Prof.^a Dra. Elaine Regina Lopes Tiburtius
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
 **SERGIO DA COSTA SAAB**
Data: 08/12/2024 17:05:42-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Sérgio da Costa Saab
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
 **CAIO DE TEVES INACIO**
Data: 08/12/2024 16:13:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Caio Teves Inácio
Embrapa Agrobiologia/RJ

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL**
Data: 10/12/2024 12:49:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Carlos Magno de Souza Vidal
UNICENTRO/PR

Dedico à Helena Maria da Cunha Camargo, Mario Augusto Camargo, Célia Marcondes da Cunha e Euclides da Cunha Filho.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos, pela orientação, amizade, atenção e pelo apoio em todos os momentos. Agradeço por me motivar a buscar constante evolução e ampliar meu conhecimento.

Ao Instituto Federal de Santa Catarina, pela oportunidade de dedicar-me integralmente aos estudos de doutorado.

Ao grupo QASS, minha gratidão pela valiosa troca de experiências.

Aos colegas e amigos de trabalho, Prof^a. Dr^a. Gislaine Vieira Damiani e Prof. Dr. Luiz Paulo de Lima, e às companheiras do programa de pós-graduação, Karine Costa e Amanda Pupin.

Aos meus pais, Euclides Filho e Célia, pelo incentivo e por todo o apoio, o que me permitiu alcançar esta etapa da vida.

Um agradecimento especial ao Prof. Dr. Mario Augusto Camargo, colega de trabalho e companheiro de vida. Agradeço pelo amor, paciência e suporte nos momentos mais desafiadores.

"Na natureza, nada se perde, nada se
cria, tudo se transforma."
(Antoine Lavoisier)

RESUMO

A compostagem em reatores facultativos tem se destacado como uma tecnologia eficiente e de baixo custo para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, como restos de comida e tabaco de cigarro contrabandeado.. Diante desse cenário, o presente estudo teve como objetivo investigar os mecanismos envolvidos na compostagem em reator facultativo de tabaco de cigarro contrabandeado misturado a resíduos de alimentos, por técnicas convencionais, espectroscópicas, cromatográfica e de microscopia. O monitoramento do processo foi realizado por meio do acompanhamento da temperatura, pH, umidade, razão C/N, análises respirométricas, índice de germinação de sementes (IGS), cromatografia e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). A maturidade e estabilidade do composto foram avaliadas pelas técnicas espectroscópicas (UV/Vis e FTIR),. A qualidade do composto foi determinada pelas análises de metais pesados, fenóis totais e nutrientes NPK, além de seu potencial uso na produção de mudas. Os resultados mostraram que a compostagem em reatores facultativos foi eficaz no controle da umidade, favorecendo a exposição do composto a temperaturas termofílicas. A baixa razão C/N inicial de 18, permitiu o tratamento de grandes quantidades de resíduos. As análises respirométricas indicaram a redução da atividade metabólica dos microrganismos decompositores no tempo de, enquanto o índice de IGS revelou um composto livre de toxicidade com 130 dias. A MEV e a cromatografia mostraram que o processo principal que ocorre no topo do reator é a aerobiose, anaerobiose no fundo e uma interface facultativa no meio. A diminuição da razão E4/E6 e o aumento de picos e bandas nos espectros de FTIR, característicos de grupos aromáticos, indicaram a estabilidade e maturidade do composto após 130 dias. O composto finais apresentaram concentrações de NPK 18,49 para o reator 2 e 25,26 para o reator 3, valores que são benéficos para o desenvolvimento de plantas. As concentrações de metais pesados, como Co, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Cr, ficaram abaixo do limite permitido para compostos orgânicos, e houve redução dos fenóis totais de 93,67%, comprovando a eficiência do processo. Durante o processo de compostagem, os patógenos *Escherichia coli* e *Salmonella* spp. não foram eliminados, necessitando da etapa de calagem. Na proporção 70%; 25% e 80% o composto favoreceu para o desenvolvimento de mudas de tomate, pepino e bráculga, repectivamente. Concluiu-se que o reator facultativo opera com três zonas distintas de degradação (aeróbia no topo, anaeróbia no fundo e facultativa no meio) e que a compostagem de tabaco contrabandeado produziu compostos estáveis, não tóxicos e ricos em nutrientes, adequados para uso agrícola.

Palavras chaves: Compostagem; Reator facultativo; Tabaco de cigarro contrabandeado

ABSTRACT

Composting in facultative reactors has emerged as an efficient and low-cost technology for treating organic solid waste, such as food scraps and contraband cigarette tobacco. Given this context, the present study aimed to investigate the mechanisms involved in facultative reactor composting of contraband cigarette tobacco mixed with food waste, using conventional, spectroscopic, chromatographic, and microscopic techniques. Process monitoring was conducted through temperature, pH, moisture, and C/N ratio tracking, as well as respirometric analyses, seed germination index (SGI), chromatography, and Scanning Electron Microscopy (SEM). Compost maturity and stability were assessed by spectroscopic techniques (UV/Vis and FTIR). Compost quality was determined through analyses of heavy metals, total phenols, and NPK nutrients, in addition to its potential use for seedling production. The results showed that facultative reactor composting effectively controlled moisture, promoting exposure of the compost to thermophilic temperatures. The low initial C/N ratio of 18 allowed for the treatment of large amounts of waste. Respirometric analyses indicated a reduction in the metabolic activity of decomposer microorganisms over time, while the SGI revealed a non-toxic compost after 130 days. SEM and chromatography demonstrated that the primary process occurring at the top of the reactor is aerobic, anaerobic at the bottom, and facultative in the middle. A decrease in the E4/E6 ratio and an increase in peaks and bands in FTIR spectra, characteristic of aromatic groups, indicated compost stability and maturity after 130 days. The final compost presented NPK concentrations of 18.49 for reactor 2 and 25.26 for reactor 3, values beneficial for plant development. Concentrations of potentially toxic metals, such as Co, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb, and Cr, were below the permissible limit for organic compounds, and a 93.67% reduction in total phenols demonstrated the efficiency of the process. During composting, pathogens *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. were not eliminated, indicating the need for a liming step. At proportions of 70%, 25%, and 80%, the compost promoted the growth of tomato, cucumber, and bracinga seedlings, respectively. In conclusion, the facultative reactor operates with three distinct degradation zones (aerobic at the top, anaerobic at the bottom, and facultative in the middle), and composting of contraband tobacco produced stable, non-toxic, nutrient-rich compounds suitable for agricultural use.

Keywords: Composting; Facultative reactor; Smuggled cigarette tobacco

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Caminho de formação composto humificado através o processo de biodegradação aeróbica	24
Figura 2- Caminho de formação composto humificado através o processo de biodegradação aneróbia.....	25
Figura 3 - Estrutura molecular da Celulose	26
Figura 4 - Estrutura molecular da lignina.....	27
Figura 5- Variação da temperatura x tempo em processo de compostagem aeróbia e anaeróbia	32
Figura 6 - Variação do pH x tempo em processo de compostagem aeróbia e anaeróbia.	34
Figura 7 - Estrutura química do fenol	40
Figura 8 - Caminhos de degradação de fenol	41
Figura 9 - Desenho esquemático do reator facultativo utilizado representando a estrutura e as dimensões da parte interna e da parte externa dos reatores facultativos, com a tampa para ocorrência de aeração e a torneira acoplada para saída do lixiviado produzido	57
Figura 10 - Foto do sistema de trocas gasosas passiva no reator facultativo. a) tampa do reator b) reator com a tampa.....	58
Figura 11- Sistema de dreno do reator facultativo a) tela para dreno b) espaçamento para dreno c) tela sobre o espaçador alocado dentro do reator	58
Figura 12 - Composição dos RSOs usados para a compostagem no reator facultativo	59
Figura 13 - Pontos de coleta das amostras com a vista aérea dos pontos de coleta e vista frontal (topo, meio e fundo)	60
Figura 14 - Esquema de um respirômetro de Bartha e Pramer. A: Tampa da cânula, B: Cânula (diâmetro de 1 a 2 mm). C: Rolha de borracha. D: Braço lateral (diâmetro de 40 mm; altura de 100 mm). E: Solução de KOH. F: Substância analisada. G: Frasco erlenmeyer (250 mL). H: Válvula. I: Suporte (lã de vidro ou algodão). J: Filtro de cal sodada (diâmetro de 15 mm; altura de 40 mm).	65
Figura 15 - Bandejas com as células preenchidas com as misturas dos compostos e semeado.....	74
Figura 16 - Mudanças de pepino com 10 dias da semeadura, antes do raleamento	75

Figura 17- Mudas de tomate com 10 dias da sementeira, após raleamento.....	75
Figura 18 - Mudas de pepino a serem analisadas.....	76
Figura 19 - Mudas de tomate a serem analisadas	76
Figura 20 - Sistema radicular e parte aérea sendo separadas para análise	77
Figura 21- Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 1, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.....	80
Figura 22 - Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 2, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.....	81
Figura 23: Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 2, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.....	82
Figura 24 - Valores de CO ₂ para respirometria durante o processo de compostagem em reator facultativo.....	91
Figura 25 - Índice de germinação para as partes do topo, meio e fundo do reator facultativo nos tempos de 70, 100 e 130 dias	93
Figura 26 - Imagens representativas de MEV dos microrganismos no reator facultativo a) esporos de <i>Thermoactinomyces</i> b) <i>Thermoactinomyces</i> c) <i>Halanaerobium</i> d) <i>Methanothermobacter</i> e) <i>Vorticella</i>	97
Figura 27 - Imagem representativas de MEV durante o processo de compostagem no reator facultativo a) Imagem da degradação da matéria orgânica com 3 dias. b) Imagem da degradação da matéria orgânica com 130 dias. c) imagens da degradação da lignocelulose com 3 dias d) Imagens da degradação da lignocelulose em 100 dias do processo de compostagem no reator facultativo.....	100
Figura 28 - Espectro de UV/Vis para par partes do topo, meio e fundo do R1 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias	102
Figura 29 - Espectro de UV/Vis para partes do topo, meio e fundo do R2 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias	103
Figura 30 - Espectro de UV/Vis para par partes do topo, meio e fundo do R3 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias	104
Figura 31 - Gráfico da média dos valores de R1, R2 e R3 para a razão E ₄ /E ₆ das partes do topo, meio e fundo.....	105
Figura 32 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R1 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias.....	109

Figura 33 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R2 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias	110
Figura 34 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R3 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias	111
Figura 35 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ pelo tempo para o R1.....	113
Figura 36 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ pelo tempo para o R2.....	114
Figura 37 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ pelo tempo para o R3.....	114
Figura 38 - Foto das placas contendo o resultado da análise de coliformes no tempo de 10 dias na diluição 10^{-7} para R1, R2 e R3 - terceira, segunda e primeira linha, respectivamente. Nas partes do topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira coluna, respectivamente	116
Figura 39 - Foto das placas contendo o resultado da análise de coliformes no tempo de 130 dias na diluição 10^{-5} para R1, R2 e R3 - terceira, segunda e primeira linha, respectivamente. Nas partes do topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira coluna, respectivamente.	117
Figura 40 - Foto das placas com os resultados das análises de Salmonella no tempo de 10 dias para R1- topo, meio e fundo na primeira linha; R2 - topo, meio e fundo na segunda linha e R3- topo, meio e fundo na terceira linha.	118
Figura 41- Foto das placas contendo o resultado das análises de Salmonella no tempo de 130 dias para R1 na primeira coluna, R2 na segunda coluna e R3 na terceira coluna e topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira linha respectivamente	119
Figura 42 - Gráfico da média do volume de chorume produzido por dia (R1, R2 e R3) pelos tempos de 0, 3, 10, 30,70 e 100 dias.....	132
Figura 43- Gráficos da regressão linear dos diferentes Parâmetros avaliados para o desenvolvimento de pepino "caipira" nos diferentes níveis de substituição no substrato comercial Mercplant® pelo composto obtido dos reatores, sendo os parâmetros. (a) Massa fresca da parte aérea versus o nível de substituição do composto do reator. (b) Massa seca da parte aérea. (c) Massa Fresca da Raíz. (d)	

Massa seca da Raíz. (e) Altura da planta (*nível de confiança de 90%). (f) Número de folhas.....137

Figura 44: Gráficos da regressão linear dos diferentes Parâmetros avaliados para o desenvolvimento de pepino "caipira" nos diferentes níveis de substituição no substrato comercial Mercplant® pelo composto obtido dos reatores, sendo os parâmetros. (a) Massa fresca da parte aérea versus o nível de substituição do composto do reator. (b) massa seca da parte aérea. (c) Massa Fresca da Raíz. (d) Massa seca da Raíz. (e) Altura da planta. (f) Número de folhas.....140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores de referência utilizados como limites máximos de contaminantes (MAPA -Normativa Nº 46/2011)	39
Tabela 2 - Limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas	43
Tabela 3 - Concentrações de <i>Escherichia coli</i> . e <i>Salmonella spp.</i> utilizadas nos Reatores.....	61
Tabela 4: Delineamento experimental para a produção de mudas de hortaliças utilizando o produto da compostagem no reator facultativo (após 130 dias) e o substrato comercial Mecplant®	74
Tabela 5 - Descrição dos substratos utilizados na produção de mudas de M. scabrella.Todos volumes em litros	77
Tabela 6 - Valores de umidade (%) nos três reatores nos 130 dias do processo de compostagem.....	86
Tabela 7 - Valores de pH nos três reatores nos 130 dias do processo de compostagem.....	87
Tabela 8 - Resultados obtidos para C, N e razão C/N nos reatores R1, R2 e R3, nos tempos de 0 e 130 dias	89
Tabela 9 - Resultados das concentrações dos ácidos orgânicos voláteis encontrados no reator facultativo durante o processo de compostagem.	94
Tabela 10 - Bandas de Absorção de IV para substâncias húmicas.	107
Tabela 11 - Desenvolvimento da <i>Escherichia coli</i> no topo, meio e fundo do reator nos tempos de 3, 10 e 130 dias	116
Tabela 12 - Desenvolvimento da <i>Salmonella sp.</i> nas três partes topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10 e 130 dias.	118
Tabela 13 - limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas	121
Tabela 15 - Valores de pH durante o processo de calagem para os compostos dos reatores R1, R2 e R3 nos tempos de 1, 3, 60 e 90 dias.....	123
Tabela 16 - Resultado para <i>Salmonella spp.</i> e <i>Escherichia coli</i> . nos compostos que passaram pelo processo de calagem referente aos reatores R1, R2 e R3	124
Tabela 17 - Limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas	125
Tabela 18 - A média da concentração de metais nas partes do topo, meio e fundo do reator facultativo e limites máximos permitidos	126

Tabela 19 - Resultados obtidos nas análises de fenóis totais nas matérias primas que foram compostadas e nos reatores, no início (0 dias) e final do processo (130 dias)	127
Tabela 20 - Teor total dos nutrientes do composto em R1, R2 e R3 em amostras de 01 e 130 dias de processo de compostagem	129
Tabela 21 - Valores de pH do chorume de R1, R2 e R3 aferidos nos tempos de 0, 3, 10,70 e 100 dias.....	133
Tabela 22 - Resultado da Razão C/N do chorume produzido em R1, R2 e R3 nos tempos de 3, 10, 70 e 100 dias	134
Tabela 23 - Porcentagem dos nutrientes N, P, K e Ca obtidos das amostras de chorume produzido pelo reator facultativo R1, R2 e R3 em diferentes tempos do processo de compostagem	135
Tabela 24 - Médias de massa fresca da parte aérea (MFPA), massa seca da parte aérea (MSPA), massa fresca de raiz (MFR) e massa seca de raiz (MSR), número de folhas e altura das mudas de pepino “Caipira” produzidas a partir de diferentes concentrações de substratos.....	136
Tabela 25 - Médias de massa fresca da parte aérea (MFPA), massa seca da parte aérea (MSPA), massa fresca de raiz (MFR) e massa seca de raiz (MSR), número de folhas e altura das mudas de tomate (<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.) produzidas a partir de diferentes níveis de substituição do substrato comercial pelo produto do reator facultativo	139
Tabela 26 - Médias dos parâmetros indicativos de desenvolvimento das mudas de bracatinga (altura, diâmetro, tamanho da raiz e número de folhas) produzidas a partir de diferentes níveis de substituição do substrato comercial pelo produto oriundo do processo de compostagem no reator facultativo	142

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação brasileira de normas técnicas

ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente -

C/N - Razão Carbono Nitrogênio

CCME- Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente

CE - Comissão Europeia

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CLAE - Cromatografia líquida de alta eficiência

E4/E6 – Razão entre as absorvâncias em 465 nm e 665 nm

EPPO - Organização Europeia e Mediterrânea para a Proteção das Plantas

EUR - União Europeia de Regulamentação

FAAS - Espectrômetro de Absorção Atômica de Chama

FTIR - Transformação de Fourier por Infra-Vermelho ()

IGS - Índice de germinação de sementes

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MEV - Microscopia eletrônica de varredura

NMP –Número mais provável

NPK -Nitrogênio, fósforo e potássio

PET - Polietileno Tereftalato

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

PP - Polipropileno

QAAS- EA - Grupo de Química Analítica Ambiental, Sanitária e Educação Ambiental

RSO - Resíduos sólidos orgânicos

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

ST – Sólidos totais.

UEPG - Universidade Estadual de Ponta Grossa

UFC – Unidade formadora de colônia

UNECE - Comissão Económica das Nações Unidas para a Europa

US.EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

USDA – Departamento Americano de agricultura

UV/Vis - Ultravioleta-Visível

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS (RSO) E TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO	21
2.2 MECANISMOS ENVOLVIDOS NA BIODERADACÃO	23
2.3 BIODERADACÃO EM REATOR	28
2.4 TÉCNICAS UTILIZADAS PARA O MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO COMPOSTO PRODUZIDO NA BIODERADACÃO	30
2.4.1 Técnicas Convencionais (Temperatura, pH, Umidade e Razão C/N).....	31
2.4.2 Respirometria	35
2.4.3 Índice de Germinação de Sementes (IGS).....	37
2.4.4 Metais Pesados.....	38
2.4.5 Fenóis.....	40
2.4.6 Patógenos no Processo de Compostagem	42
2.5 TÉCNICAS ESPECTROSCÓPICAS, CROMATOGRÁFICAS E DE MICROSCOPIA.....	44
2.5.1 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE).....	44
2.5.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	45
2.5.3 Ultravioleta-Visível (UV/Vis)	46
2.5.4 Transformação de Fourier por Infra-Vermelho (FTIR).....	47
2.6 USO DO COMPOSTO NA PRODUÇÃO DE PLANTAS	48
2.6.1 Nutrientes	49
2.7 CHORUME	51
2.8 AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DO COMPOSTO	52
3 OBJETIVOS.....	54
3.1 OBJETIVO GERAL	54

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	54
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	56
4.1 DESCRIÇÃO DOS REATORES FACULTATIVOS UTILIZADOS NA PESQUISA.....	56
4.1.1 Construção dos Reatores.....	56
4.1.2 Preenchimento dos Reatores	58
4.1.3 Amostragem	59
4.1.4 Estudo da Remoção através dos indicadores de Patógenos	60
4.2 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NOS REATORES FACULTATIVOS	62
4.2.1 Análises Físico-Químicas	62
4.2.1.1 Temperatura.....	62
4.2.1.2 Umidade.....	62
4.2.1.3 Potencial hidrogênionico (pH).....	62
4.2.2 Razão C/N.....	63
4.2.3 Estudos de Respirometria	65
4.2.4 Índice de Germinação de Sementes (IGS).....	66
4.2.5 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE).....	67
4.2.6 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	68
4.3 Análises Espectroscópicas	68
4.3.1 Ultra Violeta Visível (UV/Vis)	68
4.3.2 Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)	69
4.4 QUALIDADE DO COMPOSTO	69
4.4.1 Calagem	69
4.4.2 Salmonella.....	69
4.4.3 Coliformes Termotolerantes	70
4.4.4 Ovos Viáveis de Helmintos.....	70
4.4.5 Análise de Metais Pesados	71

4.4.6	Fenóis Totais.....	72
4.4.7	Nutrientes NPK.....	73
4.5	ANÁLISE DO CHORUME.....	73
4.5.1	Produção de Mudas de Hortaliças (Tomate e Pepino).....	73
4.5.2	Produção de Mudas Arbóreas.....	77
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	79
5.1	ANÁLISES DE MONITORAMENTO DOS REATORES.....	79
5.1.1	Temperatura.....	79
5.1.2	Umidade.....	85
5.1.3	pH.....	87
5.1.4	Razão Carbono/Nitrogênio (C/N).....	89
5.1.5	Respirômetro.....	91
5.1.6	Índice de Germinação de Sementes (IGS).....	92
5.1.7	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE).....	94
5.1.8	Análise dos Microrganismos Presentes nos Reatores por Meio Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).....	96
5.1.9	Análise da Degradação da Matéria Orgânica por MEV.....	99
5.2	ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS.....	101
5.2.1	Análises de Ultra Violeta Visível (UV/Vis).....	101
5.2.2	Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR).....	107
5.3	REMOÇÃO DOS INDICADORES PATOGENICOS.....	115
5.3.1	<i>Escherichia coli</i> e <i>Salmonella spp.</i>	115
5.3.2	Ovos Viáveis de Helminthos.....	122
5.3.3	Calagem.....	122
5.4	ANÁLISE DE METAIS PESADOS.....	125
5.4.1	FENÓIS TOTAIS.....	127
5.4.2	Nutrientes NPK.....	128

5.5	ANÁLISE DO CHORUME	131
5.5.1	Volume Produzido	131
5.5.2	Análise do pH do Chorume	132
5.5.3	Determinação da Razão C/N do Chorume	134
5.5.4	Nutrientes NPK no Chorume	135
5.6	AValiação E UTILIZAÇÃO DO COMPOSTO	136
5.6.1	Mudas de Hortaliças.....	136
5.6.2	Mudas de Plantas Arbóreas	142
6	CONCLUSÕES.....	144
	REFERÊNCIAS.....	147

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) representam aproximadamente metade dos resíduos gerados no Brasil. Esses RSO podem fazer parte da economia circular se passado pela decomposição e posterior utilização na agricultura como fertilizante ou podem ser despejados em aterros ou até mesmo em lixões a céu aberto, o que gera enorme problema ambiental e social.

Dentre os vários tipos de RSO, um que tem se destacado nos últimos anos é o cigarro contrabandeado. O Brasil tem passado por uma grande campanha antitabagista e uma das medidas para diminuir o consumo de cigarros foi o aumento de impostos. No entanto, com essa política foi aumentado o contrabando de cigarros no país. Dessa forma, o país enfrenta outro problema, a destinação de todo esse cigarro. Até o momento, toda essa mercadoria apreendida passa pelo processo de destruição e posterior incineração.

A compostagem é uma opção de tratamento, pois pode transformar os RSO e o tabaco oriundo dos cigarros contrabandeados apreendidos pela receita federal em composto orgânico humificado, colocando esses resíduos dentro da economia circular. Embora essa seja uma alternativa viável atualmente, no Brasil menos de 5% de todos os RSO são convertidos em compostos humificados por usinas de compostagem.

O grupo QAAS- EA (Grupo de Química Analítica Ambiental, Sanitária e Educação Ambiental) da Universidade Estadual de Ponta Grossa tem conduzido estudos sobre a compostagem em reatores facultativos, que apresentam diversas vantagens já avaliadas, incluindo baixo custo de instalação e operação. Além disso, esses reatores não requerem revolvimento ou manipulação durante o processo de compostagem, como controle de umidade e pH, e o processo de decomposição não é afetado pelas condições climáticas adversas. Também é importante destacar que não exalam maus odores e nem atraem animais indesejados.

As análises físico-químicas, como pH, temperatura e umidade, além da respirometria e razão C/N são parâmetros essenciais para monitorar o processo de compostagem em reator. Elas detectam a atividade microbiana, as características da decomposição e o ambiente formado pelos produtos desses microrganismos. A técnica espectroscópica e o índice de germinação permitem avaliar a maturidade e

estabilidade orgânica durante o processo de compostagem. No entanto há indagações a respeito dessa nova e promissora tecnologia de compostagem, como os processos envolvidos e seus os microrganismos de decomposição da matéria orgânica, os produtos formados em cada etapa da decomposição, entre outros. As análises de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) proporcionam o entendimento dos produtos formados durante o processo de degradação. Além disso, o uso da microscopia eletrônica de varredura (MEV) possibilita identificar os microrganismos envolvidos em cada parte do reator facultativo.

Portanto, a proposta desse trabalho é realizar a investigação da compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado com resíduos alimentares em reator facultativo, avaliando processos e mecanismos de degradação envolvidos por meio de técnicas convencionais, espectroscópicas e de microscopia, como também avaliar a qualidade do composto final produzido.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS (RSO) E TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO

De acordo com o relatório "What a Waste 2.0" do Banco Mundial, o mundo gera cerca de 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos por ano, e esse número pode alcançar 3,40 bilhões de toneladas até 2050, um aumento de quase 70%.

Quase 40% dos resíduos produzidos no mundo ainda são descartados em aterros, enquanto cerca de 19% passam por recuperação por meio de reciclagem e compostagem, e 11% são tratados por meio de incineração moderna, deixando a fração restante para ser gerenciada por práticas de despejo/queima a céu aberto (Kaza et al., 2018). Para reduzir esse impacto, alguns países estão priorizando a gestão de resíduos através de tecnologia e inovação.

Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2023, produzido pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente - ABREMA, o Brasil gerou no ano de 2022 em torno de 77,1 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Isso corresponde a mais de 211 mil toneladas de resíduos geradas por dia, ou cerca de 380 kg/habitante/ano, sendo desses aproximadamente 45% de Resíduos Sólidos Orgânicos RSO.

Os RSO são resíduos alimentares, composto por proteínas (fonte de Nitrogênio), lipídeos, amidos, açúcares (fonte de Carbono) e tem a particularidade de poderem ser reciclados por meio de processos como a compostagem (ABREU, 2017). No Brasil toneladas de RSO são enterradas, queimadas ou simplesmente lançadas a céu aberto, devido à falta de conhecimento sobre seu potencial de reaproveitamento e dos impactos negativos que geram quando descartados de forma inadequada (Zago; Barros, 2019).

A lei número 12.305 de 2010 estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil. Esta legislação tem como objetivo principal promover a redução na produção de resíduos sólidos urbanos através da adoção de práticas sustentáveis, como a reciclagem e reutilização. Os principais propósitos da PNRS são delineados no artigo 7º da lei, os quais englobam a não geração, a redução, a

reutilização e o tratamento adequado dos resíduos sólidos; a destinação ambientalmente correta dos mesmos; a minimização do consumo de recursos naturais na produção de novos produtos; o reforço da educação ambiental; o incremento da taxa de reciclagem no país; a promoção da inclusão social; e a geração de emprego e renda para os catadores de materiais recicláveis.

No ano de 2022, foi promulgado o decreto que regulamenta a PNRS. O decreto, além de estabelecer uma nova data para o fim dos lixões, estabelece outras metas e a forma como irão ocorrer esses avanços. Como por exemplo a compostagem de resíduos sólidos, o Brasil possuía em 2020 apenas 4% dos RSOs compostados, sendo a meta é alcançar 13,5% até 2040 (Eccaplan, 2020).

O tabaco mata mais de 8 milhões de pessoas a cada ano. Mais de 7 milhões dessas mortes são resultado do uso direto do tabaco, enquanto cerca de 1,2 milhão são o resultado de não fumantes expostos ao fumo passivo. Mais de 80% dos 1,3 bilhão de usuários de tabaco do mundo vivem em países de baixa e média renda.

Dentre as inúmeras medidas legislativas, regulatórias e educacionais antitabagismo implementadas no Brasil, a política de aumento de preços e impostos sobre os produtos de tabaco foi a que mais contribuiu para a redução do tabagismo (Szklo; Iglesias, 2020). No entanto, como o país vizinho do Brasil, o Paraguai, possui impostos e preços mais baixos, e parte sua produção é direcionada ilegalmente para o mercado brasileiro (Szklo et al., 2022).

Segundo o balanço aduaneiro de 2023 o cigarro destaca-se como sendo o principal item entre os produtos mais apreendidos pela Receita Federal, foram 171 milhões de maços de cigarros de janeiro a dezembro de 2023 representando 23% dos valores de mercadorias apreendidas.

A destruição ou inutilização de mercadorias apreendidas é efetuada por meio de procedimento que descaracterize os produtos, tornando-os impróprios para os fins a que se destinavam originalmente ou retirando a sua atratividade comercial nos termos da Portaria RFB nº3010/2011. A forma mais aplicada para descarte do cigarro apreendido pela receita federal é a incineração. Esse método libera uma variedade de gases associados à combustão e à transformação do carbono, a maioria dos quais altamente tóxicos. Entre os gases liberados durante a incineração estão o dióxido de enxofre (SO₂), ácido clorídrico e ácido fluorídrico (HCl e HF), óxidos nítricos (NO_x), monóxido de carbono (CO), vapor d'água e dióxido de carbono (CO₂), além de outros

gases de efeito estufa e diversos elementos metálicos tóxicos, como cádmio, tálio, chumbo, mercúrio, entre outros (Negrão; Almeida, 2010; Silva; Voigt; Campos, 2014).

2.2 MECANISMOS ENVOLVIDOS NA BIODERGRADAÇÃO

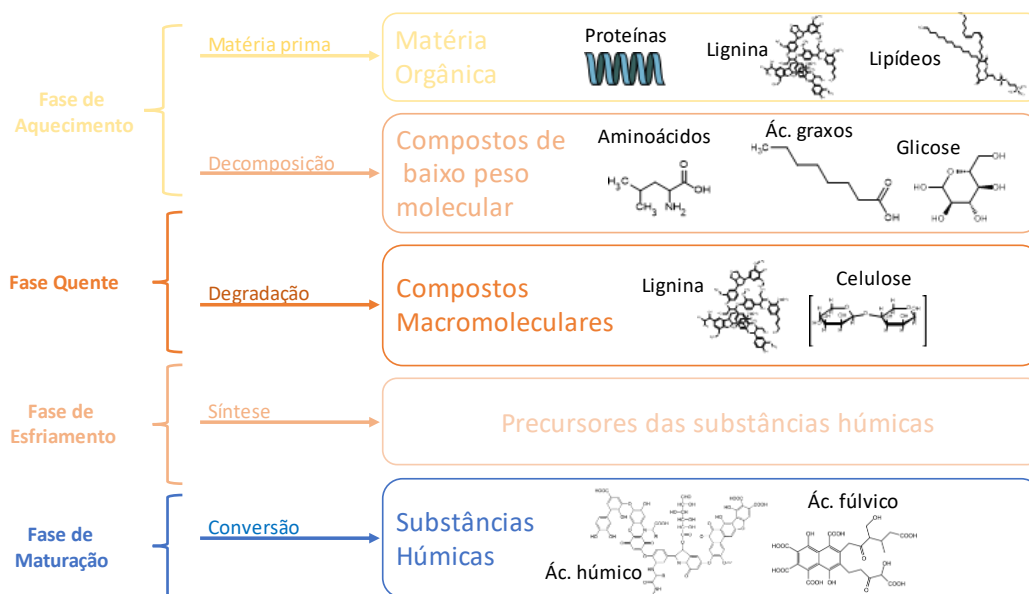
A biodegradação pode ocorrer por duas vias, a anaeróbia (na ausência de O₂) e a aeróbia (na presença de O₂). Uma das diferenças entre decomposição aeróbia e anaeróbia é a produção de energia. A oxidação de glicose produz 2.900 kJ mol⁻¹ sob condições aeróbicas (eq. 1) em comparação com 400 kJ mol⁻¹ sob condições anaeróbicas (metanogênicas típicas) (eq. 2):



O alto rendimento energético do metabolismo aeróbico permite que um único organismo oxide completamente compostos orgânicos complexos em CO₂. Em comparação, nenhum único microrganismo anaeróbio pode degradar completamente os polímeros orgânicos em CO₂ e H₂O (Fenchel; Finlay, 1995), e a maioria tem demandas de substrato altamente especializadas.

No processo aeróbio, inicialmente os microrganismos predominantes são mesófilos e as atividades metabólicas desses organismos e seu crescimento elevam o calor rapidamente, aumentando a temperatura (Nozhevnikova et al., 2019). Este fator faz com que os microrganismos mesófilos sejam sucedidos pelos microrganismos termofílicos. Nessa fase termófila ocorre a decomposição de polissacarídeos, proteínas e gorduras, sendo transformadas em monômeros como glicose, aminoácidos e ácidos graxos, respectivamente (Nozhevnikova et al., 2019; Zhang; Sun, 2016). Após isso os microrganismos mesófilos tornam-se predominantes novamente, iniciando a fase final de compostagem, que envolve resfriamento e maturação (Onwosi et al., 2017). O processo de biodegradação aeróbia pode ser observado na Figura 1.

Figura 1- Caminho de formação composto humificado através o processo de biodegradação aeróbica



Fonte: A autora.

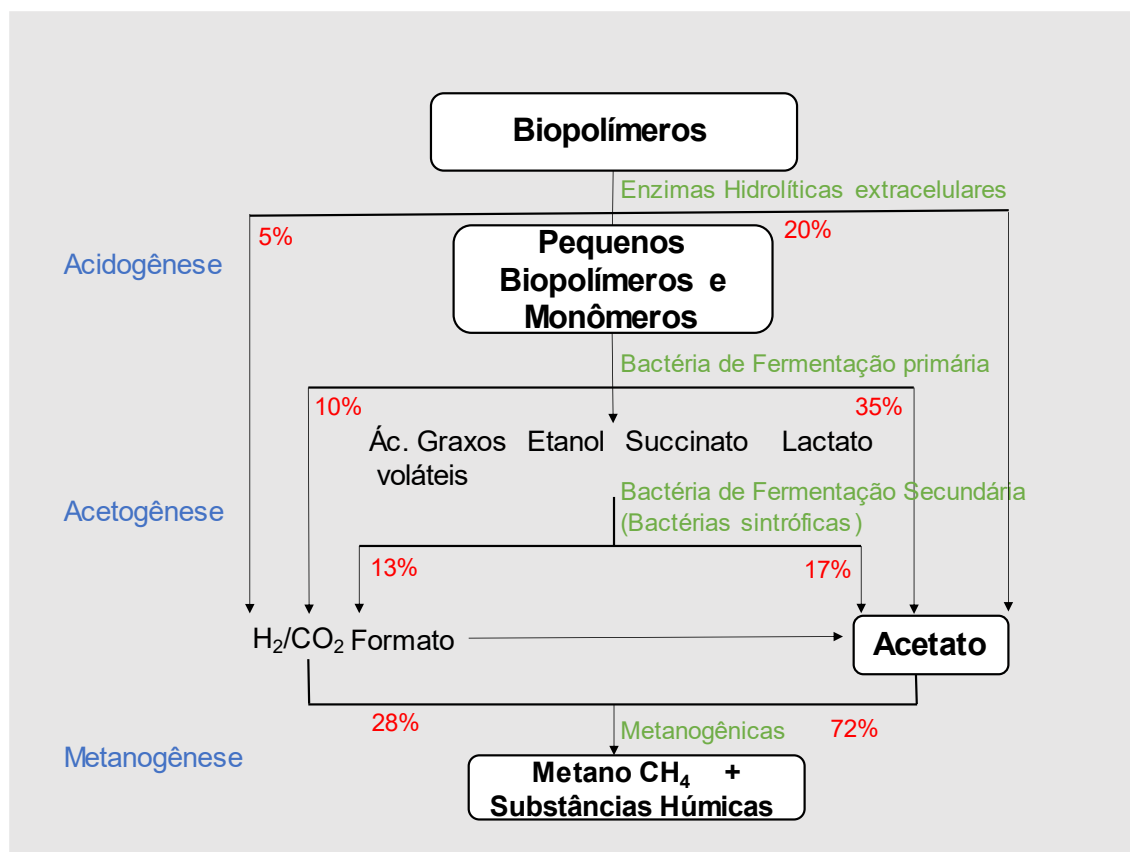
A taxa de aeração é considerada o fator mais importante que influencia o sucesso da compostagem. Insuficiência da aeração pode levar a condições anaeróbicas, enquanto a aeração excessiva pode aumentar os custos e retardar o processo de biodegradação através de perdas de calor, água e amônia (Yuan et al., 2016).

Já o processo de degradação anaeróbio é mais lento e menos eficiente que o aeróbio (Gill; Jana; Shrivastav, 2014). A mineralização do carbono orgânico em CO_2 é um processo de múltiplas etapas que envolve um consórcio de organismos (Megonigal; Hines; Visscher, 2014).

De forma simplificada a degradação anaeróbia ocorre em quatro fases distintas: a hidrólise, a acidogênese, a acetogenese e a metanogênese. Na hidrólise microrganismos secretam enzimas que hidrolisam materiais poliméricos em monômeros, nessa etapa os carboidratos são hidrolisados em compostos glicose; os amidos são convertidos em açúcares simples, as proteínas em aminoácidos e os lipídeos em ácidos graxos. Na segunda etapa esses compostos são posteriormente convertidos por um segundo grupo de microrganismos, contendo bactérias acidogênicas e acetogênicas, para CO_2 , H_2 , ácidos graxos voláteis e posteriormente em ácido acético. Por fim, os organismos metanogênicos (arqueias) convertem o H_2 , CO_2 e ácido acético em CH_4 e CO_2 (Mcmahon et al., 2001; US.EPA, 2020). O caminho

de formação de substâncias húmicas através o processo de compostagem anaeróbica pode ser observado na Figura 2.

Figura 2- Caminho de formação composto humificado através o processo de biodegradação aneróbia



Fonte: adaptado de ZHANG et al. (2023).

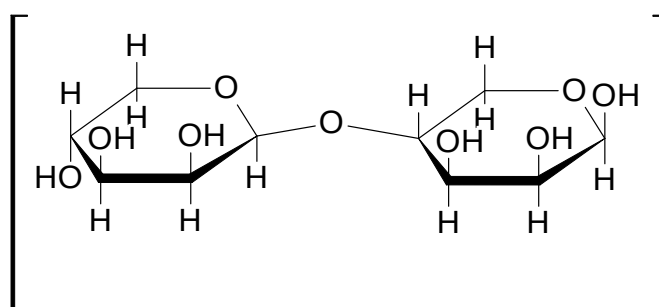
Os principais gases formados no processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica são CH_4 e CO_2 , mas também pode conter pequenas quantidades de vapor de água, H_2S (possui odor desagradável, característico de processo anaeróbio e é altamente tóxico e corrosivo), siloxanos e outros compostos (Gill; Jana; Shrivastav, 2014; US.EPA, 2020).

Celulose e lignina que compõem a madeira atuam como agente de volume e fontes de carbono para o processo de compostagem, com composição média predominantemente de celulose (aproximadamente 50%), seguida pela lignina (25%) (Klock, 2013). Essas substâncias, essenciais na compostagem, fornecem o carbono necessário para o processo (Aguiar; Ferraz, 2011). Um exemplo de subproduto gerado nas serrarias é o cepilho, que é subutilizado, mas pode ser aproveitado na compostagem.

A celulose e a lignina presentes na madeira funcionam como agentes de volume e fontes de carbono no processo de compostagem. Por serem moléculas mais resistentes devido às suas barreiras físicas, são menos suscetíveis ao ataque microbiológico. Durante a compostagem, essas moléculas podem ser parcialmente consumidas, mineralizadas ou convertidas em húmus (Spaccini et al., 2019).

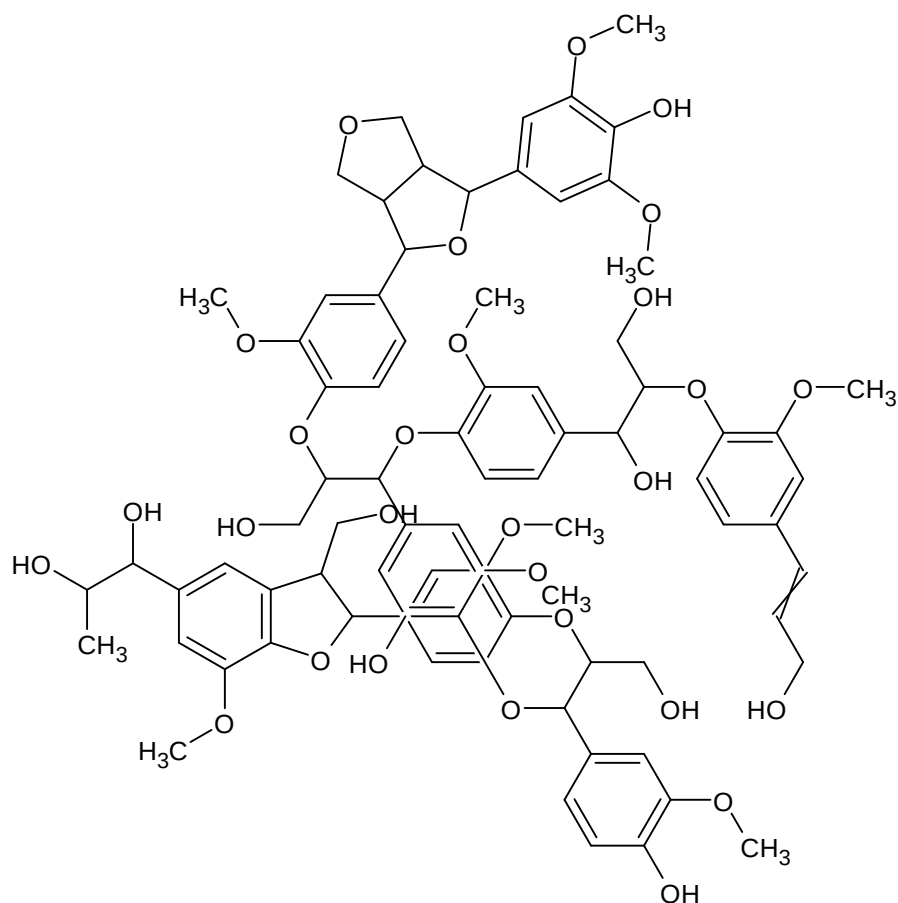
A celulose pode ser caracterizada como um polímero linear de alto peso molecular, constituído exclusivamente de β -D-glucos, que devido às suas propriedades químicas e físicas é o principal componente da parede celular dos vegetais. A lignina é constituída por um sistema de anéis aromáticos composto de unidades de fenil-propano e tem a função de enrijecer as paredes celulares vegetais (Klock; Andrade, 2013). As estruturas da celulose e da lignina podem ser observadas na Figura 3 e na Figura 4 respectivamente.

Figura 3 - Estrutura molecular da Celulose



Fonte: A autora

Figura 4 - Estrutura molecular da lignina



Fonte: A autora.

As propriedades macromoleculares e as características estruturais de lignina tornam os estudos de biodegradação difíceis (Gerbin et al., 2021). A degradação intensa da lignina ocorre no início da fase mesofílica do processo de compostagem, resultado da ação conjunta de fungos mesofílicos, actinomicetos e bactérias (Spaccini et al., 2019).

A biodegradação pode ser interpretada como a soma de processos metabólicos complexos realizados por diferentes microrganismos que, utilizam nitrogênio (N) e carbono (C) disponíveis para produzir sua própria biomassa. Nesse processo, adicionalmente, os microrganismos geram calor e transformam em substrato sólido, com menos carbono e nitrogênio, mas mais estável, o qual é chamado de composto humificado (Azim et al., 2018).

2.3 BIODEGRADAÇÃO EM REATOR

O uso de um reator para o processo de tratamento de RSO pode ser adequado, pois representa um processo de baixo custo que exige mão de obra reduzida e pequenas áreas (Campos et al., 2017). A biodegradação em reatores é considerada uma tecnologia promissora quando comparada às tecnologias convencionais de sistemas abertos, como leiras ou pilhas, pois não requer revolvimento da massa de compostagem e fornece aeração suficiente à mistura (com ou sem injeção mecânica de ar) para produzir composto final maduro. Não produz mau cheiro, chorume ou poluentes. Além disso, fornece o controle de parâmetros físicos e químicos como temperatura e umidade e pode ser usado em diferentes estações climáticas (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Castilhos Junior, 2006; Gajalakshmi; Abbasi, 2008; Liu et al., 2020).

Estudos recentes que utilizam reatores para o tratamento de RSO demonstraram a eficiência dessa tecnologia em comparação à digestão anaeróbica ou à incineração, resultando em compostos que melhoram as condições físicas e químicas do solo, além de evitarem a emissão de gases de efeito estufa (CO_2 , NO , CH_4) (Liu et al., 2020b). Além disso, a compostagem em um reator tem uma taxa de decomposição de matéria orgânica significativamente maior (35,7%) nos primeiros 7 dias do que na compostagem em leiras (19,4%) ou pilha estática (8,9%) (Stipniece et al., 2022).

Foram desenvolvidos e adaptados modelos de reatores verticais e horizontais e diversos trabalhos têm mostrado a viabilidade da biodegradação em sistemas de reatores em escala piloto, com rotação de tambor e aeração forçada (Fernández et al., 2010; Rodríguez et al., 2012; Villaseñor et al., 2012). Reatores com capacidade entre 10 e 300 litros envolvem diferentes configurações que asseguram um processo eficiente, permitindo o estudo de parâmetros como temperatura, umidade, atividade biológica e teor de oxigênio (Lashermes et al., 2012; Mason; Milke, 2005; Yu; Huang, 2009). A biodegradação é uma alternativa viável para a disposição da nicotina presente no tabaco, impedindo contaminação de solos e águas (Wang et al., 2013).

A associação de ambientes aeróbio e anaeróbio em reator facultativo vem sendo estudada pelo grupo QAAS-EA da UEPG. As condições facultativas diminuem

o alto custo com a aeração contínua e ainda é benéfica para a remoção de nitrogênio total.

De Clippeleir et al., (2012) estudaram a eficiência do reator facultativo na remoção do nitrogênio total em tratamento de resíduos. Concluíram que o método foi eficiente, e que os gases produzidos pelo ambiente anaeróbio foram consumidos pelo ambiente aeróbio, formando então um sistema de mutualismo entre os microrganismos presentes no reator.

Campos et al., (2014) utilizaram um reator facultativo doméstico e biodegradação de resíduos de alimentos, fizeram estudos físico químicos e espectroscópicos, também tiveram um composto humificado de boa qualidade como produto.

A nicotina presente no tabaco é reconhecida como um inseticida com efeitos tóxicos em plantas e animais. Quando sua concentração excede 0,05% (m/m), a União Europeia de Regulamentação (EUR) a classifica como "tóxica e perigosa". Sua estrutura hidrofílica a torna solúvel em água, facilitando sua penetração no solo, o que pode comprometer a ecologia local e contaminar as águas subterrâneas (Ilić et al., 2019). No entanto, a atividade bacteriana pode reduzir significativamente os impactos ambientais causados por essa substância (Briški et al., 2012). Diversos grupos de bactérias, especialmente os gêneros *Pseudomonas* e *Arthrobacter*, são capazes de metabolizar seletivamente o carbono e o nitrogênio a partir da hidrólise das moléculas de nicotina (Wang et al., 2013) .

Como Briški et al., (2012) investigou a desintoxicação de resíduos sólidos de tabaco por meio de compostagem em um reator termicamente isolado e com aeração forçada. Os principais objetivos incluíam o monitoramento da biodegradação da nicotina ao longo do processo de compostagem, além do isolamento e identificação de bactérias capazes de degradar a nicotina. Obteve como resultados um eficiente na desintoxicação de resíduos sólidos de tabaco com a compostagem em um reator fechado, com a nicotina sendo rapidamente biodegradada após quatorze dias, momento em que a temperatura da compostagem começou a baixar. Durante o estudo, foi isolada a cepa mesofílica *Pseudomonas aeruginosa* FN, responsável pela degradação da nicotina.

Zittel et al., (2018) que realizaram a biodegradação de tabaco de cigarro contrabandeado e lodo de esgoto industrial em reator facultativo de 200 L, avaliaram

as características físico-químicas, fitotóxicas e espectroscópicas e tiveram como produto um composto humificado sem fitotoxicidade maturado e estabilizado.

Cunha et al., (2018) realizaram a biodegradação, em reator facultativo, de tabaco de cigarro contrabandeado e resíduos de alimentos em escala de 2000 L, utilizaram análises físico químicas, espectroscópicas, fitotoxicidade e de patógenos. Como resultado obtiveram composto maturado e estabilizado livre de fitotoxicidades e de patógenos.

O reator utilizado nesses trabalhos possui aeração natural na parte superior, o que reduz custos ao processo e na parte inferior, pela compressão natural e portanto menor presença de O₂ tornando o ambiente mais anaeróbico. Como ambas as camadas convivem simultaneamente o reator não produz os aspectos desagradáveis dos reatores anaeróbicos (maus odores) e nem os custos altos da aeração forçada dos processos aeróbicos (Campos et al., 2017; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018; Ressetti, 2011; Zittel, 2014; Zittel et al., 2018)

2.4 TÉCNICAS UTILIZADAS PARA O MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO COMPOSTO PRODUZIDO NA BIODEGRADAÇÃO

As principais técnicas para o monitoramento do processo de compostagem incluem as técnicas convencionais para a determinação do teor de umidade, pH (Potencial Hidrogeniônico), temperatura, razão C/N (Carbono/Nitrogênio), respirometria e IGS (índice de germinação de sementes). Essas variáveis indicam se o ambiente está adequado para o desenvolvimento dos microrganismos decompositores e a evolução do processo de compostagem (Stipniece et al., 2022).

As técnicas para determinação da qualidade do composto são úteis para indicar se o processo está estabilizado e maturado, como as técnicas de IGS e se o produto final da compostagem apresenta algum tipo de contaminante como fenóis ou metais potencialmente tóxicos.

2.4.1 Técnicas Convencionais (Temperatura, pH, Umidade e Razão C/N)

No processo de compostagem a temperatura é considerada um dos principais parâmetros de monitoramento, pois é uma medida simples de aferir e acompanhar (Jordão et al., 2017). A temperatura é capaz de definir o estágio do processo de decomposição e ainda permite diferenciar nos processos aeróbios e anaeróbios (Nozhevnikova et al., 2019).

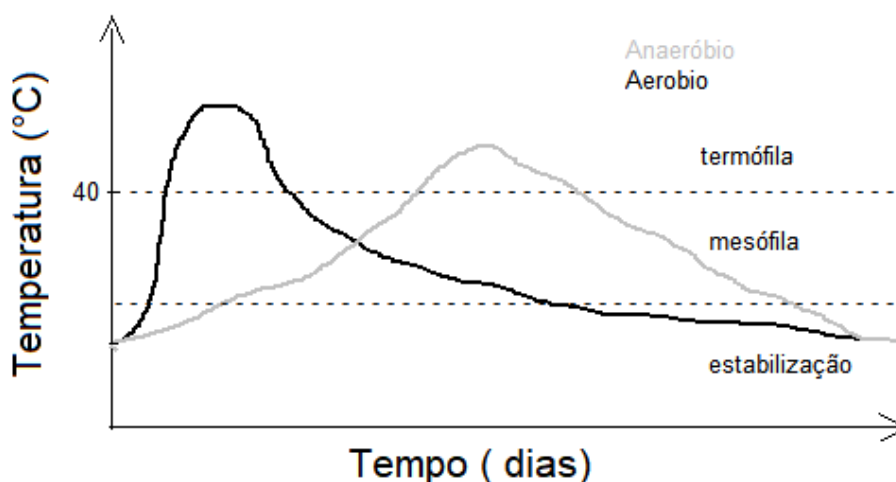
Há três fases distintas de temperatura a considerar no processo de compostagem. A fase mesófila ocorre a temperaturas abaixo de 40°C, enquanto a fase termofílica acontece com temperaturas acima de 40°C. Por fim, a fase de estabilização ocorre quando a temperatura se aproxima da temperatura ambiente, indicando o término do processo de compostagem (Onwosi et al., 2017).

No processo aeróbio, como há a presença de oxigênio, a atividade metabólica dos microrganismos decompositores é mais intensa, se comparado ao processo anaeróbio. Portanto a temperatura inicia o processo já aumentando para a fase mesófila nas primeiras horas e atinge a fase termófila nos primeiros dias, sequencialmente diminui para a fase mesófila, ficando nessa fase a maior parte do tempo da compostagem e por fim atinge a temperatura de estabilização (Margaritis et al., 2017; Mukai; Oyanagi, 2021; Yuan et al., 2016).

No processo anaeróbio, a atividade metabólica dos microrganismos decompositores ocorre de forma mais lenta e com temperaturas mais baixas, quando comparado ao processo aeróbio. A temperatura aumenta de forma gradativa, o processo tem uma longa fase mesófila, entrando na fase termófila, quando atinge a máxima temperatura. Por fim, o processo desacelera e entra na fase de estabilização (Montañés; Solera; Pérez, 2015; US.EPA, 2020).

Figura 5 apresenta as variações da temperatura pelo tempo esperada para os processos de compostagem aeróbio e anaeróbio.

Figura 5- Variação da temperatura x tempo em processo de compostagem aeróbia e anaeróbia



Fonte: a autora.

As altas temperaturas atingidas são importantes para o efeito de sanitização, pois a redução na taxa microbiana patogênica de compostos depende das condições de tempo - temperatura mantidas na fase termofílica durante o processo de compostagem (Zittel et al., 2020).

Cunha et al., (2018) realizaram a compostagem em reator facultativo e a temperatura obtida teve desempenho semelhante ao demonstrado na Figura 5, diferenciando a região de decomposição aeróbia da anaeróbia.

A umidade também é um importante parâmetro no processo de compostagem facultativo, pois garante um ambiente adequado para o desenvolvimento microbiano. Se for excessiva reduz o espaço de ar na massa e, assim, causa a limitação de oxigênio (Zittel et al., 2018a). Se for baixa inviabiliza a vida dos microrganismos decompositores no sistema de compostagem por impossibilitar a difusão celular (Azim et al., 2018).

A grande vantagem da compostagem em reator é o controle natural da umidade, pois por ser sistema fechado não apresenta grandes evaporações e consequente perda de umidade, também não ocorre o encharcamento por chuvas (Kopcic et al., 2014).

A umidade influencia a formação dos ambientes aeróbios e anaeróbios dos reatores facultativos, pois a água tem tendência a descer por gravidade para a parte inferior do reator, tornando esse um ambiente de maior umidade se comparado com

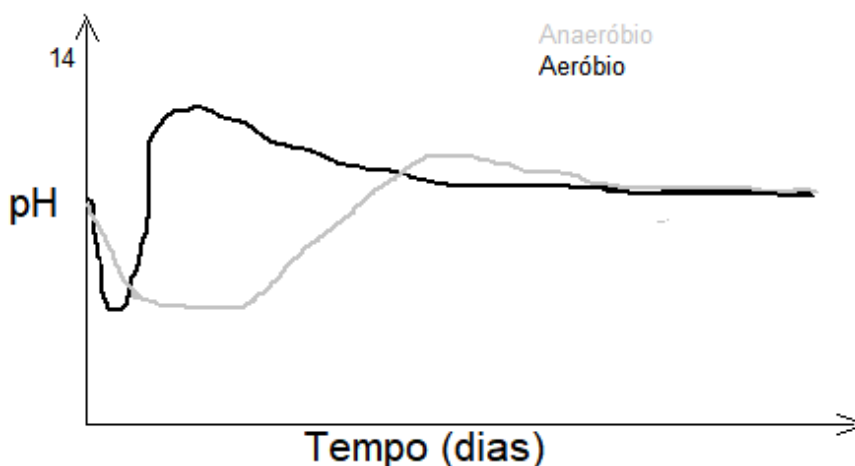
a parte superior (Campos et al., 2017). Na compostagem realizada em reatores facultativos a umidade se manteve dentro dos valores adequados mesmo sem nenhum tipo de manipulação durante todo o processo (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

Assim como a temperatura e a umidade, o pH é um importante parâmetro, pois afeta diretamente a atividade microbiana, diferenciando quando o processo é aeróbio ou anaeróbio (Chan; Selvam; Wong, 2016; Lin et al., 2018). O material orgânico pode ser compostado em uma ampla faixa de pH (~3-11), no entanto os valores ideais estão entre 5,5 e 8 (Azim et al., 2018).

No início do processo da compostagem aeróbia o pH diminui devido a hidrólise dos polímeros (principalmente carboidratos e lipídeos) e a formação de ácidos orgânicos (Azim et al., 2018). Sequencialmente ocorre o aumento do pH (~9), pois a hidrólise da proteína em aminoácidos tem como um dos produtos amônia ($\text{NH}_3(\text{g})$), essa etapa ocorre juntamente com as altas temperaturas termófilas, e, portanto, é rapidamente volatilizada (Cáceres; Malinska; Marfà, 2018; Onwosi et al., 2017). Posteriormente o nitrogênio é utilizado pelos microrganismos para sintetizar novos compostos húmicos, iniciando a fase de estabilidade (Wang; Zeng, 2018). Quando o pH se aproxima da neutralidade o composto entra na maturação devido as lentas reações associadas ao efeito tampão do composto humificado (Azim et al., 2018).

O processo anaeróbio de degradação inicia-se com as etapas acidogênicas, onde há a formação de ácidos graxos voláteis, reduzindo o valor do pH (~5) (Plachá et al., 2013). Posteriormente ocorre a alcalinização, pH (~8), com a mineralização da matéria orgânica e da decomposição de ácidos contendo grupos carboxílicos e fenólicos, por fim a estabilização do pH ocorre em valores próximos a neutralidade com a formação de substâncias húmicas (Al-Alawi et al., 2019). A variação do pH dos processos aeróbio e anaeróbios estão demonstrados na Figura 6.

Figura 6 - Variação do pH x tempo em processo de compostagem aeróbia e anaeróbia.



Fonte: a autora.

Plachá et al., (2013) analisou a produção de ácidos graxos voláteis na compostagem de reatores anaeróbios abertos (portanto com trocas gasosas de forma passiva na superfície) em diferentes alturas e obteve como resultado que a concentração dos ácidos era muito maior na profundidade de 40 cm do que a 0 cm, o que caracteriza o processo aeróbio na superfície e anaeróbio na camada mais profunda.

A razão C/N é um fator de grande importância, o qual é decisivo para a atividade microbiana para a compostagem facultativa. O carbono e o nitrogênio são usados como fonte de energia e na construção da estrutura celular respectivamente (Manyapu; Mandpe; Kumar, 2018). A Quantidade de Carbono deve ser maior que a quantidade de N. O que determina a quantidade de C e de N num sistema de compostagem são os materiais utilizados na decomposição. Entretanto, se houver excesso de carbono, a decomposição diminui quando o nitrogênio se esgota e alguns dos microrganismos morrem (Iyengar; Bhavé, 2006). Se o valor de nitrogênio é baixo, pode ser completamente usado e os microrganismos terão dificultada a multiplicação celular (Manyapu; Mandpe; Kumar, 2018).

A compostagem consome mais rapidamente o carbono do que o nitrogênio, tendo durante o processo a redução da razão C/N, indicando assim obtendo-se composto maturado (Wichuk; McCartney, 2015). Um produto final com excesso de carbono tende a utilizar nitrogênio do solo, resultando em perda de nitrogênio no solo

em que seria aplicado. Por outro lado, a baixa razão C/N no composto formado no reator não ajuda a melhorar a estrutura do solo (Iyengar; Bhave, 2006)

A razão C/N inicial tem como referência valores entre 30/1 e 25/1, entretanto estudos recentes demonstram que valores iniciais menores, até 15/1, podem compostar de forma eficiente (Kalamdhad et al., 2009; Kopicic et al., 2014). Essas condições iniciais de carbono e nitrogênio baixo para grandes quantidades de RSO a serem tratados possuem o desenvolvimento de processo que rapidamente transformam o excesso de nitrogênio liberando-o como amônia, resultando na autorregulação da relação C/N (Rodríguez et al., 2012)

Zittel et al. (2018a) avaliaram a compostagem de lodo de esgoto e tabaco de cigarro contrabandeado em razão C/N variando de 19,6/1; 18,3/1; 18,9/1 e 17,2/1 em reatores facultativos e obteve composto humificado maturado após 120 dias. Já Cunha et al. (2018) avaliaram a compostagem em reator facultativo utilizando razão 25/1 e 21/1, e também obtiveram composto humificado maturado. Ambos os trabalhos evidenciam que razões C/N iniciais menores que o valor de referência são possíveis para o processo de compostagem, chegando a um produto humificado maturado e que pode ser utilizado como fertilizante para o solo.

2.4.2 Respirometria

O comportamento da respiração é considerado como um indicador da atividade microbiana, bem como do efeito de toxicidade e da biodegradação de compostos orgânicos (CETESB, 1990). O método respirométrico pode ser usado tanto para o acompanhamento do processo de compostagem quanto para a determinação da estabilidade de uma amostra de composto (Gómez; Lima; Ferrer, 2006).

O comportamento da respiração pode ser avaliado através da medida do oxigênio consumido ou através da medida do gás carbônico produzido, durante a biodegradação dos compostos orgânicos. A medida do gás carbônico produzido pode ser efetuada em sistemas de fluxo contínuo ou em sistemas fechados (Ponsá; Pagans; Sánchez, 2009). Os sistemas de fluxo contínuo se caracterizam por câmaras de incubação, por onde é passado um fluxo de ar isento de CO₂, sendo o ar efluente passado através de solução alcalina para remover o CO₂ produzido pela respiração

(Ponsá; Pagans; Sánchez, 2009). O respirometro de Bartha é um sistema fechado, constituído e duas câmaras interligadas, onde ocorrem a biodegradação e a remoção do CO₂ produzido para quantificação, sendo utilizado para se estimar a respiração (CETESB, 1990; Soldera et al., 2020). Nessa metodologia uma alíquota de composto é colocada em um recipiente hermeticamente fechado por 24 h a temperatura constante, o CO₂ desprendido da respiração é retido por uma solução alcalina, o que provoca uma reação de carbonatação. Posteriormente é titulada com solução ácida, dando como resultado a taxa de produção de CO₂, em mg/CO₂ por grama de composto por dia (Fernandes; Silva, 1999).

O método respirométrico de Bartha é simples e de baixo custo para se determinar a biodegradação de resíduos e em solos e/ou a maturidade e estabilidade.

Ponsá; Pagans; Sánchez, (2009) utilizaram um método respirométrico para avaliar o processo de compostagem em leiras e concluíram que uma maior atividade biológica ocorreu durante a primeira fase, quando houve disponibilidade de matéria orgânica facilmente biodegradável para os microrganismos. Posteriormente, com a diminuição da matéria orgânica a atividade biológica tendeu a permanecer praticamente constante em um nível baixo, pois a matéria orgânica de difícil biodegradação requer um menor consumo de oxigênio. Ainda concluiu que respirometria pode ser utilizado para monitorar a atividade biológica do processo de compostagem fornecendo medida precisa da atividade biológica do composto.

Bermudez; Saldarriaga; Osma, (2019) desenvolveram um microsistema respirométrico de baixo custo com sensor de oxigênio integrado. O sistema microfluídico incluía uma câmara de amostra, os microcanais necessários para conectar os diferentes componentes e o sistema eletrônico para medições em tempo real. O desempenho do microsistema foi avaliado com amostras de um processo de compostagem sob condições estáticas por seis semanas e em condições dinâmicas na fase final do processo. Os resultados mostraram que o microsistema respirométrico acompanhou as tendências de consumo de oxigênio em ambos os testes, estáticos e dinâmicos, apresentando pequenas variações que se estabilizaram ao longo do tempo.

Scoton et al., (2016) em estudo objetivou monitorar a atividade biológica do processo de compostagem de lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar e café moído em um reator rotativo hermético usando o método respirométrico em escala

laboratorial, a fim de obter parâmetros e dimensionamento do sistema para projetos de grande porte. Como resultados, observou-se que a compostagem de lodo de esgoto com bagaço de cana e lodo de café moído se mostrou um processo viável e eficaz para a destinação e tratamento desses resíduos. A utilização de um reator rotativo otimizou o tempo de compostagem, reduzindo-o de 60 a 90 dias para 39 dias. O método respirométrico foi uma ferramenta útil e confiável para avaliar a degradação gradual dos resíduos sólidos.

2.4.3 Índice de Germinação de Sementes (IGS)

A qualidade do composto e sua estabilidade e maturidade deve ser verificado antes da aplicação em terra, pois um composto instável e/ou imaturo pode ter efeitos adversos na germinação de sementes e crescimento da planta devido à presença de compostos fitotóxicos (Luo et al., 2018; Oviedo-Ocaña et al., 2015).

O IGS avalia a maturação do composto através da fitotoxicidade, pois indica os efeitos nocivos ou não sobre a germinação e crescimento das raízes nos diferentes estágios do processo de compostagem (Cesaro; Belgiorno; Guida, 2015; Zhang et al., 2018)

O IGS foi proposto pela primeira vez por Zucconi, Monaco e Debertoldi, 1981 que usaram sementes de agrião no teste de germinação para avaliar a toxicidade do composto. O IGS é calculado pelo comprimento da radícula e porcentagem de germinação das sementes na amostra (composto extrato) em comparação com o controle (água deionizada) (Luo et al., 2018; Wang et al., 2017).

O procedimento de teste de germinação de sementes consiste em três principais etapas.

- Preparo um extrato aquoso de composto;
- Incubação das sementes com o extrato;
- Medida e cálculo dos indicadores relacionados aos resultados dos testes pelas Eqs. (3 - 5), (Luo et al., 2018; Wu et al., 2015; Zucconi; Monaco; Debertoldi, 1981)

$$RSG(\%) = \frac{\text{Média aritmética do nº de sementes germinadas em cada extrato} \times 100}{\text{Média aritmética do nº de sementes germinadas no controle}} \quad (3)$$

$$RRG(\%) = \frac{\text{Média aritmética nº dos comprimentos das raízes de cada extrato} \times 100}{\text{Média aritmética dos comprimentos das raízes do controle}} \quad (4)$$

$$IGS = \frac{RSG \times RRG}{100} \quad (5)$$

Onde:

RSG(%) - Percentual relativo de germinação de sementes;

RRG(%) - percentual relativo do comprimento da raiz;

IGS – Índice de Germinação de Sementes.

Campos; Ressetti; Zittel, (2014) avaliaram o IGS na compostagem em reator facultativo doméstico e obteve como resultado IGS de 93,3% demonstrando ausência de fitotoxicidade em 120 dias no composto maturado.

Morán Vieyra et al. (2009) conduziram um processo de compostagem doméstica na área de Santiago del Estero, Argentina, ao longo de um período de 150 dias. Como resultado, foi obtido um material compostado com um índice de germinação de 85%, o que confirma sua qualidade não tóxica e sua maturidade adequada para uso agrícola.

Considerando que para diversos autores o IGS acima de 80% é indicativo de composto livre de toxicidade (Guo et al., 2012; Wang et al., 2017; Yang et al., 2016).

2.4.4 Metais Pesados

O processo de compostagem tem o potencial de reduzir a disponibilidade de metais pesados no composto. Isso ocorre porque a concentração desses metais pode ser diluída, uma vez que os resíduos estruturantes (como serragem, poda de jardim, folhas, etc.) são combinados em proporções adequadas aos resíduos tóxicos. Além disso, as substâncias húmicas presentes no composto têm a capacidade de complexar esses metais, fazendo com que eles reajam e permaneçam agregados à estrutura das substâncias húmicas. Isso ajuda a controlar a disponibilidade desses metais no ambiente (Baldotto; Baldotto, 2014; Cunha et al., 2018).

As substâncias húmicas formadas durante a compostagem são ligantes complexantes de metais carregados negativamente. Existem diversos sítios nos quais íons metálicos podem se ligar a grupos carboxila aromáticos e alifáticos e grupos

hidroxila fenólicos dentro do complexo de ácido húmico, permitindo que as substâncias húmicas atuem como um trocador de íons, liberando íons metálicos de baixa massa atômica e quelando metais mais pesados (Tan et al., 2019)

Devido à baixa qualidade na fabricação, os cigarros contrabandeados podem representar um risco ainda maior para a saúde e o meio ambiente. Esses cigarros são processados com um excesso de substâncias tóxicas, como amônia e nicotina, e apresentam uma concentração mais elevada de metais pesados e de contaminação biológica, como colônias de ácaros e fungos (Shen; Antonopoulos; Von Lampe, 2010; Silva; Voigt; Campos, 2014)

Um estudo sobre a presença metais pesados no tabaco industrializado no Brasil, conduzido por Silva; Voigt; Campos, (2014) investigou 18 marcas de cigarros contrabandeados. Os metais foram cobre (Cu), manganês (Mn), zinco (Zn), ferro (Fe), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), prata (Ag), níquel (Ni) e cádmio (Cd), demonstraram concentrações de até onze vezes superiores em comparação com estudos encontrados na literatura sobre tabaco de cigarros legalizados. Os autores sugeriram que as altas concentrações desses metais poderiam estar associadas ao excesso de uso de fertilizantes e às etapas de processamento.

É crucial realizar uma análise da concentração de metais pesados, ao final do processo de compostagem desses resíduos, para garantir que o composto não contenha níveis prejudiciais quando utilizado no solo ou na agricultura (Kominko; Katarzyna Gorazda; Wzorek, 2017; Nafez et al., 2015)

No Brasil o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA - Normativa Nº 46/2011), define os valores máximos para a concentração de metais em composto orgânico, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores de referência utilizados como limites máximos de contaminantes (MAPA - Normativa Nº 46/2011)

Elemento	Limite (mg kg⁻¹ de matéria seca)
Arsênio	20
Cádmio	0,7
Cobre	70
Níquel	25
Chumbo	45
Zinco	200
Mercúrio	0,4

Cromo (VI)	0,0
Cromo (total)	70
Selênio	80

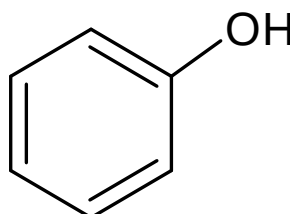
Awasthi et al., (2020) avaliaram o efeito da atividade microbiana e do biochar na estabilização de metais pesados durante a compostagem de dejetos suínos. Como resultados obtiveram que a cultura bacteriana integrada e a aplicação de biochar promoveram a imobilização dos metais devido a melhor adsorção garantindo a qualidade do produto final do composto.

Zittel et al., (2020) trataram cigarro contrabandeado, lodo de esgoto e cepilho em reatores com diferentes razões C/N, apresentou em seus resultados concentrações de metais abaixo do limite estabelecido pelas normas no composto derivado da compostagem de tabaco oriundo de cigarro contrabandeado, RSO e serragem.

2.4.5 Fenóis

O Fenol é um composto orgânico aromático descoberto em 1834 que é usado principalmente como um precursor para plásticos e muitos produtos químicos, como herbicidas e produtos farmacêuticos (Chae et al., 2020). A estrutura do fenol está apresentada na Figura 7.

Figura 7 - Estrutura química do fenol



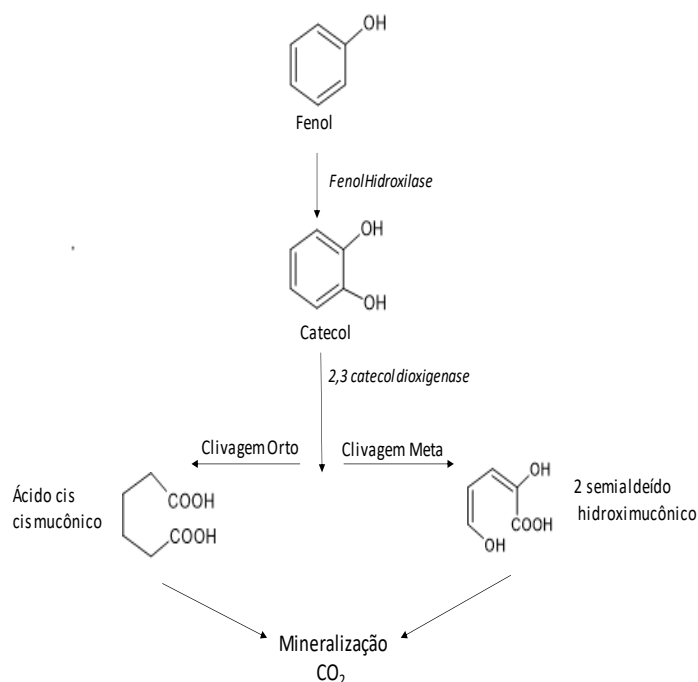
Fonte: A autora

As características do fenol e seus riscos para humanos e mamíferos relatados pela literatura. No entanto, os riscos ecológicos do fenol, especialmente em ecossistemas de solo ainda carecem de mais estudos (Chae et al., 2020).

Os compostos fenólicos moleculares, como fenol, p-cresol, o-cresol, m-cresol, catecol, hidroquinona e fenóis substituídos por metoxi, representam uma ameaça tanto para os ecossistemas ambientais quanto para os sistemas biológicos (Kibet; Khachatryan; Dellinger, 2015). Eles têm sido identificados como agentes poluentes de alto risco devido à sua toxicidade e capacidade de persistir no meio ambiente (Michałowicz; Duda, 2007). Essas substâncias ocupam uma posição proeminente nas listas de compostos perigosos e poluentes prioritários elaboradas tanto pela Comissão Europeia (CE) quanto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US.EPA).

A Figura 8 apresenta a biodegradação dos compostos fenólicos. O processo começa com a hidroxilação, gerando catecol, mediado pela enzima fenol hidroxilase. Em organismos mesófilos, o catecol é metabolizado tanto por clivagem orto quanto meta, com a participação da enzima catecol 2,3-dioxigenase. Já em ambientes termofílicos, ocorre apenas a clivagem meta (Nzila, 2018). Até agora, apenas o caminho de meta-clivagem foi descrito em bactérias termofílicas, mas ambos os caminhos (meta- e orto-) estão presentes em bactérias mesófilas (Nzila, 2018).

Figura 8 - Caminhos de degradação de fenol



Adaptado de NZILA, (2018).

Durante o processo de compostagem, observa-se uma alta concentração de compostos fenólicos, cujo nível varia conforme o composto a ser degradado. No entanto, esses compostos fenólicos diminuem consideravelmente no início da compostagem, podendo chegar a uma redução de até 93% ao final do processo. A degradação desses compostos é facilitada principalmente pela atividade dos microrganismos e suas enzimas, que atuam principalmente através de reações de polimerização e oxidação. Durante a fase de maturação, é comum observar um leve aumento na concentração de fenóis, devido ao processo de concentração desses compostos para a formação de substâncias húmicas (Khayer et al., 2013).

Bouhia et al., (2021) realizaram estudo sobre a otimização do processo de compostagem através da inoculação microbiana, visando mitigar a toxicidade do lodo sólido proveniente do lodo de azeite, devido ao seu elevado teor de polifenóis e lipídios. Os resultados indicaram que a melhoria do processo de compostagem por meio da inoculação microbiana resultou em uma redução significativa da fitotoxicidade, ou seja, dos polifenóis e lipídios, demonstrando que a compostagem otimizada é um método eficaz para o tratamento desse resíduo.

2.4.6 Patógenos no Processo de Compostagem

Os RSO podem ser contaminados por microrganismos patogênicos, dependendo de sua procedência ou das condições de armazenamento. Essa contaminação pode persistir no composto se a fase termófila não alcançar temperaturas superiores a 50 °C, que são necessárias para eliminar os microrganismos patogênicos durante a compostagem (Salas, 2010).

A relação tempo/temperatura está intimamente ligada a inibição do crescimento desses microrganismos ou a proliferação dos mesmos e são os fatores mais utilizados (Jones; Martin, 2003). Para EPPO (2008) e CCME (2005), para destruir os patógenos nos materiais da compostagem é indicado que a temperatura do sistema exceda 55°C por pelo menos 3 dias consecutivos, já USEPA (2003) indica que na compostagem em reatores ou em pilhas estáticas a temperatura deve manter-se a 40°C por um mínimo de 5 dias excedendo 55°C por 4 horas durante o período de cinco dias.

Diversos mecanismos de inativação patogênica são possíveis, incluindo inativação térmica, competição microbiana, toxicidade (produzida pelo próprio processo de compostagem, como: amônia, sulfitos, ácidos orgânicos e compostos fenólicos) e ruptura enzimática (Wichuk; Tewari; McCartney, 2011).

Os microrganismos patogênicos mais comumente utilizados como indicadores de contaminação são *Salmonella spp.* e *Escherichia coli* (coliformes termotolerantes). Eles são uma preocupação significativa em compostos derivados da decomposição, pois a presença desses organismos é um dos parâmetros de qualidade do produto, sendo especificada como ausente em várias normativas nacionais e internacionais, como: CCME, 2005; MAPA, 2014; US.EPA, 2003. , as quais podem ser observadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas

	Coliformes Termotolerantes (UFC/100 mL)	Salmonella (10g de matéria seca)
MAPA (2014)	<1000	Ausente
CCME (2005)	<1000	< 3 NMP/4g
US.EPA (2003)	<1000	< 3 NMP/4g

NMP –Número mais provável; ST – sólidos totais.

McCarthy et al., (2011) investigaram a sobrevivência de patógenos durante a compostagem de dejetos suínos sólidos em dois ensaios de 56 dias de duração e obtiveram como resultado composto dentro dos regulamentos da União Europeia para processamento produtos de esterco, com *E. coli* e *Enterococcus* abaixo dos limites e ausente de *Salmonella*.

Hill; Baldwin, (2012) estudaram uma alternativa à compostagem microbiana estilo latrina e a evolução dos patógenos. Nessa forma de compostagem os resíduos são adicionados conforme demanda de uso. Obtiveram como resultado produto contaminado por *Escherichia coli* e *Salmonella* pois mesmo que por algum tempo haja a formação de regiões quentes atingindo a fase termófila do processo de decomposição (>40°) os microrganismos migram para regiões menos quente e posteriormente, com a estabilização da temperatura povoam todo o ambiente.

Zittel et al., (2020) avaliaram a remoção de patógenos durante o processo de compostagem em reatores facultativos contendo resíduos sólidos orgânicos,

serragem, lodo de esgoto industrial e tabaco de cigarro contrabandeado, sem a adição de microrganismos externos. O estudo resultou em um composto estável, maturado e livre de patógenos.

2.5 TÉCNICAS ESPECTROSCÓPICAS, CROMATOGRÁFICAS E DE MICROSCOPIA

2.5.1 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

Uma das técnicas utilizada para a determinação de ácidos orgânicos durante a degradação anaeróbia é a CLAE. A degradação dos RSOs pela via anaeróbia ocorre em três estágios a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese. No primeiro estágio microrganismos secretam enzimas que hidrolisam materiais poliméricos em monômeros, nessa etapa os carboidratos são hidrolisados em compostos glicose; os amidos são convertidos em açúcares simples, as proteínas em aminoácidos e os lipídeos em ácidos graxos. Na segunda etapa esses compostos são posteriormente convertidos por um segundo grupo de microrganismos, contendo bactérias acidogênicas e acetogênicas, para CO_2 , H_2 , ácidos graxos voláteis e posteriormente em ácido acético. Por fim, os organismos metanogênicos (arqueias) convertem o H_2 , CO_2 e ácido acético em CH_4 e CO_2 (Mcmahon et al., 2001; US.EPA, 2020).

Muitos trabalhos utilizam os ácidos orgânicos como identificação de processo de decomposição anaeróbio, pois estão presentes apenas no processo de degradação anaeróbio (Beck-Friis et al., 2003; Pan et al., 2021).

O estudo de Shou et al., (2017) analisou o impacto do uso de nitrato férrico na redução dos efeitos inibidores dos ácidos graxos voláteis (AGVs) durante a fase inicial da compostagem de lodo de esgoto com farelo de arroz. Os resultados indicaram que a geração de ácidos orgânicos dissociados contribuiu para a diminuição do pH, o que, por sua vez, afetou negativamente a atividade microbiana e a qualidade final do composto produzido.

Beck-Friis et al., (2003) estudaram o processo de compostagem avaliando diferentes concentrações de oxigênio em materiais orgânicos, como resíduos vegetais e restos de alimentos. Por meio de análises cromatográficas, identificaram a formação

de ácidos orgânicos, indicando que em condições de baixa disponibilidade de oxigênio o processo se tornava anaeróbio.

2.5.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

O MEV é uma forma de microscopia em que um feixe de elétrons focalizado varre a superfície da amostra, interagindo com a matéria, gerando diferentes tipos de sinais que podem oferecer informações sobre a morfologia e composição química do material (Dedavid; Gomes; Machado, 2007). Da para escrever um pouco mais sobre ela se quiser.

A MEV permite observar em alta resolução a morfologia dos microrganismos envolvidos na decomposição de matéria orgânica, fornecendo imagens detalhadas de bactérias, fungos e outros organismos que participam da biodegradação (Koon et al., 2019). Esses microrganismos desempenham um papel crucial na compostagem, pois são responsáveis pela quebra de resíduos orgânicos em nutrientes mais simples, transformando-os em composto (Fan et al., 2018). A visualização detalhada dos microrganismos em diferentes estágios da compostagem pode ajudar a entender melhor a dinâmica microbiana e a eficiência do processo (Villar et al., 2016).

Embora a MEV seja um método de análise visual e não forneça informações diretas sobre a atividade metabólica dos microrganismos, ela é essencial para estudar a morfologia celular e a interação dos microrganismos com o meio ambiente (Condello et al., 2013). Por exemplo, a MEV pode ser utilizada para identificar alterações na forma e estrutura das células microbianas em resposta a diferentes fases do processo de compostagem ou mudanças nas condições ambientais, como variações de temperatura e umidade.

A MEV é uma importante ferramenta em estudos morfológicos de microrganismos, permitindo não apenas a caracterização detalhada de suas estruturas, mas também proporcionando uma compreensão mais profunda de como esses organismos interagem com o ambiente em sistemas complexos como a compostagem (Tamer Vestlund et al., 2014).

Embora existam várias formas de analisar evidências para identificar o processo de decomposição da matéria orgânica em sistemas de compostagem, é importante verificar a presença dos tipos de microrganismos envolvidos em cada

etapa e nos ambientes, nos quais eles estão presentes (aeróbios ou anaeróbios) buscando entender quais são os principais mecanismos que possibilitam a maior ou menor eficiência da tecnologia. A técnica MEV é uma ferramenta eficaz e que pode ser usada na identificação de microrganismos presentes nas diversas fases da compostagem (Jungles; Campos; Costa, 2014; Ullah et al., 2022).

Pesquisas recentes utilizam a MEV em processos de compostagem para averiguar a degradação de materiais tais como lignina, celulose e biopolímeros e a formação de substâncias húmicas, comprovando o processo de degradação da matéria orgânica (Adamcová et al., 2018; Jufaili et al., 2021; Li et al., 2011; Ruggero et al., 2020; Xu et al., 2016)

2.5.3 Ultravioleta-Visível (UV/Vis)

O UV/Vis tem sido amplamente utilizado para avaliar o grau de insaturação carbono-carbono e estabilização da matéria orgânica no processos de biodegradação, podendo representar uma ferramenta útil para avaliar a maturidade do composto com precisão e rapidez (Albrecht et al., 2011; Campos; Ressetti; Zittel, 2014).

O espectro UV/Vis é representada pela absorbância versus o comprimento de onda da irradiação (λ , nm) na faixa do ultravioleta e/ou visível. A cor de um composto é determinada por cromóforos e as moléculas da matéria orgânica são constituídas por diferentes grupos de cromóforos com seus espectros formados pela sobreposição de várias bandas (Silverstein; Webster; Kiemle, 2007).

Absorvância de UV/Vis em comprimentos de onda de 200–290 nm são atribuídos principalmente a compostos aromáticos fenólicos, carboxílicos aromáticos e policíclicos (transição $\pi - \pi^*$), sendo um índice para a quantidade de compostos aromáticos (He et al., 2013). A absorbância em 460-480 nm reflete o material orgânico no início da humificação e a absorbância em 600-670 nm é indicativo de material fortemente umedecido com um alto grau de grupos condensados aromáticos (Albrecht et al., 2011).

Os comprimentos de onda em E_2 (280nm) E_4 (465nm) e E_6 (665nm) são utilizados para determinar as razões E_2/E_4 , E_2/E_6 e E_4/E_6 que descrevem o nível de intensidade do processo de humificação (Sellami et al., 2008). A proporção E_2/E_4 é um indicador da relação quantidades de lignina no início da humificação, a razão E_2/E_6

reflete a razão entre material não humificado e altamente humificado e a razão E_4/E_6 é o maior indicativo relacionado ao grau de humificação, pois com o aumento do tempo de compostagem diminuiu significativamente, sugerindo que o carboidratos e quinonas são mineralizados e compostos fenólicos são oxidados e ligados a grupos metoxil e/ou cadeias laterais alifáticas em substâncias húmicas (Sellami et al., 2008).

Morán Vieyra et al., (2009) realizaram a compostagem de resíduos sólidos domésticos e caracterizaram as substâncias húmicas através da razão E_4/E_6 das análises de UV-Vis. Como resultado verificou-se que houve maiores valores da razão E_4/E_6 avaliada com 20 dias do processo, que foi atribuído a presença de substâncias não húmicas, por ex. proteínas e carboidratos. No entanto estas substâncias não húmicas foram rapidamente consumidas pelo microrganismo e a relação E_4/E_6 diminuiu e atingiu os valores de médios de $4,4 \pm 1,2$ em 150 dias.

Zittel et al., (2018) estudaram a compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado juntamente com lodo de esgoto em reator facultativo avaliando a maturidade e estabilidade do produto final através das razões E_2/E_6 e E_4/E_6 de UV/Vis e obtiveram o decréscimo dos valores ao longo do tempo, o que indica aumento em o núcleo aromático policondensado de alto peso molecular de ácido húmico.

2.5.4 Transformação de Fourier por Infra-Vermelho (FTIR)

O fundamento do FTIR consiste na interação da luz infravermelha com a matéria, que é sensível aos grupos funcionais químicos presentes em a amostra (Martín-Mata et al., 2016). O FTIR fornece informações valiosas sobre a caracterização qualitativa do principal grupos funcionais da matéria orgânica (Fialho et al., 2010). Vários estudos de compostagem relataram que a intensidade relativa das bandas típicas podem ser selecionadas e usados para avaliar o processo de compostagem, monitorar a transformação do composto orgânico e frações inorgânicas (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018; Martín-Mata et al., 2016).

As bandas espectrais estão na mesma regiões de absorção características de matéria orgânica na fase de humificação (Campos; Ressetti; Zittel, 2014). Elas apresentam: bandas em 3400 cm^{-1} , vibração do alongamento OH (grupamentos fenol, álcool e ácido carboxílico), N-H aminas e amidas; 2920 cm^{-1} , vibração do alongamento

de estruturas alifáticas; 1600-1620 cm^{-1} vibração do alongamento de C=O (amidas primárias, cetonas, ácidos e/ou quinoides) ou C=C de aromáticos; 1560 cm^{-1} vibração de N-H amidas secundárias; 1507-1510 cm^{-1} vibração do alongamento C=C de aromáticos, típico de lignina, N-H de amina secundária e amida; 1460 cm^{-1} vibração de alongamento C-H de estruturas alifáticas e C=C de aromáticos; 1400 cm^{-1} vibração de alongamento COO, C-O de ácidos carboxílicos e carbonatos, 1030-1050 cm^{-1} vibração de alongamento C-C de alifáticos (Baddi et al., 2004; Ouaquoudi et al., 2014; Senesi et al., 2007). A diminuição ou o aumento na intensidade do pico refletem a decomposição do material residual e a formação de novos produtos (Campos; Ressetti; Zittel, 2014).

Campos; Ressetti; Zittel, (2014) avaliaram a compostagem em reator facultativo doméstico e, para determinar a maturidade e estabilidade do composto, utilizaram a técnica espectroscópica FTIR. Os resultados mostraram uma redução na intensidade de absorção da banda de 2928 a 2930 cm^{-1} (relacionada ao estiramento assimétrico de C alifático) ao longo do tempo, juntamente com um aumento na banda de 1630 a 1652 cm^{-1} , o que indica maior humificação e diminuição de carboidratos e proteínas, evidenciando a degradação inicial da matéria orgânica e sua progressiva maturação.

Fan et al., (2018) desenvolveram a compostagem em reator em condições parcialmente aeróbias, avaliando a maturidade do composto através de análises de FTIR e obteve mudanças significativas dos espectros observadas ao longo do processo. Inicialmente os resultados apresentaram bandas de absorção mais intensas em 2924,45 cm^{-1} e 2853,74 cm^{-1} com o grupo funcional atribuído à ligação alifática C-H e esses grupos funcionais foram diminuídos ao longo do tempo. Ao final do processo o caráter aromático C=C em cerca de 1650 cm^{-1} aumentou significativamente correspondendo a perda da estrutura alifática, lipídica e polissacarídica levando à formação de estruturas aromáticos que demonstram maior maturidade após 8 semanas de processo.

2.6 USO DO COMPOSTO NA PRODUÇÃO DE PLANTAS

O uso de compostos orgânicos na produção de plantas vem ganhando destaque como uma alternativa sustentável para a adubação, promovendo o

aproveitamento de resíduos orgânicos e melhorando a qualidade do solo. O composto, rico em nutrientes essenciais como nitrogênio, fósforo e potássio, além de matéria orgânica estabilizada, tem o potencial de substituir fertilizantes sintéticos, reduzindo o impacto ambiental e promovendo o ciclo de nutrientes. Além disso, o composto pode melhorar a estrutura do solo, aumentar a retenção de água e favorecer a atividade microbiana, beneficiando o desenvolvimento saudável das plantas (Durán-Lara; Valderrama; Marican, 2020).

2.6.1 Nutrientes

As plantas precisam de nutrientes que são essenciais para seu desenvolvimento saudável. Existem três que se destacam, os macronutrientes primários: Nitrogênio (N); Fósforo (P); Potássio (K) ou NPK (Crisóstomo; A. Naumov, 2009)

O nitrogênio está presente na composição da proteína vegetal e da clorofila. Durante o período de crescimento ativo das plantas, uma quantidade significativa de nitrogênio é requerida para assegurar a qualidade e a intensidade do seu crescimento, resultando em altas produtividades e qualidade das colheitas. Plantas que recebem uma quantidade adequada de nitrogênio demonstram um crescimento vigoroso, saudável e exibem uma coloração verde-escura (De Bang et al., 2021; Maathuis, 2009; Phares; Akaba, 2022).

O fósforo desempenha um papel fundamental no crescimento das plantas. Uma oferta adequada de fósforo estimula um crescimento rápido, especialmente nas raízes, além de promover a produção de flores, sementes e frutos. Plantas que sofrem deficiência desse elemento geralmente apresentam atrofia, crescimento lento, falta de vigor e uma aparência opaca. Mesmo em casos de deficiência moderada, as plantas podem parecer saudáveis e não exibir sintomas evidentes de carência, porém isso resulta em uma diminuição na produtividade e na qualidade da colheita, incluindo redução na frutificação e no tamanho dos frutos (De Bang et al., 2021; Maathuis, 2009).

O potássio desempenha um papel crucial no fortalecimento das raízes, facilita a absorção de água e contribui para a manutenção do pH das células e tecidos vegetais. Presente em quantidades significativas na planta, o potássio participa

ativamente na produção e transporte de açúcares, na ativação de enzimas e na síntese de proteínas. Além de estimular o desenvolvimento de caules robustos, ele proporciona uma certa proteção contra doenças e pragas ao fortalecer as paredes celulares externas. Adicionalmente, o potássio melhora a resistência das plantas a condições adversas, como geadas e períodos de seca (De Bang et al., 2021; Maathuis, 2009; Phares; Akaba, 2022).

Existem duas principais formas de adubar o solo para a produção agrícola: com fertilizantes sintéticos ou com fertilizantes orgânicos (Muniz; Aragão; De Souza, 2022).

Hoje, a agricultura depende amplamente dos fertilizantes sintéticos para atender à demanda alimentar global, impulsionando um modelo agrícola de monoculturas extensivas. Apesar de impulsionarem a produção, causam níveis alarmantes de poluição por nitratos. Segundo a UNECE (Comissão Económica das Nações Unidas para a Europa) , contribuíram para duplicar a liberação de dejetos nitrogenados no ambiente nos últimos 100 anos. A falta de controle sobre sua distribuição resulta na contaminação dos rios e lençóis freáticos, levando à eutrofização e aumento descontrolado de algas, plantas e bactérias aquáticas, comprometendo a oxigenação da água (Muniz; Aragão; De Souza, 2022).

Da Silva et al., (2020) analisaram os nutrientes e a dinâmica de liberação de metais pesados durante a compostagem de misturas com diferentes proporções de fezes de bovinos e restos de alimentos. Como resultado obtiveram composto final com Nitrogênio (N) e potássio (K) em quantidades significativas para as diferentes proporções de resíduos utilizada, além disso o conteúdo de todos os elementos metálicos tóxicos diminuíram no produto final.

Zittel et al., (2020) desenvolveram a compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado com lodo de esgoto industrial em um reator facultativo. Foram avaliados os teores de macronutrientes essenciais para o solo, como N, P e K, e os resultados mostraram que o composto final apresentou altas concentrações desses nutrientes, tornando-o adequado para nutrir o solo e utilizar nas atividades agrícolas.

2.7 CHORUME

A compostagem degrada resíduos, gerando um composto orgânico que pode ser utilizado como adubo na agricultura. Durante o processo, também tende a produzir um líquido viscoso e escuro chamado chorume. Esse líquido pode se originar de três maneiras: pela umidade natural do lixo, pela água presente na matéria orgânica durante a decomposição ou pela decomposição das bactérias presentes nos resíduos.

Quando o chorume é descartado de forma não controlada em aterros e lixões, pode causar diversos danos ambientais, como a contaminação do solo e dos lençóis freáticos, além de alterar a qualidade do ar devido à liberação de gases. Ele também pode atrair vetores de doenças e causar problemas de saúde pública. Por outro lado, o chorume pode ser aproveitado como biofertilizante, auxiliando no desenvolvimento das culturas agrícolas ao fornecer nutrientes essenciais para o solo. (Cruz et al., 2019). Essas substâncias são conhecidas como bioestimulantes de crescimento das plantas, eles aumentam a capacidade da planta de reter água e absorvem nutrientes, influenciam o transporte de íons, a atividade respiratória, conteúdo de clorofila, síntese de ácido nucléico e atividade de várias enzimas (Faccin; Di Piero, 2022).

Kim et al., (2012) analisaram o impacto do chorume da compostagem e fertilizante líquido obtido por biofiltração nas propriedades da biomassa e na produção de etanol do choupo amarelo (*Liriodendron tulipifera*). Os resultados revelaram que os nutrientes contribuíram para um incremento no teor de clorofila, resultando em um aprimoramento na produção de biomassa (aumento de 3,4%) e um aumento no teor de glicose (aumento de 9,8%).

Faccin; Di Piero, (2022) utilizaram o chorume oriundo da compostagem de matéria orgânica (cascas de frutas, vegetais, folhas secas) na planta do tomate. Os autores concluíram que o chorume é uma alternativa eficiente para melhorar as condições fisiológicas da planta pois reduziram a severidade da mancha bacteriana, melhoraram o metabolismo primário e ativam o sistema de defesa na plantas do tomate.

2.8 AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DO COMPOSTO

Os compostos orgânicos, resultantes da decomposição e estabilização de resíduos orgânicos, são amplamente utilizados na agricultura como substratos e adubos naturais. Sua aplicação oferece uma série de benefícios, como a melhora da capacidade de retenção de água do solo, mineralização gradual de nutrientes essenciais (nitrogênio, fósforo e potássio) e regulação do pH, favorecendo um ambiente de cultivo mais equilibrado e produtivo (Efraín De La Cruz-Lázaro et al., 2010). Ao substituir parcialmente os fertilizantes sintéticos, os compostos orgânicos ajudam a suprir as necessidades nutricionais de diversas culturas, especialmente as hortícolas, reduzindo a dependência de insumos artificiais e promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis (Durán-Lara; Valderrama; Marican, 2020).

Além de atender à demanda nutricional das plantas, os compostos orgânicos apresentam compostos ativos que atuam como reguladores de crescimento, melhorando a capacidade de troca catiônica (CTC) e aumentando a retenção de umidade e porosidade do solo. Essa elevação na CTC e a presença de ácidos húmicos melhoram a estrutura do solo, proporcionando melhor ventilação e drenagem, o que é fundamental para o crescimento saudável das raízes e o desenvolvimento geral das plantas (Rodríguez-Dimas et al., 2008).

Para avaliar a fertilidade dos compostos, é necessário considerar suas propriedades químicas, físicas e biológicas. A análise química envolve a quantificação de macro e micronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, entre outros), pH e presença de substâncias como ácidos húmicos e fúlvicos, que desempenham papéis cruciais na retenção e liberação de nutrientes no solo. Essas propriedades são essenciais para determinar a eficácia do composto como fonte de nutrientes e sua capacidade de melhorar a qualidade do solo a longo prazo (Durán-Lara; Valderrama; Marican, 2020).

Diversos métodos são empregados na avaliação da fertilidade do composto, como testes laboratoriais de análise de nutrientes, ensaios de incubação e testes de germinação e crescimento das plantas em substrato composto. Esses métodos permitem observar a liberação de nutrientes ao longo do tempo e avaliar a resposta das plantas ao composto, possibilitando uma análise abrangente de sua adequação como insumo agrícola (Cáceres; Marfà, 2013).

O impacto do uso de compostos orgânicos na produtividade das culturas também é um aspecto relevante da avaliação de fertilidade. Estudos de caso e pesquisas científicas mostram que o uso de compostos pode aumentar a produtividade agrícola, especialmente em cultivos de hortaliças, promovendo um maior crescimento de biomassa, resistência a pragas e doenças e benefícios à qualidade do solo a longo prazo. Dessa forma, a avaliação detalhada da fertilidade dos compostos contribui para a sua aplicação mais eficiente e sustentável na agricultura (Cáceres; Marfà, 2013; Durán-Lara; Valderrama; Marican, 2020).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Verificar os mecanismos envolvidos na compostagem em reator facultativo de tabaco de cigarro contrabandeado misturado com resíduos de alimentos e avaliar a qualidade do composto produzido por meio de técnicas convencionais, espectroscópicas e de microscopia eletrônica de varredura.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar o processo de compostagem de tabaco em reator facultativo por meio técnicas convencionais como: as análises físico-químicas de temperatura, pH, umidade; razão C/N; respirometria e índice de germinação de sementes;
- Avaliar a maturidade do composto formado por meio de análises espectroscópicas de UV/Vis e FTIR;
- Verificar qual mecanismo ocorreu durante o processo de compostagem nas diferentes partes do reator em relação aos microrganismos aeróbios ou anaeróbios presentes por meio de análise de microscopia eletrônica de varredura e a presença de ácidos orgânicos voláteis através das análises de cromatografia;
- Verificar a remoção de fenóis, metais pesados pela compostagem nos reatores facultativos;
- Verificar o efeito de altas concentrações de microrganismos indicadores de patogênicos, como *Escherichia coli* e *Salmonella spp.*, durante o processo de compostagem no reator;
- Verificar o efeito da calagem na inativação dos microrganismos patogênicos após o processo de compostagem;
- Avaliar a qualidade do chorume por meio das análises de volume gerado, pH, razão C/N e nutrientes NPK produzido pelo processo de compostagem no reator facultativo;

- Avaliar a qualidade do composto formado através de análises de NPK e aplicabilidade do composto final para a produção de mudas de hortaliças e plantas arbóreas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO DOS REATORES FACULTATIVOS UTILIZADOS NA PESQUISA

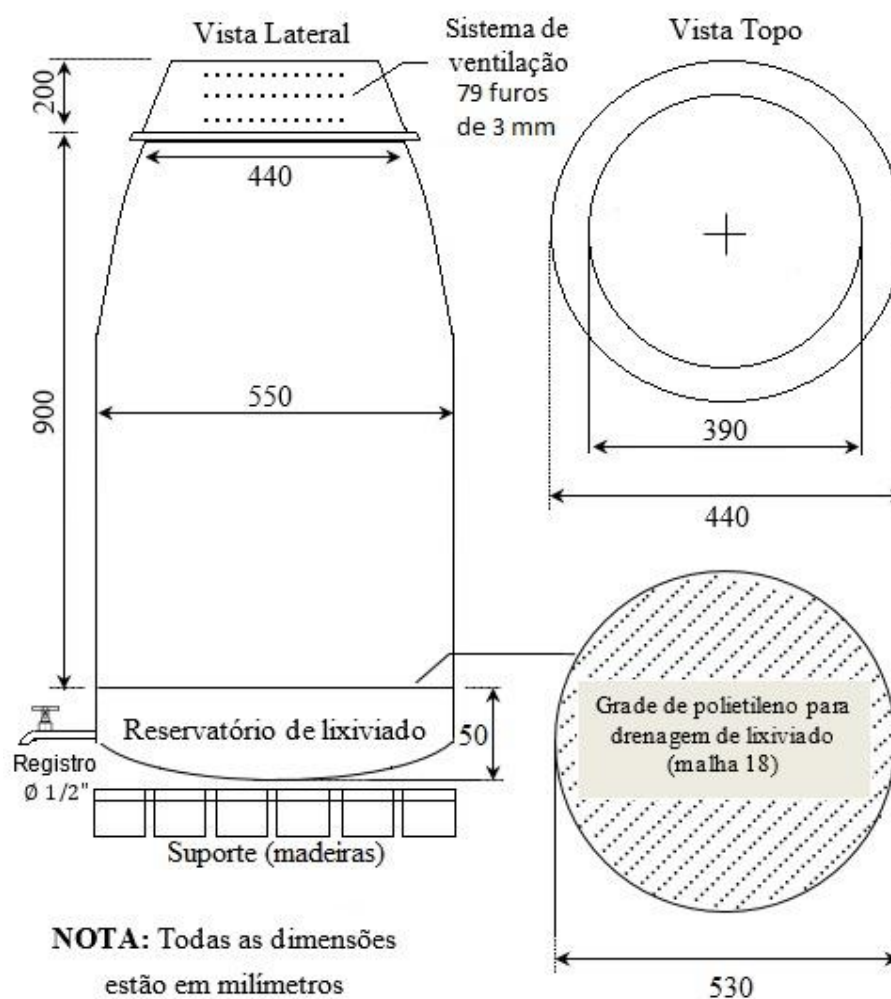
4.1.1 Construção dos Reatores

A montagem dos três reatores facultativos utilizados (reator R1, reator R2 e reator R3) foi realizada baseada no modelo proposto por Zittel et al. (2018)

Os reatores tinham as mesmas estruturas e dimensões, sendo preparados a partir de recipientes cilíndricos verticais, constituídos de polipropileno (PP) com capacidade de 200 L (550 mm de diâmetro e 900 mm de altura).

A Figura 9 ilustra a estrutura e as dimensões da parte interna e externa dos reatores facultativos, com a tampa para ocorrência de aeração e a torneira acoplada para saída do lixiviado produzido.

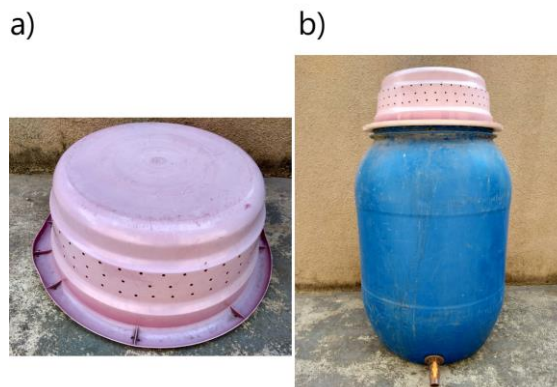
Figura 9 - Desenho esquemático do reator facultativo utilizado representando a estrutura e as dimensões da parte interna e da parte externa dos reatores facultativos, com a tampa para ocorrência de aeração e a torneira acoplada para saída do lixiviado produzido



Fonte: a autora.

Na parte superior dos reatores foi encaixada uma tampa de plástico de 440 mm de diâmetro e 200 mm de altura, com 79 orifícios de 3 mm para favorecer as trocas gasosas (Figura 10), de forma natural, não necessitando de aeração a mecânica. Esse sistema de aeração exerce a função de promover o autocontrole de parâmetros de temperatura e de umidade (Campos et al., 2014, 2017; Zittel et al., 2018).

Figura 10 - Foto do sistema de trocas gasosas passiva no reator facultativo. a) tampa do reator b) reator com a tampa.



Fonte: a autora

O sistema de dreno é constituído por um anel e tela filtrante. O anel foi produzido com uma mangueira de polipropileno (PP). Para a tela filtrante, utilizou-se de nylon 62 (orifícios de 1 mm) em camada dupla, acoplada ao anel. Para dar suporte físico ao filtro e também com a finalidade de criar um espaço para armazenamento da parte líquida (chorume) até sua drenagem, foram acondicionados no interior do reator garrafas de Polietileno Tereftalato (PET). O sistema de dreno pode ser observado na Figura 11.

Figura 11- Sistema de dreno do reator facultativo a) tela para dreno b) espaçamento para dreno c) tela sobre o espaçador alocado dentro do reator



Fonte: a autora.

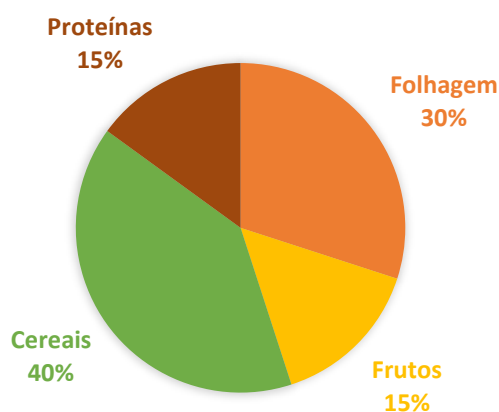
4.1.2 Preenchimento dos Reatores

Os reatores foram preenchido com cepilho, tabaco de cigarro contrabandeado e resto de alimentos na proporção 1:1:1 em massa provenientes do estudo de Cunha (2018) o qual utilizou a mesma proporção dos resíduos na compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado em reatores facultativos de 2000 L, alcançando um

processo de decomposição adequado, com a formação de um composto estável e maturado em 120 dias.

Os cigarros contrabandeados foram cedidos pela Receita Federal do Brasil (Unidade de Ponta Grossa) em atividade de apreensão. Os RSO foram oriundos do Restaurante Universitária na UEPG (Universidade Estadual de Ponta Grossa) e obtida a composição através da técnica de quarteamento, sendo: 30% de folhagens, 15% de frutos, 40 % de cereais e 15 % de proteínas, como apresentado na Figura 12.

Figura 12 - Composição dos RSOs usados para a compostagem no reator facultativo

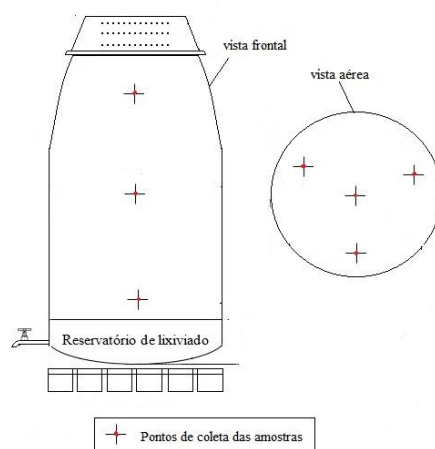


Fonte: a autora

4.1.3 Amostragem

As amostras de resíduos para as análises seguiram a ABNT-NBR:10007. As amostras foram retiradas de três diferentes alturas dos reatores sendo: topo, meio e fundo (Figura 13). Para cada altura foram coletados quatro pontos, três laterais equidistantes a 120° e um ponto central como demonstrado na Figura 13.

Figura 13 - Pontos de coleta das amostras com a vista aérea dos pontos de coleta e vista frontal (topo, meio e fundo)



Fonte: a autora.

As amostras da parte superior foram coletadas com o auxílio de uma pinça de laboratório. Para a retirada das amostras da parte média e inferior foi utilizado o trado.

4.1.4 Estudo da Remoção através dos indicadores de Patógenos

Aos reatores foram adicionados microrganismos *Eschericia coli* (ATCC - American Type Culture Collection 25.922) e *Samonella spp.* (ATCC 4933).

Os microrganismos foram cultivados em ágar nutriente e incubados em estufa a 36°C por 24 h. Posteriormente foram adicionados a solução salina 0,9% e para determinar a concentração de microorganismo na solução foi utilizado um turbidímetro de McFarland. As concentrações utilizadas estão expotas na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentrações de *Escherichia coli* e *Salmonella spp.* utilizadas nos Reatores

Reator	<i>Escherichia coli</i> (UFC/g)	<i>Salmonella spp.</i> (UFC/g)
R1	10 ²	10 ²
R2	10 ⁵	10 ⁵
R3	10 ⁷	10 ⁷

UFC – Unidade formadora de colônia

O estudo foi realizado para verificar diferentes concentrações em que o processo de compostagem no reator facultativo poderia inativar esses microrganismos.

Os valores mínimos de 10² UFC.g⁻¹ foram definidos em conformidade com as normas da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA); instrução normativa - in nº 161, de 1º de julho de 2022, que estabelece padrões microbiológicos específicos para hortaliças frescas e preparadas (in natura, sanificadas, refrigeradas ou congeladas) destinadas ao consumo direto. Segundo essas diretrizes, a presença de *Salmonella spp.* deve ser totalmente ausente em 25 g do produto, indicando que qualquer detecção dessa bactéria em tal quantidade torna o alimento impróprio para o consumo. Para coliformes termotolerantes, particularmente *Escherichia coli*, o limite aceitável é de até 10² UFC.g⁻¹. Esses padrões foram estabelecidos para garantir a segurança microbiológica e minimizar os riscos de doenças transmitidas por alimentos. A ausência de *Salmonella spp.* e o controle da população de coliformes termotolerantes indicam que o processo de produção, preparo e armazenamento das hortaliças foi eficaz na redução de contaminantes microbiológicos, atendendo aos padrões de segurança para o consumo humano.

A determinação da máxima concentração foi diante das concentrações usuais de organismos patogênicos e indicadores de contaminação em esgotos sanitários que é de 10⁶ a 10⁸ UFC/100mL para *Escherichia coli* e 1 a 10⁴ UFC/100mL para *Samonella spp.*.

Os resíduos foram pesados, umedecidos, adicionados dos microrganismos e posteriormente homogeneizados em uma betoneira e por fim, foram adicionados ao reator facultativo.

4.2 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NOS REATORES FACULTATIVOS

4.2.1 Análises Físico-Químicas

4.2.1.1 Temperatura

Para a determinação da temperatura foram utilizados sensores termopar do tipo DS 18B20 associados a um dispositivo da plataforma arduino para aferir a temperatura de forma automática a cada 15 min.

As temperaturas foram aferidas durante 100 dias nas três regiões de avaliação dos reatores (topo, meio e fundo do R1, R2 e R3) e foi utilizado um sensor para aferir a temperatura ambiente (Sibarani; Kartika, 2022).

4.2.1.2 Umidade

A umidade foi analisada pela metodologia por via seca em estufa a 105°C durante 24 horas, a partir de 5 g de amostra do composto “in natura” em cápsula de alumínio e calculada conforme Equação 6 (Apha, 2005). As análises foram realizadas em duplicatas no R1, R2 e R3, nas partes do topo, meio e fundo de cada reator e nos tempos de 0, 3, 10, 40,70,100 e 130 dias do processo de compostagem.

$$Umidade (\%) = \frac{100x(massa\ úmida - massa\ seca)}{massa\ úmida} \quad (6)$$

4.2.1.3 Potencial hidrogênionico (pH)

O valor do pH foi determinado utilizando 5g de amostra do composto dissolvidas em 50 mL de solução de cloreto de cálcio (CaCl₂). A mistura foi agitada por 30 minutos e, após repouso e filtração foi medida em pHmetro com eletrodo

combinado de vidro da marca, seguindo o método oficial do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (Normativa nº 28, 2007). As análises foram feitas em duplicata no R1, R2 e R3 nas partes do topo, meio e fundo. As amostras foram analisadas nos tempos de 0, 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias do processo de compostagem.

4.2.2 Razão C/N

Foram realizadas as análises do teor de Nitrogênio e do teor de Carbono separadamente. Posteriormente foram realizados os cálculos para obtenção da razão C/N.

Determinação do teor de Nitrogênio

Para determinação do N, as amostras foram pesadas e transferidas para um tubo de digestão. Nessa etapa, foram adicionados 1 grama de uma mistura catalítica (composta por sulfato de sódio anidro, sulfato de cobre pentahidratado e selênio), 6 mL de ácido sulfúrico e 1 mL de peróxido de hidrogênio. Em seguida, os tubos foram colocados em um bloco digestor para digestão lenta (350-400°C), até que se alcançasse uma cor levemente esverdeada.

Depois de concluída a digestão das amostras, foram adicionados 10 mL de água destilada para diluir a solução. No equipamento de destilação de Micro-Kjeldahl, foi adicionado hidróxido de sódio (NaOH) 50% lentamente até que a mistura adquirisse uma coloração marrom escuro, então foi realizada a destilação. Para capturar a amônia do destilado, foram utilizados 20 mL de uma solução de ácido bórico a 4% com 3 gotas de indicador misto em um frasco Erlenmeyer de 150 mL (aproximadamente 50 mL do destilado foram recolhidos).

Por fim, a titulação foi realizada com ácido sulfúrico 0,1N fatorado até alcançar uma cor rósea no líquido contido no frasco Erlenmeyer. Para calcular a porcentagem de nitrogênio total, foi utilizada a equação 7.

$$N_{total}\% = \frac{V_g \cdot N \cdot f.c.0,014}{Pa} \cdot 100 \quad (7)$$

Onde:

V_g = (Volume de H_2SO_4 0,1 N gastos na titulação amost – Volume de H_2SO_4 0,1 N gastos na titulação branco);

N = normalidade da solução de H_2SO_4 (0,1);
 fc = fator de correção da solução de H_2SO_4 0,1 N;
 $0,014 = m_{eq}$ do N;
 Pa = peso da amostra.

Determinação do teor de do carbono

Inicialmente foi realizada a secagem prévia das amostras em uma estufa a 105 °C por 24 horas, com o objetivo de remover toda a água presente nos resíduos. Em seguida, os cadinhos de cerâmica contendo as amostras foram colocados em um forno tipo mufla e incinerados a uma temperatura de 550 °C por 3 horas. Após essa etapa, o conjunto de cadinho e resíduos foi transferido para um dessecador para resfriamento e, posterior pesagem (The Us Department Of Agriculture; The Us Composting Council, 2001).

O teor de matéria orgânica foi determinado em razão da perda de massa do resíduo incinerado, considerando-se o material perdido pela queima no intervalo de variação da temperatura de 105 °C a 550 °C, conforme equação (8) e o teor de carbono total pela equação (9):

$$MO(\%) = \frac{P-(T-C)}{P} \times 100 \quad (8)$$

Onde:

P = peso da amostra (g) depois de aquecida a 105 °C;

C = tara do cadinho (g);

T = peso da cinza + cadinho (g).

e

$$C_{total}(\%) = \frac{MO(\%)}{1,72} \quad (9)$$

Onde:

1,72 = fator usado admitindo que no matéria humificada 58% é Carbono.

A razão C/N foi calculada conforme a equação 10.

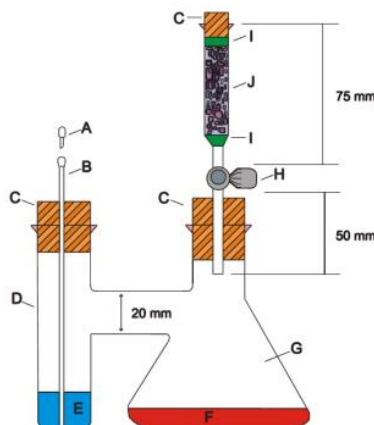
$$C/N = \frac{C_{total}(\%)}{N_{total}(\%)} \quad (10)$$

As análises da razão C/N foram realizadas para os tempos de 0 e de 130 dias.

4.2.3 Estudos de Respirometria

Para a análise da liberação de CO₂ das amostras obtidas no reator facultativo durante o processo de composragem, foi utilizado respirômetro de Bartha conforme modelo apresentado na Figura 14.

Figura 14 - Esquema de um respirômetro de Bartha e Pramer. A: Tampa da cânula, B: Cânula (diâmetro de 1 a 2 mm). C: Rolha de borracha. D: Braço lateral (diâmetro de 40 mm; altura de 100 mm). E: Solução de KOH. F: Substância analisada. G: Frasco erlenmeyer (250 mL). H: Válvula. I: Suporte (lã de vidro ou algodão). J: Filtro de cal sodada (diâmetro de 15 mm; altura de 40 mm).



Fonte: CETESB, 1990

Para cada ensaio foram pesados 8 g de amostra retirado do reator e inserido no compartimento G do respirômetro. Foi adicionado 10 mL de solução KOH 0,2 M no compartimento D do respirômetro e imediatamente foi fechado de forma hermética e incubado a 20°C +/- 1°C por 24 h.

Após incubação foi removida a rolha de borracha do filtro de ascarita do respirômetro e abriu-se a válvula. Removeu-se a tampa da cânula do braço lateral. Usando uma seringa de 10 mL, foi transferida a solução de KOH do braço lateral do respirômetro para um frasco Erlenmeyer contendo 2 gotas de

fenolftaleína; 1 mL de uma solução de BaCl₂ 0,5 M. Encheu-se a seringa com 10 mL de água isenta de CO₂ (em ebulição por 30 min.) injetou-se no braço lateral do respirômetro para lavagem do mesmo e, com a seringa, transferiu essa quantidade de água para o Erlenmeyer. Repetiu-se a lavagem por mais duas vezes e titulou-se imediatamente com HCl 0,1 M com fator conhecido. Também foi realizada a titulação com um frasco Erlenmeyer contendo 30 mL de água isenta de CO₂, 10 mL de solução KOH 0,2 M; 1 mL de BaCl₂ 0,5M e duas gotas de fenolftaleína (branco) CETESB (1990).

Anteriormente ao início das análises foi realizado o teste de hermeticidade dos respirômetros fazendo todo o processo descrito, mas isenta de amostra.

Para os cálculos foi utilizada a equação 11:

$$\mu\text{mol CO}_2 = (A - B) 8 \times 0,044 \times f_{c_{HCl}} \quad (11)$$

onde

A = volume de HCl gasto para titular o branco;

B = volume de HCl gasto para titular o tratamento;

8 = fator para transformar o equivalente em um mol de CO₂;

0,44 = fator de conversão de μmol de CO₂ em mg de CO₂

$f_{c_{HCl}}$ = fator de correção do HCl 0,1 N.

As análises de repirômetria foram realizadas semanalmente em amostras representativas utilizando apenas 1 reator (R1), pois os três reatores possuíam o mesmo preenchimento e mesmas condições operacionais.

4.2.4 Índice de Germinação de Sementes (IGS)

A fitotoxicidade é uma indicação de que o fertilizante não se encontra suficientemente curado ou que contém substâncias tóxicas, quem pode ser avaliado através do IG. As plantas respondem alterando seu padrão de desenvolvimento.

Para a análise, foi realizada a extração, com dissolução do composto em água destilada e agitado por 30 min. Posteriormente foi realizada filtragem em papel

filtro qualitativo. Foi adicionado 5 mL do filtrado em placas petri forradas com papel filtro, posteriormente adicionadas 10 sementes de *Lepidium sativum* (agrião d'água) e encubadas em câmara escura por 120 horas a temperatura de 26 °C. Transcorrido esse tempo observou-se o número de sementes germinadas e o tamanho da raiz. Com base nas Equações 11,12 e 13 foram calculados os IG (CUNHA et al., 2018).

$$RSG(\%) = \frac{\text{média aritmética do nº de sementes germinadas em cada extrato}}{\text{média aritmética do nº de sementes germinadas no branco}} \times 100 \quad (12)$$

$$RRG(\%) = \frac{\text{média aritmética do comprimento das raízes em cada extrato}}{\text{média aritmética do comprimento das raízes no branco}} \times 100 \quad (13)$$

$$IGS = \frac{RSG \times RRG}{100} \quad (14)$$

4.2.5 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

Os ácidos graxos orgânicos voláteis foram quantificados nas amostras coletadas nos tempos de 3, 40, 70, 100 e 130 dias nas partes do topo, meio e fundo, com amostras representativas dos R1, R2 e R3.

Para realizar a extração dos ácidos orgânicos foram dissolvidas 5 g de amostras de composto em 50 mL de água ultrapura com agitação por 30 minutos a 100 rpm em agitador orbital shaker na temperatura de 10°C. Após a agitação as amostras passaram pela centrifugação a 7000 rpm por 7 min. Foi filtrado 1,5 mL do sobrenadante em filtros de 22 µm para (Beck-Friis et al., 2003; Liu et al., 2020). A determinação dos ácidos graxos orgânicos voláteis ocorreu à 60°C com uma taxa de fluxo de 0,6 mL.min⁻¹ usando como fase móvel uma solução de 3 mM H₂SO₄, com limite de detecção foi de 1 mM. Foram utilizadas colunas de exclusão de íons de 300 mm por 7,8 mm (Aminex HPX-78H) e pré-coluna Cátion-H (Bio-Rad) anexada à coluna analítica, com detector de arranjo de diodos a 210 nm (Wang et al., 2021).

4.2.6 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

Inicialmente lavou-se uma alíquota da amostra do topo, meio e fundo obtida dos reatores em Erlenmeyer com tampão fosfato 0,05 N a pH 7,4 por 3 vezes. Posteriormente colocou-se o lavado de forma a submergir em solução de glutaraldeído a 3 % durante 24 horas. Desidratou-se a amostra empregando soluções de etanol 30 %, 50 %, 70 % e 100 %. Um grânulo da amostra obtida foi então adicionado sobre placas circulares contendo fita de carbono e realizou-se o recobrimento com ouro utilizando o equipamento Sputter Coater SC7620. As análises foram feitas em microscópio eletrônico de varredura Mira 3 / Tescan (Fernandes et al., 2013). As análises ocorreram nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias para R1, R2 e R3 nas partes do topo, meio e fundo.

4.3 Análises Espectroscópicas

Com o objetivo de determinar maturidade e estabilidade do composto produzido na compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado no reator facultativo foram realizadas as análises de ultra violeta visível (UV/Vis) e Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR).

4.3.1 Ultra Violeta Visível (UV/Vis)

Os espectros UV/Vis foram obtidos utilizando 0,1 mg de amostra dissolvida em 25 ml de solução NaOH 0,05 mol L⁻¹ e pH de 8,0. As medições de absorbância foram obtidas na faixa de trabalho entre 200-800 nm, usando um espectrofotômetro Varian Cary 50 BIO (Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2018)

As razões E₄/E₆ foram calculadas a partir da absorbância de 465 e 665 nm no topo, meio e fundo do R1, R2 e R3, nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias.

4.3.2 Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

As análises de FTIR foram realizadas nos dias 3, 10, 40, 70, 100 e 130 do processo de compostagem, das partes do topo, meio e fundo do R1, R2 e R3. As análises foram realizadas em um espectrofotômetro da marca Shimadzu®, modelo IR PRESTIGE 21, pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa. Os espectros foram obtidos na faixa de 400 cm^{-1} a 4000 cm^{-1} , preparou-se pastilhas com 1,0 mg de amostra seca e 100 mg de KBr (Campos et al., 2017).

4.4 QUALIDADE DO COMPOSTO

4.4.1 Calagem

O processo de Calagem foi realizado com o composto após finalização dos 130 dias de compostagem com o composto dos reatores facultativos R1, R2 e R3.

Para o processo de calagem foi pesado 3 kg do composto e 510 g de cal virgem (CaO) 17% em massa. Foi realizada a homogeneização e acondicionada em recipientes plásticos por 72 h, durante esse período foram aferidos a temperatura (USEPA, 1996).

Após período de 72 h foram realizadas as análises para *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*. como descrito nos itens 4.4.2 e 4.4.3.

4.4.2 Salmonella

Para a análise da presença de *Salmonella* spp., 25 g da amostra obtidas dos reatores foi diluída em 225 mL de água peptonada tamponada e incubadas por 24 h a 36°C para enriquecimento. Posteriormente foi semeada em placas com Agar SS (*Salmonella Shigella*) e incubadas em estufa bacteriológica a 36°C de 24 h até 48 h. Se houver coloração das colônias negras indica que a amostra está contaminada com *Salmonella* spp. (ANVISA, 2004).

As análises de *Salmonella spp.* foram realizadas para R1, R2 e R3, nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 0, 10 e 130 dias do processo de compostagem nos reatores facultativos e após o fim do processo de calagem, descrito no item 4.4.1.

4.4.3 Coliformes Termotolerantes

A análise de coliformes termotolerantes. a *Escherichia coli* foi realizada pelo método de membranas filtrantes para materiais sólidos, seguindo metodologia (US.EPA, 2003).

Para isso foram pesados 30 g de amostra obtida dos reatores diluída em 270 mL de água destilada autoclavada, posteriormente foi realizada a diluição em série. Foi realizada então a filtração em membrana estéril. Após a filtração, a membrana foi acondicionada em placas petri contendo ágar Chromocult e incubadas em estufa a 35°C por 24 h. Então foi realizada a contagem das colônias (roxas para coliformes totais e azul esverdeadas para *Escherichia coli*).

Para a quantificação foi utilizada na equação 10:

$$\text{Colonias de coliformes/g} = \frac{\text{colonias de coliformes contadas} \times 100}{\text{mL da amostra} \times \% \text{ sólidos totais}} \quad (10)$$

(US.EPA 2003)

As análises de *Escherichia coli* foram realizadas para R1, R2 e R3, nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 0, 10 e 130 dias do processo de compostagem nos reatores facultativos e após o fim do processo de calagem, descrito no item 4.4.1.

4.4.4 Ovos Viáveis de Helmintos

Os ovos de helmintos (*Hymenolepis spp.*) foram aferidos pelo método (Hoffman; Pons; Janer, 1934) nos três reatores para o composto obtido com 130 dias do processo de compostagem.

A técnica consiste em dissolver cerca de 10g de composto em 10 ml de H₂O esterilizada em frasco pequeno. Filtrou-se em gaze dobrada em quatro, utilizando um cálice de sedimentação. O frasco foi lavado 2 vezes despejando a água esterilizada

na gaze. Completou-se o cálice com água e foi feita a homogeneização com bastão de vidro, deixando em repouso de 24 horas.

Com uma pipeta esterilizada e tampada, foi retirada uma amostra do fundo do vértice do cálice, destampando a pipeta após imergi-la e examinou ao microscópio com uma gota da solução de lugol, observando a morfologia dos ovos.

4.4.5 Análise de Metais Pesados

O processo de abertura das amostras foi realizado em Bloco Digestor Microcontrolado Tecnal, Modelo 40/25. Para cada análise pesou-se em balança analítica Shimadzu AY220 $1,0\text{g} \pm 0,01\text{g}$ dos compostos dos reatores em tubos de borosilicato, adicionando-se 10 mL de HNO_3 concentrado PA aquecendo por 6 horas a $95 \pm 5^\circ\text{C}$, e posteriormente foi adicionado 1,0 mL de HCl concentrado PA por 2 horas a $95 \pm 5^\circ\text{C}$. Após o resfriamento, adicionou-se 1,0 mL de H_2O_2 30%, permanecendo em aquecimento à $95 \pm 5^\circ\text{C}$ por 2 horas. Os extratos obtidos foram transferidos para balões volumétricos de 50 mL por processo de filtração em filtro Whatman nº 540 com lavagens sucessivas e aferidas com água ultrapura de Ultrapurificador de Água e Osmose Reversa (Milli-Q; Gehaka®).

Para as análises dos íons metálicos foi utilizada a metodologia EPA 3050-b (US.EPA, 1996). As determinações foram realizadas em Espectrômetro de Absorção Atômica de Chama (FAAS), marca Varian, modelo 240FS com lâmpadas cátodo-oco multielementares. Utilizou-se chama oxidante de ar/acetileno, com fluxo de $13,50\text{ L min}^{-1}$ e $2,0\text{ L min}^{-1}$, respectivamente. Foram determinados os teores dos seguintes íons metálicos: níquel (Ni), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe) e zinco (Zn).

As análises de metais foram realizadas em amostras R1, R2 e R3, nas partes do topo, meio e fundo ao final do processo de compostagem no reator facultativo (130 dias). Os resultados foram apresentados como média dos reatores para cada uma das partes analisados.

4.4.6 Fenóis Totais

Os polifenóis solúveis presente nos resíduos orgânicos foram determinados mediante extração aquosa na razão 1:20. Metodologia de Folin modificada (Georgé et al., 2005).

Foram pesados 2 g do resíduo seco e homogeneizado e adicionado 40 mL de água deionizada. Agitou-se por 2 horas e foi centrifugado a 3000 rpm por 5 min. O extrato obtido foi utilizado para determinação dos polifenóis solúveis.

Posteriormente foram adicionados ao tubo de ensaio na seguinte ordem: 0,5 mL da amostra; 1,5 mL de água destilada; 500 μ L de solução tampão carbonato tartarato; 50 μ L de reativo Folin Ciocalteu. As soluções preparadas ficaram em repouso por 30 min. em ambiente escuro. A leitura foi realizada em espectrofotômetro em 700 nm.

Curva padrão: Foram preparadas as soluções de fenol 100 mg.L⁻¹, a partir desta foram preparadas diluições de 10 mg.L⁻¹, 20 mg.L⁻¹, 30 mg.L⁻¹, 40 mg.L⁻¹ e 50 mg.L⁻¹.

Posteriormente foram adicionados ao tubo de ensaio, seguindo a ordem: 0,5 mL da diluição correspondente; 1,5 mL de água destilada; 500 μ L de solução tampão carbonato tartarato; 50 μ L de reativo Folin Ciocalteu. Para o Branco foram adicionados ao tubo de ensaio 2 mL de água destilada; 500 μ L de solução tampão carbonato tartarato; 50 μ L de reativo Folin Ciocalteu. As soluções preparadas ficaram em repouso por 30 min. em ambiente escuro. A leitura foi realizada em espectrofotômetro em 700 nm.

As análises de polifenóis totais foram realizadas para as amostras das matérias primas, resíduos de alimentos, cepilho e tabaco, além do composto obtido nos reatores R1, R2 e R3 no início do processo (dia 0) e no final do processo (dia 130), nas partes do topo meio e fundo. Os resultados foram apresentados como média dos reatores para cada uma das partes analisados.

4.4.7 Nutrientes NPK

O teor dos nutrientes N, P e K foram determinados das amostras de composto dos três reatores no final do processo. A análise foi realizada em um modo semiquantitativo em equipamento de Análise Elementar de energia Dispersiva por Fluorescência de Raios X (EDXRF) 720 da marca Shimadzu®. Os pellets foram preparados utilizando 0,5 g de cada amostra prensada por 1 min, sem a necessidade de adicionar agente complexante.

As análises da razão C/N foram realizadas para amostras do composto homogeneizado de todo o reator, para R1, R2 e R3, nos tempos de 0 e de 130 dias.

4.5 ANÁLISE DO CHORUME

O chorume produzido pelo reator foi avaliado quanto ao volume produzido; pH (metodologia descrita no 4.2.1.3), razão C/N (metodologia descrita no 4.2.2) e nutrientes NPK (metodologia descrita no 4.4.7). As análises ocorreram nos tempos 3 e 10 para R1 e 3, 10, 70, 100 e 130 dias para R1, R2 e R3.

4.5.1 Produção de Mudanças de Hortaliças (Tomate e Pepino)

A condução do experimento seguiu a metodologia proposta por RIBEIRO et al., (2007). Para condução empregou-se o delineamento inteiramente casualizado, sendo 5 tratamentos com 4 repetições e 20 plantas para pepino do tipo Caipira Isla® (cv. Hokuho) e 5 tratamentos com 4 repetições e 20 plantas para tomates do cultivar San Marzano. As fontes de variação foram diferentes concentrações do composto proveniente do reator facultativo (foram homogeneizados os compostos obtidos entre as partes do topo meio e fundo para cada reator, sendo separados em R1, R2 e R3) e substrato comercial Mecplant®, sendo a proporção (v/v) demonstrada na Tabela 4.

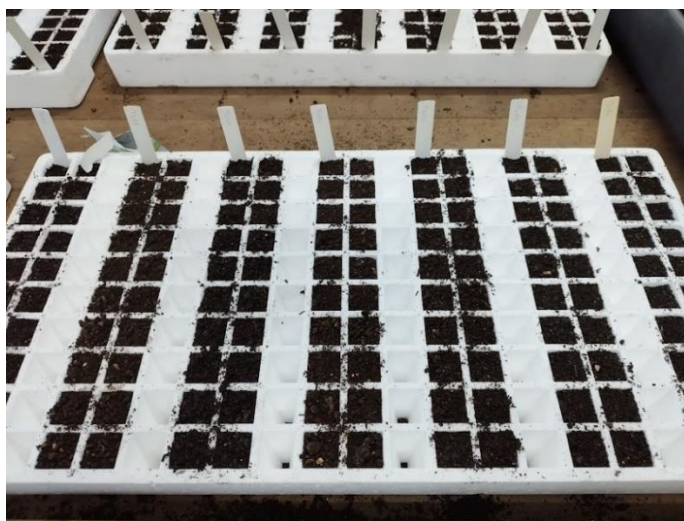
Tabela 4: Delineamento experimental para a produção de mudas de hortaliças utilizando o produto da compostagem no reator facultativo (após 130 dias) e o substrato comercial Mecplant®

Tomate			Pepino		
Tratamento	Composto reator	Substrato comercial	Tratamento	Composto reator	Substrato comercial
1-T	0%	100%	1-P	0%	100%
2-T	25%	75%	2-P	25%	75%
3-T	50%	50%	3-P	50%	50%
4-T	75%	25%	4-P	75%	25%
5-T	100%	0%	5-P	100%	0%

Os substratos foram triturados com o auxílio de um processador de alimentos e peneirados em uma peneira com abertura de 5mm para padronização do composto e substrato.

Para produção das mudas foram utilizadas bandejas de poliestireno expandido com 200 células e com volume de 15,58ml por célula. Após o preenchimento foram semeadas (duas sementes por célula), em seguida, as sementes foram cobertas por uma fina camada de substrato. Os testes com pepino do tipo Caipira Isla® (cv. Hokuho) e tomates do cultivar San Marzano foram realizados em bandejas distintas para evitar misturas das plantas na mesma célula (Figura 15). As plantas foram mantidas em casa de vegetação durante todo o experimento.

Figura 15 - Bandejas com as células preenchidas com as misturas dos compostos e semeado



Fonte: A autora.

Com 8 dias da semeadura foi realizado o raleamento visando estabelecer apenas uma planta por célula evitando assim a competição por água, luz e nutrientes (Figura 16 e Figura 17).

Figura 16 - Mudas de pepino com 10 dias da sementeira, antes do raleamento



Fonte: A autora.

Figura 17- Mudas de tomate com 10 dias da sementeira, após raleamento



Fonte: A autora.

A avaliação final foi realizada trinta dias após a sementeira das plantas. Nesta avaliação foram utilizadas aleatoriamente 10 plantas de cada tratamento para análise (Figura 18 e Figura 19).

Primeiramente foram mensuradas o número de folhas e as alturas finais de cada planta. O número de folhas foi determinado pelas folhas completamente expandidas, enquanto a altura foi medida a partir da folha mais alta. Em seguida, as raízes foram lavadas com água corrente para remover o substrato presente no sistema radicular, e o excesso de água foi retirado com papel toalha.

Figura 18 - Mudas de pepino a serem analisadas



Fonte: A autora

Figura 19 - Mudas de tomate a serem analisadas



Fonte: A autora

A parte aérea foi separada do sistema radicular com uma tesoura, e a massa fresca das plantas foi medida (Figura 20). As amostras foram colocadas em pacotes de papel e levadas para secar em uma estufa a 60°C por 72 horas. Após a secagem, foram mensuradas as massas secas da parte aérea e do sistema radicular.

Figura 20 - Sistema radicular e parte aérea sendo separadas para análise



Fonte: A autora

Por fim foi realizada a análise estatística, tendo a média das 4 repetições obtidas de cada variável (altura, número de folhas, massa fresca da raiz, massa fresca da parte aérea, massa seca da raiz e massa seca da parte aérea) foram submetidas ao teste de variância e comparadas pelo teste de Regressão linear ($p \leq 0,05$).

4.5.2 Produção de Mudas Arbóreas

O experimento foi implantado em um delineamento inteiramente casualizado, em modelo de parcelas subdivididas no tempo com onze combinações a partir de composto orgânico (obtidos da homogeneização dos compostos de R1, R2 e R3 e substrato MecPlant® de acordo com as formulações descritas na Tabela 5. Todas com quatro repetições de 22 mudas por unidade experimental.

Tabela 5 - Descrição dos substratos utilizados na produção de mudas de *M. scabrella*. Todos volumes em litros

Tratamento	Composto orgânico	Casca de pinus	Biochar
1	0	100	150

2	10	90	150
3	20	80	150
4	30	70	150
5	40	60	150
6	50	50	150
7	60	40	150
8	70	30	150
9	80	20	150
10	90	10	150
11	100	0	150

Após o preparo dos substratos, os tubetes com volume individual de 110 cm³ foram preenchidos e armazenados em uma estufa com cobertura plástica (150 micras) e sombreamento de 50%.

A irrigação por micro aspersão ocorreu quatro vezes ao dia, com duração de 5 minutos e vazão de 33 L h⁻¹ por um período de três dias para umidificação dos componentes. As sementes de bracinga (*M. scabrella*) utilizadas no experimento foram fornecidas pelo IAT-PR. Para quebrar a dormência das sementes, elas foram submetidas à imersão em água a 80°C, deixando-as esfriar por 24 horas. A semeadura foi realizada manualmente, distribuindo-se duas sementes por embalagem. Após 30 dias da semeadura, as plântulas foram raleadas para manter apenas uma por embalagem.

Depois de 60 dias em estufa, as mudas foram transferidas para a casa de sombra, com 70% de sombreamento e irrigação por micro aspersão, com quatro irrigações diárias de 20 minutos, vazão de 144 L h⁻¹, por um período de 30 dias. Em seguida, as mudas foram levadas para a área de rusticificação, com pleno sol e irrigação por micro aspersão: inicialmente quatro vezes ao dia, reduzindo para três vezes na segunda semana e duas vezes nas duas últimas semanas, com duração de 10 minutos e vazão de 256 L h⁻¹. Elas permaneceram nessa condição por mais 30 dias, permitindo a observação da plasticidade da planta em relação ao estresse hídrico.

Para avaliar a qualidade das mudas, a altura e diâmetro caulina, tamanho da raiz e número de folhas foram mensuradas aos 120 dias após a semeadura. Para análise estatística foi realizado o teste de Tukey. O experimento foi executado seguindo a metodologia proposta por Silva et al., (2021).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

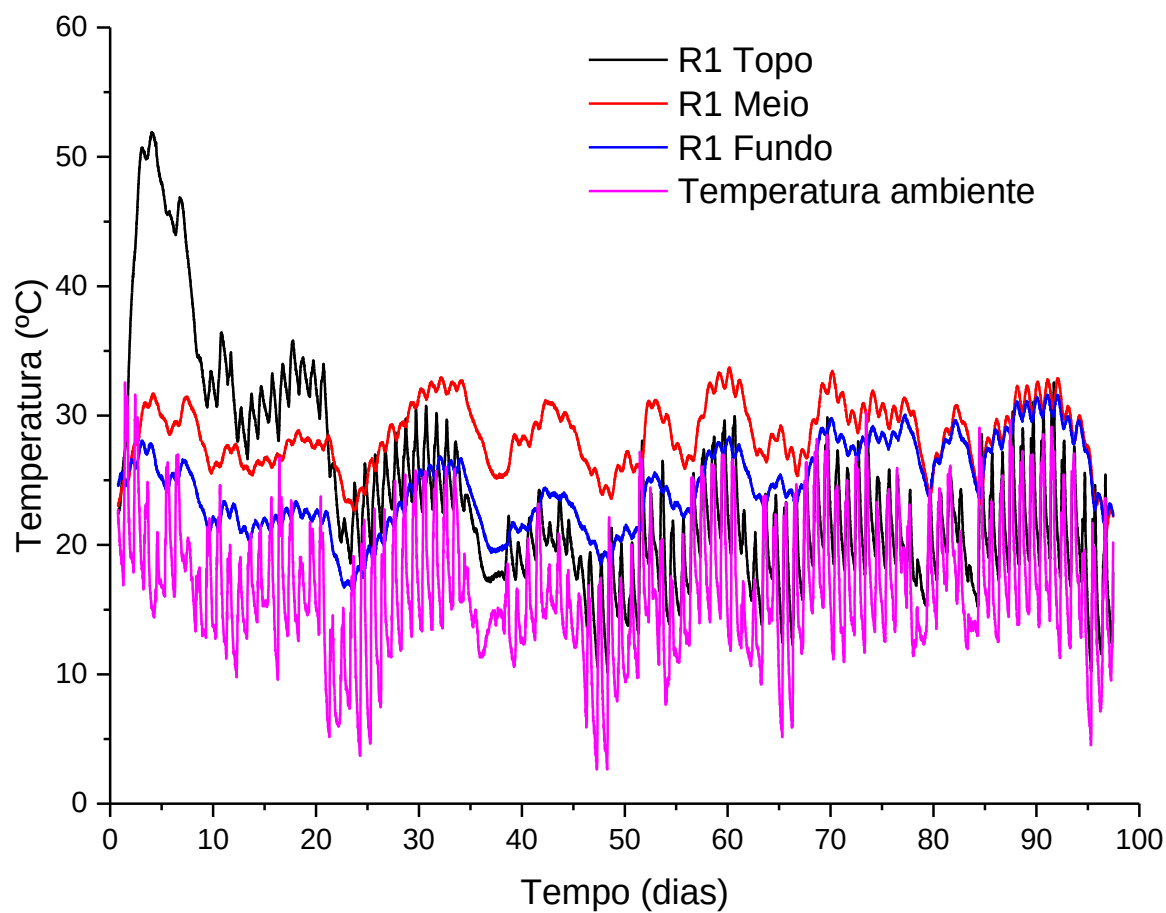
5.1 ANÁLISES DE MONITORAMENTO DOS REATORES

Com o objetivo de monitorar o processo de compostagem foram realizadas as análises físico-químicas de temperatura, umidade e pH. Também foram realizadas as análises de razão C/N, análises respirométricas, índice de germinação de sementes e Microscopia eletrônica de varredura.

5.1.1 Temperatura

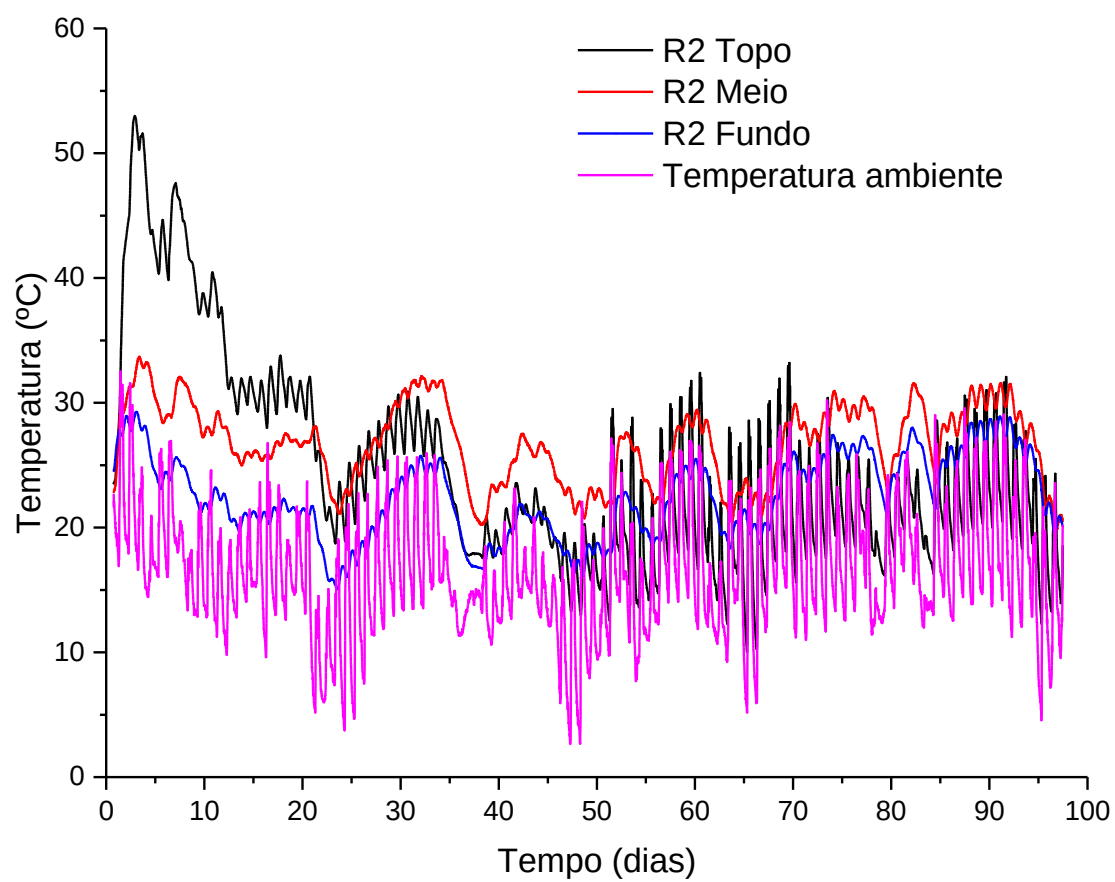
As Figura 21, Figura 22 e Figura 23 apresentam o os resultados da temperatura em relação ao período de compostagem para os três reatores avaliados.

Figura 21- Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 1, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.



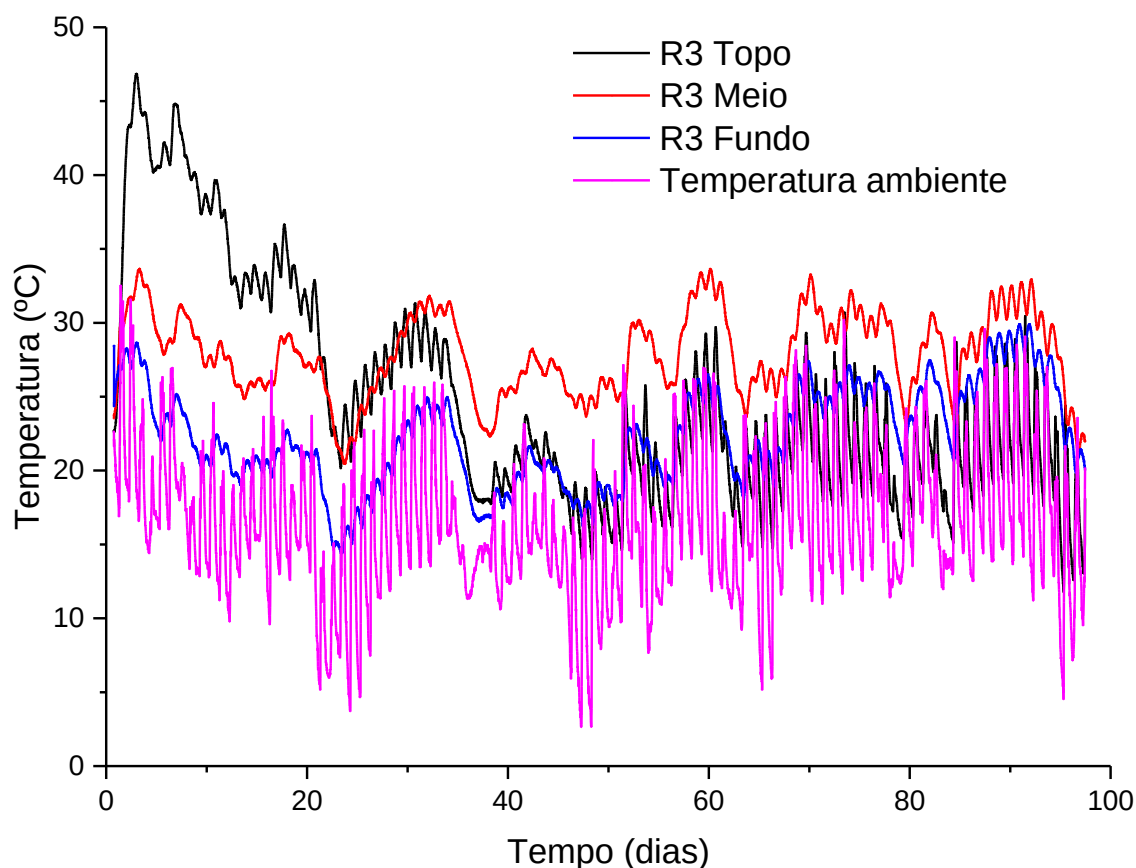
Fonte: A autora.

Figura 22 - Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 2, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.



Fonte: A autora.

Figura 23: Variação da temperatura das regiões do topo, meio e fundo no Reator 2, nos períodos de 01 a 100 dias de compostagem.



Fonte: A autora.

Verifica-se nas Figura 21, Figura 22 e Figura 23 que os três reatores possuem a mesma tendência para topo, meio e fundo. A temperatura no topo dos reatores subiu rapidamente entrando na fase termófila, sendo a máxima 54°C para R1, 52°C para R2 e 50°C para R3, a temperatura foi mantida acima de 50°C por 3 dias em todos os reatores. O aumento da temperatura no início da compostagem pode ser atribuído à grande disponibilidade de carbono facilmente biodegradável (Azim et al., 2018), indicando boas condições de decomposição e rápido estabelecimento da atividade microbiana em todos os reatores (Chang et al., 2021). E ainda segundo a USEPA, 2016 para eliminação de patógenos em sistemas de reatores, a temperatura deve permanecer acima de 40 °C, por período mínimo de 5 dias, no qual a temperatura deva exceder 50 °C por 12-24 horas de exposição, condição obtida pelos reatores.

Com 10 dias do processo de compostagem no reator a temperatura diminuiu para valores inferiores a 40°C no topo do reator, entrando na fase mesófila, durante

essa etapa, inicia a condensação molecular para a formação das substâncias húmicas a partir das moléculas hidrolisadas na fase anterior (Santos et al., 2014). A diminuição da temperatura para valores abaixo de 40°C sugere aumento nos teores de nitrogênio inorgânico, uma vez que o processo de nitrificação é intensificado na fase mesófila (Awasthi et al., 2014; Cáceres; Malinska; Marfà, 2018).

Após 46 dias de processo, o topo apresentou temperatura abaixo de 20° C, temperatura muito próxima da ambiente, que representa a fase de estabilização, indicando a baixa atividade microbiana do composto e consequentemente a estabilidade do composto (Bernal; Alburquerque; Moral, 2009).

Na parte do meio dos reatores houve acréscimo gradual da temperatura, atingindo valores de 40°C em 60 dias e a fase de estabilização, com 20°C com 90 dias.

O topo dos reatores possui sistema de ventilação passiva, que é responsável pela troca gasosa da fase aeróbia, no fundo a fase anaeróbia ocorre naturalmente como resultado da compactação devido ao peso da fase superior, reduzindo o fluxo de gases (CUNHA et al., 2018). Como interface entre topo e fundo, no meio dos reatores possivelmente ocorre o processo facultativo, existindo uma interação de microrganismos aeróbios e anaeróbios.

A interação de microrganismos facultativos para compostagem foi pouco estudada até o presente momento. No entanto, De Clippeleir et al., (2012) mostram evidências de que em reatores facultativos os microrganismos vivem em mutualismo, mantendo então o equilíbrio dentro do sistema fechado. As camadas superiores aeróbias contribuem para a captura de compostos odoríferos produzidas na parte do fundo dos reatores (Iyengar; Bhave, 2006). Além disso, Chowdhury et al., (2014), apontam que a temperatura também é afetada pela porosidade do processo. Como a parte do meio suporta todo o peso do composto acima dele, o processo ocorre então sob menor porosidade e maior compactação.

Já a parte do fundo dos reatores apresentou aumento da temperatura de forma gradual e lenta atingindo a máxima de 30°C em 70 dias e aproximando da temperatura ambiente em 100 dias.

No processo anaeróbio, a atividade metabólica dos microrganismos decompositores ocorre de forma mais lenta e com temperaturas mais baixas, quando comparado ao processo aeróbio. A temperatura inicia com aumento de forma

gradativa, o processo tem uma longa fase mesófila. Entrando na fase termófila, quando atinge a máxima temperatura, por fim, o processo desacelera e entra na fase de estabilização (Montañés; Solera; Pérez, 2015; US.EPA, 2020b). Trabalhos anteriores avaliaram as diferenças de temperatura entre as diversas partes do reator facultativo e encontraram características semelhantes às observadas nesses reatores em avaliação (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018a; Zittel et al., 2020). Zittel et al. (2018b) conduziram compostagem em reatores facultativos comparando o processo com diferentes resíduos e registraram temperaturas próximas a 50°C na parte superior dos reatores, enquanto a temperatura no fundo do reator apresentou picos menores, atingindo valores de 35°C, no processo de biodegradação anaeróbio o aumento da temperatura é gradual e com picos menores (comparados aos processos aeróbios), indicando a anaerobiose no fundo do reator. Embora as temperaturas no fundo do reator não tenham atingido os 50°C, foi possível observar o processo de compostagem pela diferença entre a temperatura ambiente e as temperaturas registradas no fundo. Essas variações oscilaram, chegando a mais de 20°C acima da temperatura ambiente após 65 dias, indicando atividade microbiana e degradação da matéria orgânica.

Outros trabalhos mostram que temperaturas de 38 graus mantidas por 7 dias é suficiente para eliminar os principais patógenos encontrados em resíduos domésticos tais como salmonella (Avidov et al., 2021; Manga; Muoghalu; Acheng, 2023). Esses valores foram verificados nos reatores.

Além do calor produzido durante a compostagem, a eliminação de patógenos pode ocorrer devido à interação de diversos fatores, como a presença de compostos tóxicos (amônia e ácidos orgânicos), competição microbiológica por nutrientes, parasitismo e a produção de substâncias antimicrobianas (Manga; Muoghalu; Acheng, 2023; Wichuk; McCartney, 2008).

As variações de temperatura observadas nos reatores nas Figura 21, Figura 22 e Figura 23 indicam que o processo de compostagem ocorreu, pois as temperaturas de todas as partes foram maiores que as temperaturas ambientes.

No topo do reator, as maiores temperaturas, no início da fase aeróbia entre 0 e 3 dias, os microrganismos mesófilos predominam. As atividades metabólicas desses organismos, junto com seu crescimento, geram calor rapidamente, elevando a temperatura (Nozhevnikova et al., 2019). Esse aumento de calor favorece a

substituição dos microrganismos mesófilos pelos termofílicos. Nessa fase, ocorre a decomposição de polissacarídeos, proteínas e gorduras, que são transformados em monômeros como glicose, aminoácidos e ácidos graxos, respectivamente (Nozhevnikova et al., 2019; Zhang; Sun, 2016).

No fundo do reator, a temperatura subiu lentamente, atingindo os valores mais altos após 65 dias de processo. Esse aumento lento pode ser explicado porque durante a degradação anaeróbia, a fase mesófila é prolongada devido à ausência de oxigênio. Pois enquanto o metabolismo aeróbico, com seu alto rendimento energético, permite que um único organismo oxide completamente compostos orgânicos complexos em CO_2 , nenhum microrganismo anaeróbico consegue degradar completamente polímeros orgânicos em CO_2 e H_2O e a maioria deles possui uma demanda altamente especializada por substratos. Em condições anaeróbicas, a mineralização do carbono orgânico em CO_2 ocorre em várias etapas, envolvendo um consórcio de organismos, onde cada um conserva parte da energia livre potencial disponível no substrato de carbono orgânico original (Khalid et al., 2011; Lei et al., 2015; Megoñigal; Hines; Visscher, 2014).

Diante dos resultados de temperatura é possível inferir que a decomposição aeróbia e anaeróbia ocorreu de forma concomitante (topo e fundo do reator, respectivamente), com uma interface intermediária na região do meio do reator, onde predominam condições facultativas.

5.1.2 Umidade

A umidade é um importante parâmetro para o processo de degradação da matéria orgânica, pois as cinéticas de biodegradação são afetadas por ela devido a alterações na difusão de oxigênio, potencial hídrico, atividade da água e taxas de crescimento microbiano. Essas interações se tornam mais complexas pela natureza dinâmica do processo de compostagem, como mudanças no tamanho e na estrutura das partículas ao longo do tempo (Richard et al., 2002). A Tabela 6 apresenta os resultados dos valores de umidade durante o período de compostagem avaliado.

Tabela 6 - Valores de umidade (%) nos três reatores nos 130 dias do processo de compostagem

Tempo (dias)	R 1			R 2			R 3		
	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo
3	71,0±2,8	69,3±0,4	71,6±0,8	71,4±1,5	71,5±0,6	71,2±0,2	71,2±0,6	70,8±0,2	70,1±0,1
10	72,1±2,7	68,5±2,4	70,3±0,4	70,2±0,2	69,7±0,2	68,8±0,3	69,9±0,3	68,1±0,4	67,4±0,3
40	64,3±1,1	64,9±0,9	64,5±0,5	66,6±2,9	66,0±1,1	65,5±0,4	66,0±1,4	64,7±0,1	66,9±0,8
70	62,0±0,3	65,0±0,4	65,9±0,9	63,0±0,8	65,4±0,2	67,1±0,1	61,5±0,8	64,3±1,3	64,1±2,4
100	56,0±1,3	61,8±0,4	61,1±1,0	57,3±4,3	62,7±0,8	65,3±1,5	58,4±0,7	63,8±2,7	62,6±0,1
130	50,1±1,5	61,2±0,2	60,2±2,7	56,2±2,2	60,2±0,3	61,9±0,9	53,4±0,1	54,2±0,1	60,3±0,3

Os três reatores avaliados tiveram o mesmo delineamento quanto a umidade. Inicialmente, para o topo apresentaram umidade de 72,5% para R1; 74,1% para o R2 e de 73,5% para o R3. Para Onwosi et al. (2017) consideram ideal a umidade em torno de 70% no início do processo de compostagem.

Todos os reatores apresentaram a umidade alta em todas as partes avaliadas (topo, meio e fundo). Ao decorrer do tempo, a umidade reduziu no topo do reator de forma mais acentuada, sendo R1 50,1%, R2 56,2% e R3 53,4% quando comparada com o fundo, com valores de R1 60,2%, R2 61,9% e R3 60,3% e o meio com valores intermediários R1 61,2%, R2 60,2% e R3 54,2%. A variação de umidade nas partes avaliadas nos reatores se deve possivelmente pela perda de água causada pela evaporação na parte superior, uma vez que o reator possui sistema passivo de trocas gasosas (sistema que permite a redução da umidade na parte superior) e também em função da perda de água por escoamento do chorume (ação da gravidade), acumulando maior umidade no fundo do reator (Cunha et al., 2021).

Os dados apresentados indicam que houve redução da umidade em todas as partes analisadas. Essa diminuição do teor de umidade causa uma redução na atividade microbiana e na intensidade das atividades metabólicas, indicando a estabilidade do processo de decomposição em 130 dias (Nafez et al., 2015; Onwosi et al., 2017).

Condições de baixa umidade, com valores inferiores a 40% podem restringir o movimento das bactérias, de modo que a dispersão física permite que sistemas de compostagem mistos funcionem com menores conteúdos de umidade do que sistemas estáticos. Já valores acima de 80% aumenta a espessura da película e preenche os poros menores entre as partículas, limitando o transporte de oxigênio (Azim et al., 2018; Zittel et al., 2018). A tecnologia de compostagem em reatores

facultativos permitiu o autocontrole de parâmetros físico-químicos, iniciando a compostagem com valores de umidade máxima em 73,5% e encerrando (130 dias) com o menor valor de $50,1\pm 0\%$, mantendo portanto a umidade necessária para os processos microbiológicos sem intervenção adicional (Campos et al., 2017; Cunha et al., 2018; Kopicic et al., 2014; Wong et al., 2011).

5.1.3 pH

O pH é um parâmetro importante no processo de compostagem, pois afeta as atividades microbianas durante todo o processo (Chan; Selvam; Wong, 2016; Onwosi et al., 2017). Na Tabela 7 são apresentados os valores de pH referente as partes do topo meio e fundo dos 3 reatores nos diferentes tempos analisados.

Tabela 7 - Valores de pH nos três reatores nos 130 dias do processo de compostagem

R1			
Tempo	Topo	Meio	Fundo
3 dias	9,03±0,01	8,76±0,04	8,60±0,19
10 dias	8,31±0,29	8,20±0,07	8,38±0,02
40 dias	8,09±0,03	8,54±0,29	8,50±0,22
70 dias	7,53±0,03	8,04±0,01	8,46±0,08
100 dias	7,37±0,01	7,50±0,01	7,76±0,04
130 Dias	8,17±0,00	8,17±0,01	8,22±0,02
R 2			
3 dias	9,03±0,02	8,50±0,01	8,66±0,08
10 dias	8,31±0,01	8,53±0,05	8,49±0,03
40 dias	8,38±0,02	8,23±0,03	8,19±0,01
70 dias	7,80±0,08	7,83±0,01	8,24±0,08
100 dias	7,62±0,01	7,60±0,01	8,37±0,01
130 Dias	7,99±0,07	8,05±0,01	8,02±0,01
R3			
3 dias	8,98±0,01	8,26±0,01	8,29±0,03
10 dias	8,54±0,01	8,34±0,00	8,47±0,00
40 dias	8,09±0,01	8,07±0,01	8,11±0,01
70 dias	7,82±0,01	8,70±0,49	9,00±0,06
100 dias	7,82±0,01	7,92±0,01	8,01±0,01
130 Dias	7,95±0,01	8,02±0,01	8,08±0,07

Em análise aos resultados da Tabela 7, verificou-se que as variações de pH durante a compostagem mantiveram-se alcalinos entre 9,03 e 7,36. O processo de compostagem iniciou com os valores de 7,82 para R1; 7,72 para R2 e de 7,73 para R3. Com o decorrer do processo os valores de pH praticamente se mantem estável, chegando na parte superior a 8,17; 7,99 e 7,95 para R1, R2 e R3 respectivamente e pH na parte inferior de 8,22; 8,02 e 8,08 para R1, R2 e R3 respectivamente. No meio do reator foram obtidos valores intermediários entre as partes superior e inferior sendo 8,17; 8,05 e 8,02 para R1, R2 e R3 respectivamente.

O aumento do pH no terceiro dia do processo de compostagem pode ser atribuído ao crescimento da flora microbiana termofílica, responsável pelo processo intenso de amonificação, por meio das reações de hidrólise de proteínas e de consumo de nitrogênio orgânico facilmente disponíveis. Durante a fase termófila, os níveis de nitrogênio amoniacal tendem a aumentar, aumentando o pH e indicando uma alta taxa de degradação dos compostos orgânicos presentes na composição inicial devido à atividade microbiana. A temperatura influencia diretamente o processo de nitrificação, que é a oxidação da amônia e a formação de compostos inorgânicos (Cáceres; Malinska; Marfà, 2018; Zhang et al., 2018).

A partir da análise da Tabela 7, observou-se que, após 100 dias de processo, o pH diminuiu, atingindo valores próximo a neutralidade (entre 7,37 e 8,37). O que pode ser atribuído à produção de compostos fenólicos e ácidos carboxílicos durante a degradação de resíduos de lignocelulose, como serragem e resíduos de poda de jardim (Azim et al., 2018).

Ao final do processo a parte inferior do reator apresenta valores de pH alcalinos, com valores entre 7,95 e 8,22. Quando o pH está próximo a neutralidade o composto está em processo de maturação. Esse fato deve-se às reações lentas e à influência do tampão húmico, o que permitiu a degradação do material orgânico e resulta em um pH final mais alto (Lin et al., 2018; Margaritis et al., 2017; Onwosi et al., 2017). Esses resultados foram obtidos nos três reatores facultativos avaliados.

Para Onwosi et al. (2017) e US.EPA (2016) o pH de 6,7 a 9 é favorável para uma boa atividade microbiana durante a compostagem. Os reatores apresentaram a faixa de pH adequada para que ocorresse o processo durante todo o tempo de compostagem analisado, mesmo sem nenhuma intervenção externa.

5.1.4 Razão Carbono/Nitrogênio (C/N)

Durante a compostagem, os microrganismos decompõem compostos orgânicos obtendo energia para o metabolismo e adquirir nutrientes. Os elementos C e N são cruciais, pois o carbono é usado como fonte de energia, enquanto o nitrogênio é utilizado para construir a estrutura celular (Onwosi et al., 2017).

Há uma grande variabilidade entre as matérias-primas em relação ao seu teor de matéria orgânica, que depende do componente a partir do qual o material foi feito. Materiais com alto teor de lignina e celulose (tronco, serragem de caules, etc.) têm uma alta relação C/N, devido à complexidade das cadeias de carbono (Azim et al., 2018). Enquanto materiais como o tabaco tem baixa razão C/N, devido as bases nitrogenadas presentes nas estruturas (Briški et al., 2012; Kopicic et al., 2013).

A razão C/N obtida na compostagem de resíduos de alimentos, cepilho e tabaco de cigarro contrabandeado (na proporção 1:1:1) no início (0 dias) e fim (130 dias) do processo de compostagem para R1, R2 e R3 estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Resultados obtidos para C, N e razão C/N nos reatores R1, R2 e R3, nos tempos de 0 e 130 dias

Reatores	0 dias (início)			130 dias (final)		
	C (%)	N (%)	C/N	C (%)	N (%)	C/N
R1	23,04	1,243	18,53	7,86	0,56	13,41
R2	23,32	1,33	17,48	11,99	0,57	14,02
R3	24,43	1,40	17,45	7,98	0,55	14,51

Em análise a Tabela 8 é possível observar que R1, R2 e R3 iniciaram o processo de compostagem com a razão C/N com valores muito próximos. Sendo 18,53 (R1); 17,48 (R2) e 17,45 (R3). Isso provavelmente ocorreu porque não teve diferença quando a composição e proporção das matérias primas envolvidas como descrito no item 4.1.2, sendo, portanto, os três reatores réplicas um do outro quanto a composição.

Estudos recomendam iniciar uma operação com razão C/N entre 20/1 e 30/1, com valor ótimo em 25/1 (Estevez; Linjordet; Morken, 2012). No entanto iniciar o processo de compostagem com menores razões C/N significa tratar maior quantidade de resíduos, sendo, portanto, uma busca constante a utilização de razões C/N cada

vez menores, com a condição que alcancem a maturidade e estabilidade no fim do processo. Alguns autores apontam que a relação C/N abaixo de 20/1 também é efetiva sobre o início da compostagem (Chang; Chen, 2010). Guo et al., (2012) demonstraram com estudos em compostagem, utilizando de fezes de porco e palha de milho, com razão inicial de C/N variando em 15/1, 18/1, 21/1, diferentes aerações e umidade e após estudos recomendaram a razão inicial de C/N de 18/1.

Cunha et al., (2018) realizaram a compostagem em reatores facultativos de 2000 L, utilizando resíduos de tabaco de cigarro contrabandeado, RSO e cepilho, na proporção de 1:1:1. O processo iniciou com uma razão C/N de 21 e resultou em um composto maturado e estabilizado. Já Zittel et al., (2018), utilizando lodo de esgoto, tabaco de cigarro contrabandeado, RSO e cepilho, conduziu a compostagem em três reatores facultativos com variação nas razões C/N: 18 no primeiro, 15 no segundo e 21 no terceiro. Ao final, obtiveram valores de C/N de 12, 9 e 15, respectivamente, demonstrando que o composto atingiu maturidade e equilíbrio de nutrientes.

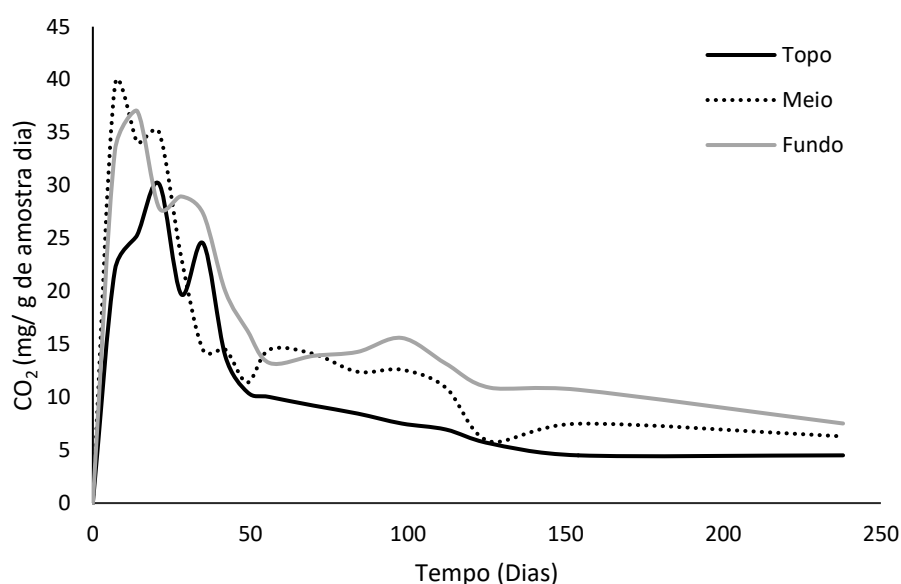
Os resultados obtidos por Zittel et al., (2018) no reator com razão C/N de 18 são semelhantes aos encontrados neste estudo. Após 130 dias de compostagem, os reatores apresentaram valores de C/N de 13,41 (R1), 14,02 (R2) e 14,51 (R3). Durante o processo de compostagem, ocorre uma redução da razão C/N devido às perdas significativas de carbono e nitrogênio, sendo que a redução de carbono é maior que a de nitrogênio, resultando na diminuição da relação C/N no produto final. Ao final do processo, essa relação tende a se estabilizar em valores abaixo de 15, devido à baixa taxa de bio-oxidação da matéria orgânica residual biodegradável (Kopczic et al., 2014; Margaritis et al., 2017). Zittel et al. (2018) consideram que a compostagem em reatores facultativos promove a autorregulação da razão C/N pois nesse processo o reator controla o excesso de nitrogênio liberado como amônia por meio de aeração adequada e intensificação do processo de nitrificação. Além dos resultados da razão C/N, é importante considerar outros indicadores que irão comprovar a maturidade do composto, como a análise por espectroscopia UV/Vis e IGS, que avaliará a ausência de toxicidade.

Os resultados da razão C/N corroboram com os encontrados nas análises físico-químicas, pois a razão C/N demonstra que o processo de compostagem ocorreu e que atingiu a estabilidade após 130 dias.

5.1.5 Respirômetro

As diferenças nas atividades microbianas por meio da respirometria entre as regiões do reator são importantes para compreender a dinâmica da decomposição e o progresso do processo de compostagem (Ponsá; Pagans; Sánchez, 2009). Os resultados obtidos de respirometria para o processo de compostagem são apresentados na Figura 24.

Figura 24 - Valores de CO₂ para respirometria durante o processo de compostagem em reator facultativo



Fonte: A autora.

Ao analisar a Figura 24, pode-se observar que nos primeiros 30 dias ocorre uma intensa atividade nas três partes do reator facultativo com valor máximo de 39,44 mg de CO₂ g⁻¹ de amostra dia. Após 50 dias ocorre um declínio nos valores de CO₂ no topo do reator devido a redução da atividade microbiológica acelerada pela maior oxigenação, enquanto a parte do fundo o processo segue mais lentamente. Após 50 dias, pode-se observar que os valores de CO₂ são mais altos na região do fundo (16,31 mg de CO₂ g⁻¹ de amostra dia) em comparação com o topo (10,48 mg de CO₂ g⁻¹ de amostra dia) e o meio do reator 11,39 (mg de CO₂ g⁻¹ de amostra dia). Esses resultados mostram que o topo já se aproxima da estabilidade, enquanto que no fundo o processo de degradação continua. Essa observação é característica do processo

anaeróbio, que geralmente é mais lento em comparação com o processo aeróbio (Cunha; Campos, 2022).

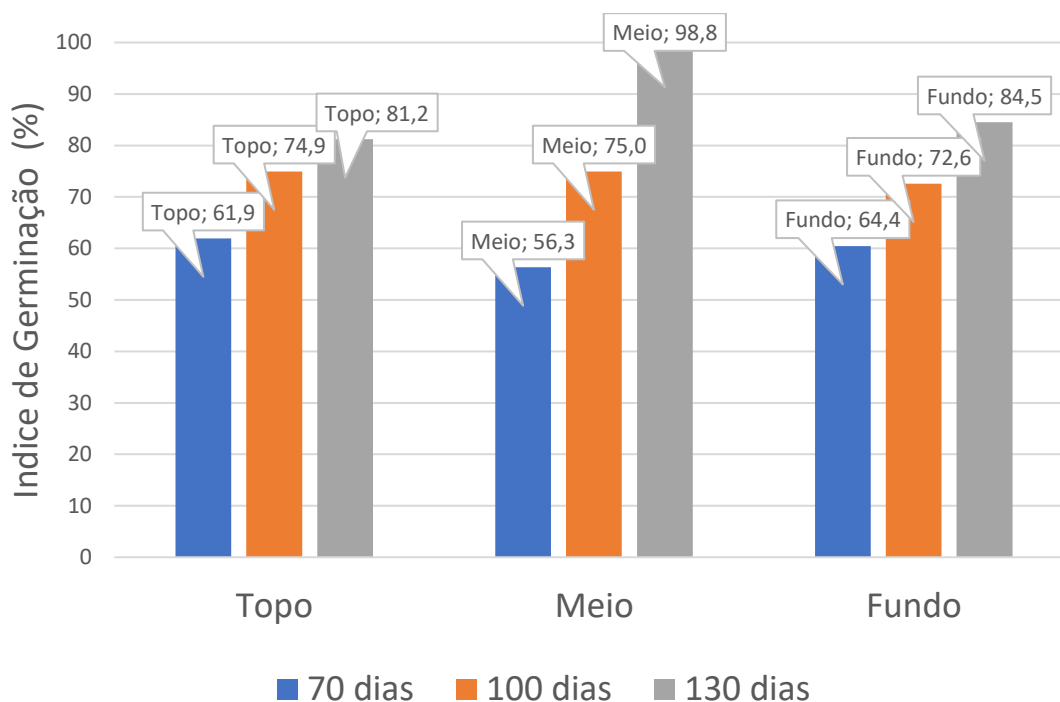
No final de 150 dias, os valores de CO₂ alcançam níveis inferiores a 5 no topo, indicando um processo de compostagem estável (William F. Brinton, 2000). Esse patamar baixo de CO₂ sugere que a atividade microbiana foi reduzida e a taxa de decomposição orgânica está em um estágio mínimo (Ren et al., 2019). Consequentemente, o composto resultante do processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado no reator facultativo apresentou características de estabilidade.

5.1.6 Índice de Germinação de Sementes (IGS)

O IGS é utilizado com indicador de composto maturado porque é um medidor direto de fitotoxicidade do composto produzido sobre germinação de sementes (Wang et al., 2017). E a maturidade é um importante critério para garantir a qualidade do composto quando aplicado à agricultura ou usado como condicionantes de solos (Oviedo-Ocaña et al., 2015).

A Figura 25 apresenta a média dos resultados de IGS obtido nas três partes avaliadas, topo meio e fundo do reator facultativo.

Figura 25 - Índice de germinação para as partes do topo, meio e fundo do reator facultativo nos tempos de 70, 100 e 130 dias



Fonte: A autora.

Ao analisar a Figura 25 nota-se que em 130 dias a região do topo atingiu o valor de $81,2 \pm 1,5\%$ no IG, a parte do meio $98,8 \pm 14,4\%$ e o fundo do reator o IG $84,5 \pm 7,6\%$.

Para diferentes autores um IGS acima de 80 indica composto maturados, livre de fitotóxicos (Guo et al., 2012; Wang et al., 2017; Yang et al., 2016). O aumento do IGS está atribuído à migração ou transformação de compostos tóxicos como amônia, ácidos graxos voláteis, compostos fenólicos, entre outros (Guo et al., 2012). Materiais mal compostados podem ter efeitos negativos sobre o crescimento das plantas e/ou germinação de sementes devido a produção de substâncias fitotóxicas, como substâncias fenólicas e ácidos graxos voláteis durante a decomposição da matéria orgânica (Bernal; Albuquerque; Moral, 2009; Khalid et al., 2011; Luo et al., 2018; Silva et al., 2014). Esses resultados mostram que apesar da compostagem nos reatores não ter sido eficiente na remoção dos patógenos estudados, ao final do processo o composto não apresentou fitotoxicidade, o que comprova a eficiência do sistema.

Campos; Ressetti; Zittel (2014) avaliaram o IGS na compostagem em um reator facultativo doméstico e obtiveram resultado de 93,3%, demonstrando a ausência de fitotoxicidade no composto maturado. Da mesma forma, Cunha et al.

(2018) analisaram a fitotoxicidade na compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado em um reator facultativo de 2000 L e obtiveram IGS de 80% em 120 dias de processo. Similarmente aos estudos mencionados, os resultados apresentados neste trabalho mostram uma diminuição da fitotoxicidade nas três partes avaliadas do reator. Após 130 dias de processo, verificou-se que estavam livres de fitotoxicidade, além de também terem alcançado a maturidade nesse período.

5.1.7 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

Os ácidos orgânicos voláteis incluem o ácido acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico, isovalérico e hexanoico. Sua formação está relacionada à decomposição de matéria orgânica anaeróbia ou semianaeróbia (Plachá et al., 2013). Os ácidos orgânicos voláteis são geralmente determinados por HPLC (Wolf et al., 2021) .

Os resultados obtidos para as análises de CLAE para determinação da presença de ácidos graxos voláteis na compostagem no reator facultativo estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados das concentrações dos ácidos orgânicos voláteis encontrados no reator facultativo durante o processo de compostagem

Tempo (dias)	Reator			
	Ácido	Topo	Meio	Fundo
3	Lat	ND	422,00	ND
	Ac	ND	1026,00	408,32
	Val	ND	ND	ND
40	Lat	ND	ND	ND
	Ac	ND	ND	ND
	Val	ND	425,66	401,04
70	Lat	ND	ND	ND
	Ac	ND	ND	ND
	Val	ND	661,37	2360,45
100	Lat	ND	ND	ND
	Ac	ND	ND	ND
	Val	ND	ND	ND
130	Lat	ND	ND	ND
	Ac	ND	ND	ND
	Val	ND	ND	ND

ND – Não detectado; Lat- ácido Láctico; Ac- ácido acético; Val- ácido Valérico; Resultados expressos em mg. L⁻¹

Observa-se na Tabela 9 que foi possível detectar no reator os ácidos graxos voláteis, tais como ácido láctico, ácido acético e ácido valérico. Com 3 dias do processo de compostagem no reator foram detectados 422 mg L⁻¹ de ácido láctico; 1026,00 e 408,32 mg L⁻¹ de ácido acético no meio e fundo do reator, respectivamente. Enquanto que, para o topo em nenhum dia de análise esses ácidos foram detectados. O ácido valérico foi detectado no meio e fundo do reator em 40 dias do processo com os valores de 425,66 e 401,04 respectivamente e nos valores de 661,37 e 2360,45 mg L⁻¹ com 70 dias do processo.

Vários estudos enfatizaram que no processo de degradação anaeróbia duas etapas são responsáveis pela produção de ácidos graxos voláteis: a acidogênese e a acetogênese. Primeiramente, os polímeros complexos presentes na matéria orgânica são reduzidos a monômeros solúveis (açúcares simples, aminoácidos, glicerol) ao longo da fase de hidrólise, e depois na fase acidogênica microrganismos transformam os monômeros solúveis em ácidos graxos voláteis, posteriormente a fase acetogênica produz o ácido acético (Figura 2) (Khalid et al., 2011; Lin; Chang; Chang, 1997; Madsen; Holm-Nielsen; Esbensen, 2011; Strazzera et al., 2018). Já no processo de decomposição aeróbio a matéria orgânica passa pela hidrólise com a formação de monômeros solúveis e posteriormente inicia a condesação molecular com a formação das substâncias húmicas, portanto não ocorre a formação de ácidos graxos voláteis (Gill; Jana; Shrivastav, 2014; Lu et al., 2020).

Os ácidos orgânicos voláteis foram identificados nas regiões do meio e fundo do reator. Em conjunto com os resultados de temperatura, umidade e respirometria, esses dados sugerem que o reator facultativo apresenta características anaeróbias na parte inferior. Tal observação encontra respaldo na literatura, uma vez que vários pesquisadores têm proposto que a presença de ácidos graxos voláteis serve como indicativo da ocorrência de processos de decomposição anaeróbia ou facultativa (Beck-Friis et al., 2003; Madsen; Holm-Nielsen; Esbensen, 2011; Strazzera et al., 2018).

Constatou-se que, na região do meio do reator, foram detectados ácidos láctico e acético aos 3 dias de compostagem, enquanto o ácido valérico foi identificado aos 40 e 70 dias do processo. A parte do meio é uma interface entre as partes aeróbias e anaeróbias dos reatores avaliados. Isso pode ter ocorrido por que nessa região com existe uma condição facultativa devido ao estresse de oxigênio e esses

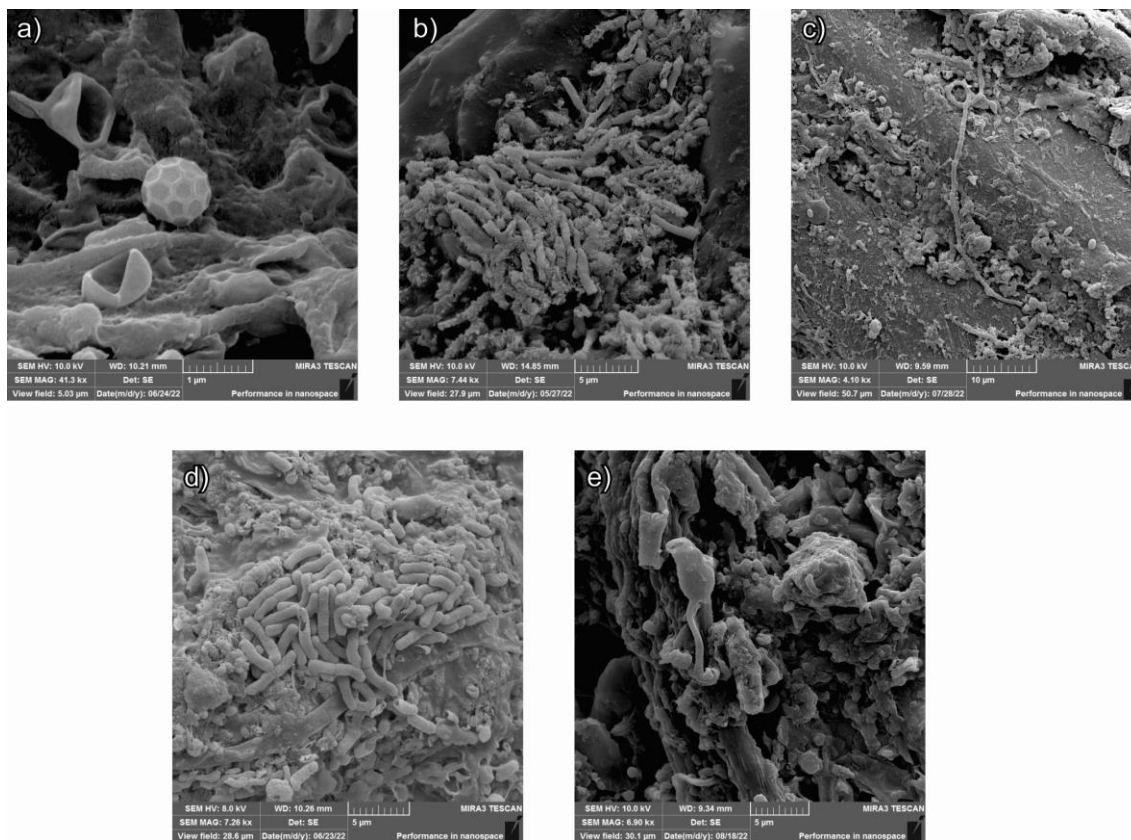
micrororganismos seriam facultativos (Plachá et al., 2013). Assim, esses valores contribuem para confirmar a hipótese de que esses reatores trabalham de forma facultativa.

A presença de ácidos orgânicos voláteis foi detectada nas regiões meio e fundo dos reatores nos dias 3, 40 e 70, indicando a existência de zonas facultativas na parte intermediária e anaeróbias na parte do fundo. Os ácidos orgânicos voláteis são produzidos nas primeiras fases da degradação anaeróbia, durante as etapas acidogênica e acetogênica, no final do processo, ocorre a fase metanogênica, resultando na formação de material humificado e metano (Madsen; Holm-Nielsen; Esbensen, 2011). Assim, a ausência de ácidos graxos voláteis após 100 dias indica que a compostagem entrou na fase de maturação (Liu et al., 2020).

5.1.8 Análise dos Microrganismos Presentes nos Reatores por Meio Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A Figura 26 apresenta as imagens representativas de MEV na busca de identificar os principais microrganismos presentes nas diferentes partes do reator facultativo durante o processo de compostagem.

Figura 26 - Imagens representativas de MEV dos microrganismos no reator facultativo a) esporos de *Thermoactinomyceas* b) *Thermoactinomyceas* c) *Halanaerobium* d) *Methanothermobacter* e) *Vorticella*



Fonte: A autora.

Por meio das imagens verificou-se que no topo do reator e no meio foram encontrados os esporos de *Thermoactinomyceas* e de *Thermoactinomyceas* (Figura 26 a e 26 b), com tamanho médio de $3,743 \pm 0,411 \mu\text{m}$ e morfologia de bastonetes. Essas imagens foram obtidas no período de 3 dias do processo de compostagem no reator com ambiente em condições de temperatura de 50°C e pH 8,5. As *Thermoactinomyceas* são microrganismos aeróbios, possuem morfologia de bastonetes, com tamanhos que variam de 1,006 a $3,757 \mu\text{m}$ e são capazes de se desenvolver em temperaturas próximas a 50°C e em um intervalo de pH entre 8 e 10, condições contempladas pelo ambiente de obtenção das imagens (Mankai et al., 2020; Mokrane et al., 2016). Essas bactérias termofílicas desempenham um papel significativo na degradação de proteínas solúveis (Mankai et al., 2020; Mokrane et al., 2016).

A análise das imagens, revelou também a presença do *Halanaerobium* no meio do reator facultativo (Figura 26c). Abdeljabbar et al., (2013) e Jones et al., (2021), esses microrganismos apresentam forma de bastonete, com morfologia

semelhante a estreptobacilos, comprimento médio variando de 3 a 10 μm e diâmetro de aproximadamente 0,5 a 0,8 μm . Além disso, são classificados como bactérias anaeróbicas redutoras de enxofre, pertencentes à classe Clostridia (filo Firmicutes). Sabe-se que essas bactérias têm um crescimento favorecido em temperaturas entre 20 e 50 °C,. Quanto ao pH, elas se desenvolvem em uma faixa de 5,2 a 9,4, sendo o pH ótimo de crescimento igual a 7,4 (Abdeljabbar et al., 2013; Jones et al., 2021). Nos resultados de pH (seção 5.1.3) observou-se que nessa area do reator os valores 8,5 e a temperatura de 35°C (seção 5.1.1), ou seja, favorecendo o crescimento dessas bactérias. E ainda, essas bactérias são conhecidas por fermentar açúcares e outros compostos orgânicos, produzindo ácidos orgânicos como subprodutos, elas são capazes de contribuir na degradação anaeróbia formando durante o processo acidos orgânicos voláteis o que justifica os resulatdos observados na secção 5.1.7 de CLAE.

Assim, verifica-se que no meio do reator foram encontrados microrganismos característicos de ambiente aeróbio e anaeróbio, mostrando o funcionamento facultativo do reator.

No fundo do reator, foram encontrados bactérias como *Methanothermobacter* (Figura 26 d), com tamanho médio de $3,475 \pm 0,752 \mu\text{m}$ e morfologia bastonete (Ishii et al., 2005) com 10 dias do processo de compostagem. A *Methanothermobacter* é uma bactéria anaeróbia e sua organização espacial é considerado crucial para a metanogênese eficiente e produzem grandes congregados, especialmente durante a metanogênese sintrófica do propionato (Ishii et al., 2005; Kouzuma; Kato; Watanabe, 2015).

Também foi observado o protozoário Vorticella no reator após 100 dias do processo de compostagem, (Figura 26 e). A Vorticella indica bom desempenho dos reatores biológicos, é um dos gêneros mais comuns de protozoários ciliados encontrados em diversos ambientes. Eles atuam no controle populacional dos microrganismos presentes pois se alimentam de diferentes organismos, incluindo outros protozoários menores e bactérias (Rostam; Karegar; Hamzehzarghani, 2022). A Vorticella é um protozoário ciliado que é frequentemente encontrado em sistemas de tratamento biológico. A Vorticella tende a prosperar em ambientes com baixa carga orgânica. Isso significa que o reator pode estar operando eficientemente, com uma boa remoção de matéria orgânica. A presença desses organismos pode indicar que o

sistema está estável e bem equilibrado, com condições ambientais adequadas, como pH, temperatura e oxigenação e por meio de sua atividade alimentar, eles regulam as densidades populacionais bacterianas e rejuvenescem a população por meio de predação (Sebé-Pedrés; Degnan; Ruiz-Trillo, 2017).

As imagens representativas de MEV apresentaram microrganismos característicos do processo de compostagem aeróbio no topo e meio do reator, a presença de microrganismos anaeróbios no meio e fundo do reator. Com isso foi possível evidenciar a coexistência da atividade aeróbia no topo e a anaeróbia no fundo e o meio do reator com características facultativas (características aeróbias e anaeróbias concomitantes). Esses resultados corroboram com os indícios de processo de compostagem aeróbio e anaeróbio ocorrendo de forma simultânea, apresentados nos resultados das análises temperatura, pH, umidade, ácidos orgânicos voláteis (cromatográficas) e também a respirometria no reator facultativo avaliado.

5.1.9 Análise da Degradação da Matéria Orgânica por MEV

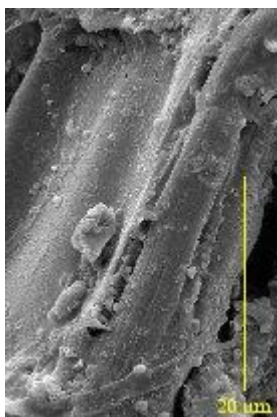
Além do estudo morfológico dos microrganismos as imagens de MEV possibilitam o estudo da degradação resíduos orgânicos, cepilho e tabaco de cigarro presentes no reator facultativo. A Figura 27 apresenta as Imagem de MEV das estruturas durante o processo de compostagem.

A elucidação da estrutura e propriedades complexas de substâncias húmicas requer ferramentas analíticas avançadas (Ore et al., 2023). Nas imagens de MEV na Figura 27 a e b é apresentada a variação da estrutura, passando de compactada para outra, com formações irregulares ao final do processo.

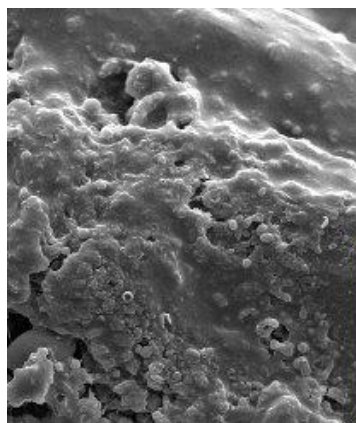
Li et al. (2011) avaliariam a vermicompostagem como uma tecnologia para promover a humificação da matéria orgânica em lodo de esgoto e esterco bovino isoladamente, assim como em combinações de ambos os materiais. Foi realizada a análise de MEV e obtiveram como resultado que a microestrutura da fração húmica no produto final apresentou granulação fechada e irregular. Resultados semelhantes aos encontrados nesse estudo, indicando que a compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado no reator alterou as estruturas compactadas, transformando-as em formas irregulares, o que sugere a formação de substâncias húmicas.

Figura 27 - Imagem representativas de MEV durante o processo de compostagem no reator facultativo a) Imagem da degradação da matéria orgânica com 3 dias. b) Imagem da degradação da matéria orgânica com 130 dias. c) imagens da degradação da lignocelulose com 3 dias d) Imagens da degradação da lignocelulose em 100 dias do processo de compostagem no reator facultativo.

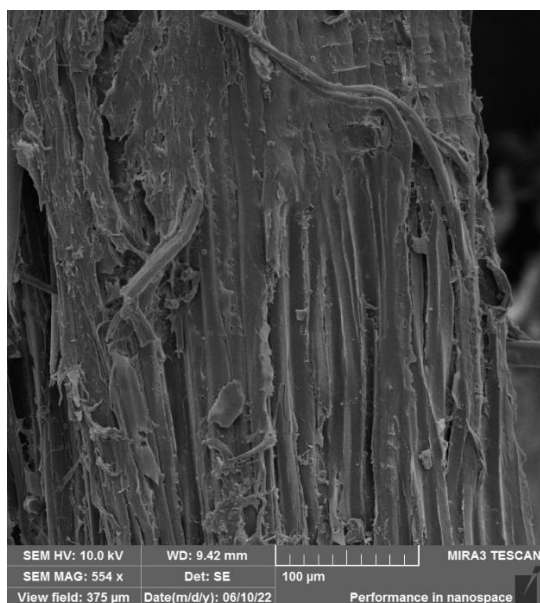
a)



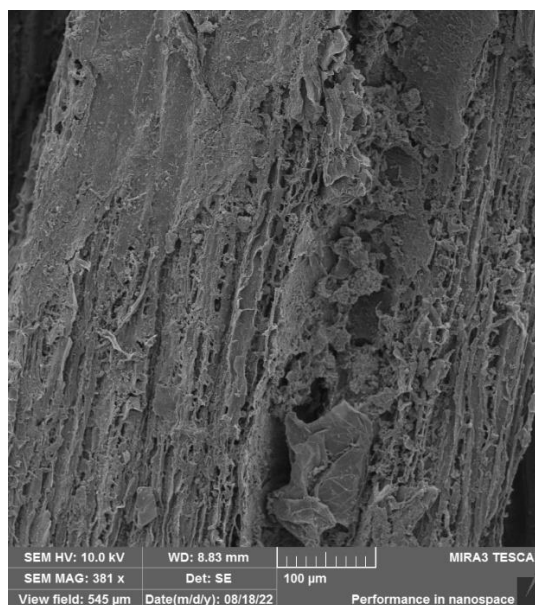
b)



c)



d)



Fonte: A autora.

A Figura 27 c apresenta a imagem da lignocelulose após 3 dias de processo de compostagem, enquanto a Figura 27 d mostra a imagem após 100 dias. Essas imagens evidenciam o processo de degradação da lignocelulose presentes no reator facultativo. É importante ressaltar que a lignocelulose é constituída principalmente por

polímeros como a celulose, hemicelulose e lignina. Embora muitos microrganismos sejam capazes de degradar e utilizar celulose e hemicelulose como fontes de carbono e energia, a lignina é altamente resistente à degradação (Jayasinghe et al., 2011). É perceptível que, inicialmente, a estrutura era plana, Figura 27 c, e permanecia intacta, entretanto, ao final do processo de compostagem Figura 27 d, observou-se uma perda significativa do tecido, um resultado semelhante ao observado por Xu et al., (2016) demonstrando que houve degradação da estrutura.

Os resultados da Figura 27, apresentam imagens de MEV da degradação da lignocelulose e podem complementar os resultados obtidos pelas análises físico-químicas, de respirometria e espectroscopia, que dão indícios da ocorrência do processo de degradação da matéria orgânica no reator facultativo.

5.2 ANÁLISES ESPECTROSCÓPICAS

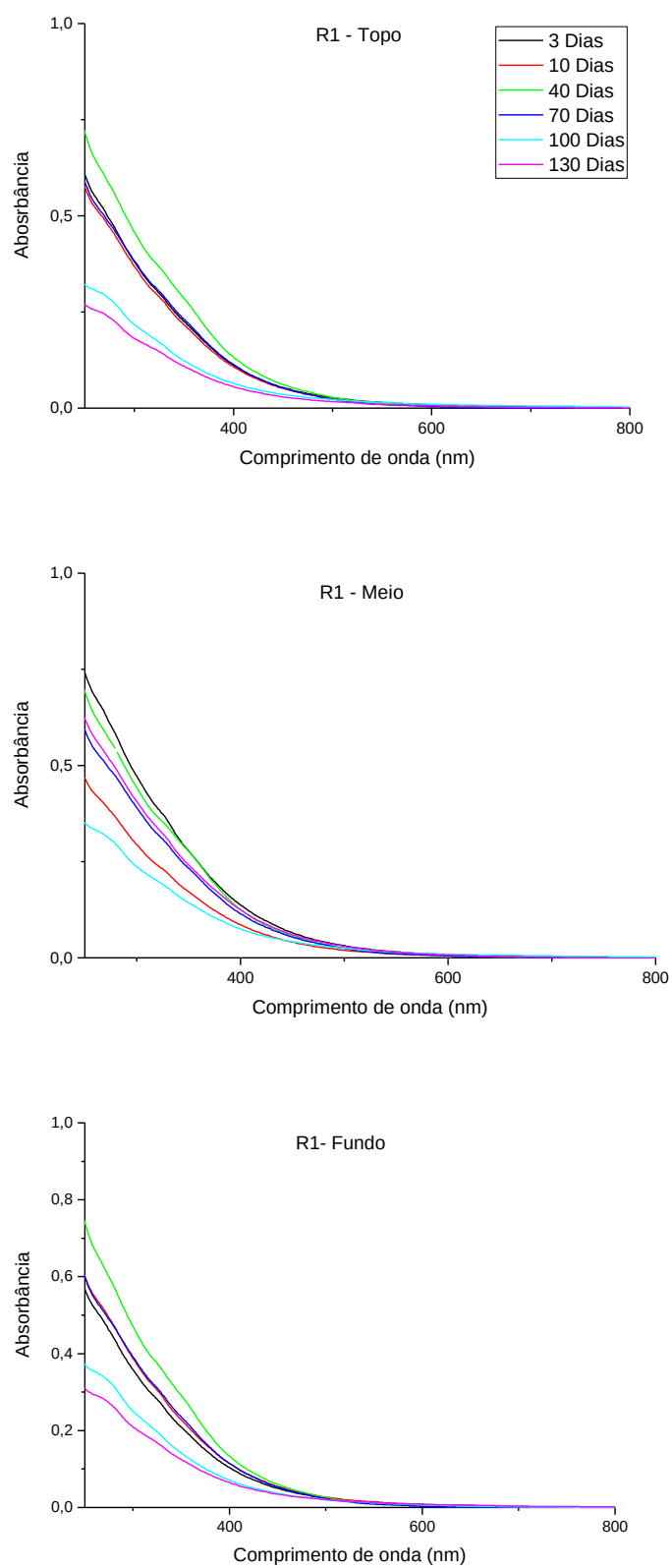
Com o objetivo de determinar a maturidade e estabilidade do composto obtido nos reatores facultativos foram realizadas as análises espectroscópicas. Uma vez que o grau de maturidade do composto estimado pela biodegradabilidade de materiais orgânicos e seu estado de humificação, podendo ser avaliada por diversos métodos, entre eles análises de UV-VIS (ultra violeta visível), FTIR (infra-vermelho por transformação de Fourrie) (Cunha; Campos, 2022).

5.2.1 Análises de Ultra Violeta Visível (UV/Vis)

Estudos mostraram que uma análise adequada desses espectros de UV/Vis podem fornecer informações altamente importantes sobre a estrutura química (He et al., 2011)

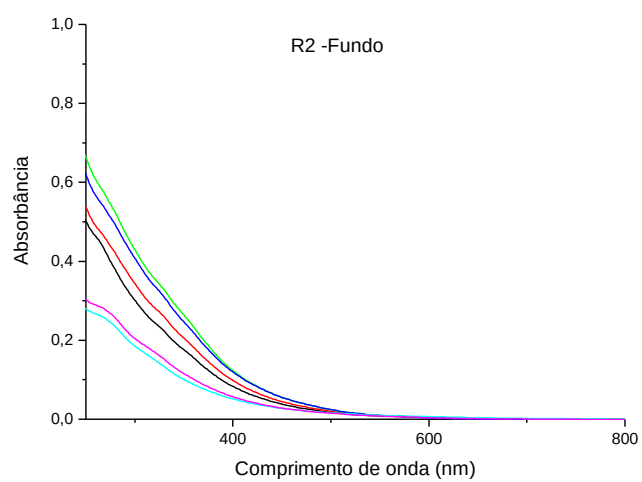
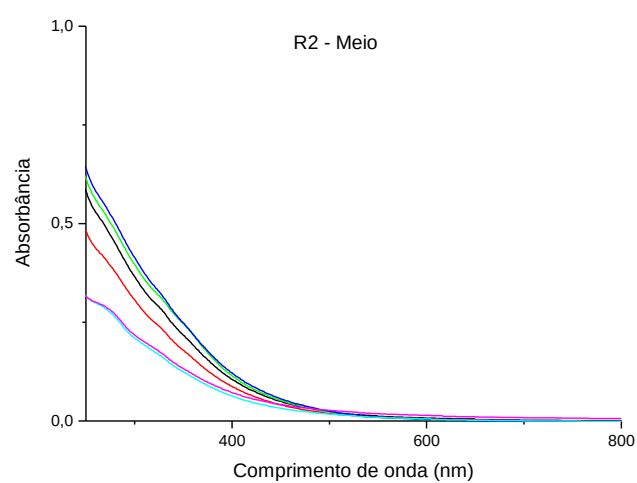
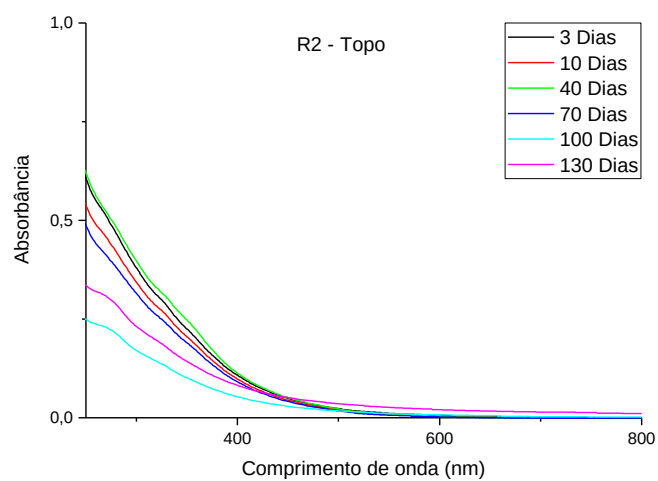
As Figura 28, Figura 29 e Figura 30 apresentam o espectro de UV/Vis para os 3 reatores avaliados.

Figura 28 - Espectro de UV/Vis para par partes do topo, meio e fundo do R1 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



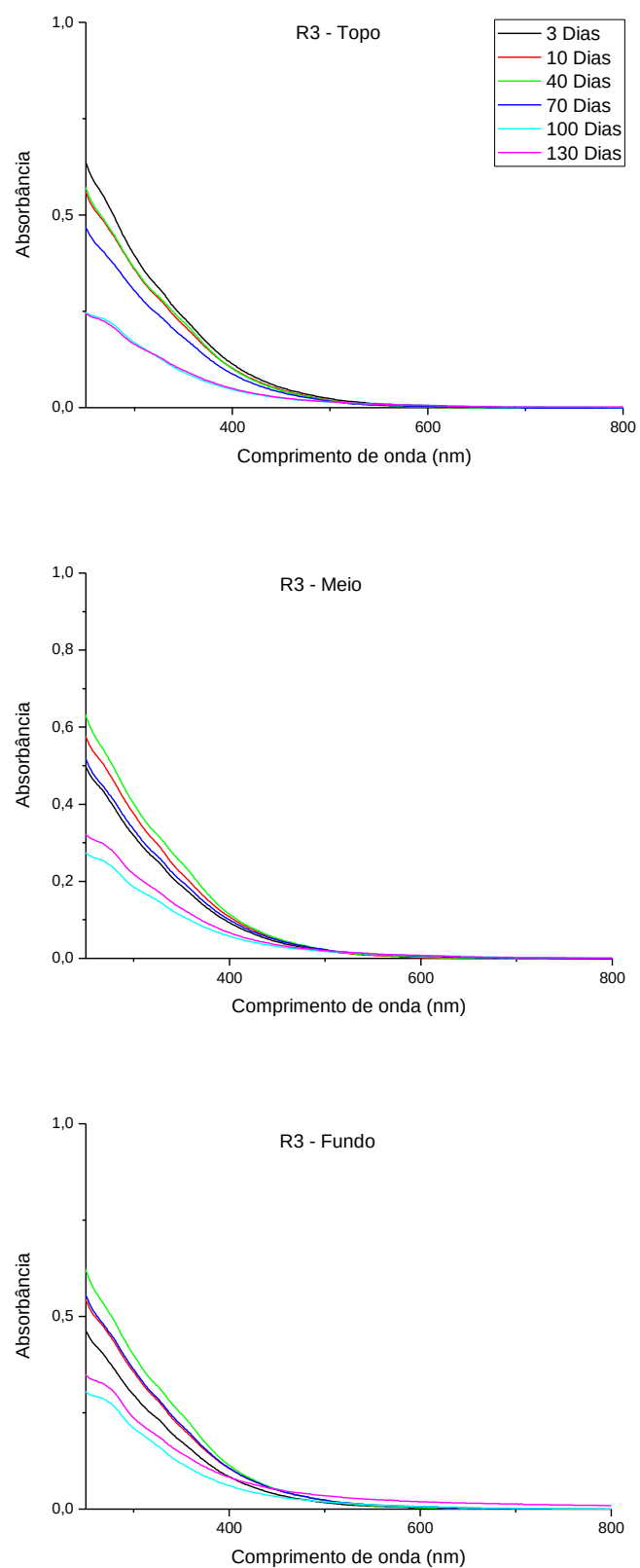
Fonte: A autora.

Figura 29 - Espectro de UV/Vis para partes do topo, meio e fundo do R2 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



Fonte: A autora.

Figura 30 - Espectro de UV/Vis para par partes do topo, meio e fundo do R3 nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



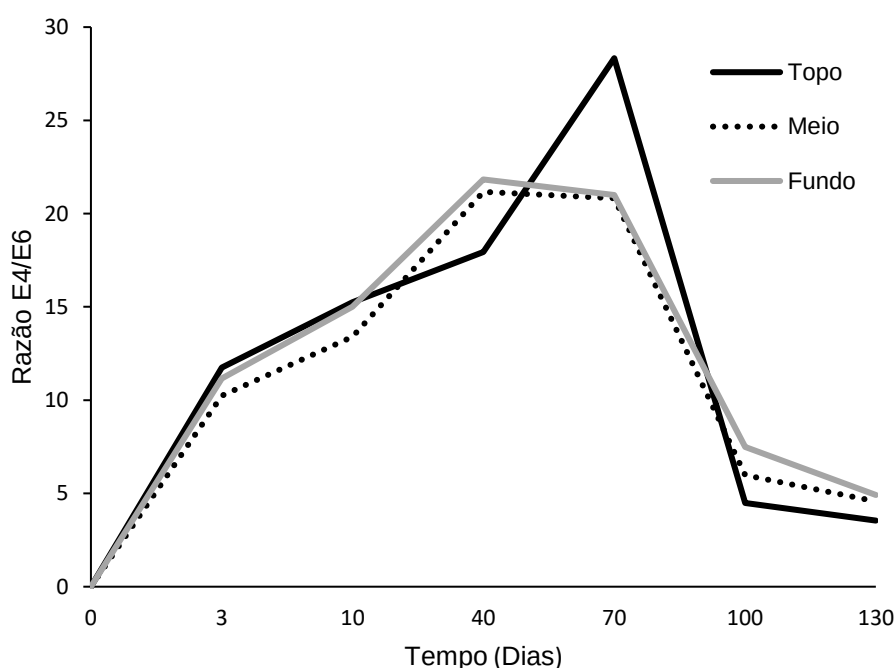
Fonte: A autora.

Nas Figura 28, Figura 29 e Figura 30 verifica-se o que com o aumento do tempo de compostagem houve redução na absorção nos comprimentos de onda entre 200 e 400 nm, como é característico do processo de compostagem (Fialho et al., 2010).

Duas importantes regiões onde a absorbância é medida ocorre com comprimento de onda (λ) 465 nm (E_4) e 665 nm (E_6). A condensação de anéis aromáticos desloca a absorção para longos comprimentos de onda, até a região do visível, onde é obtido a razão E_4/E_6 . Baseada nessa razão de absorbância é possível determinar a maturação da degradação da matéria orgânica (CUNHA; CAMPOS, 2022; WU et al., 2015).

Para investigar estas características em detalhes, a Figura 31 apresenta a média da Razão E_4/E_6 entre os reatores, nas diferentes partes avaliadas.

Figura 31 - Gráfico da média dos valores de R1, R2 e R3 para a razão E_4/E_6 das partes do topo, meio e fundo



Fonte: A autora.

A Figura 31 apresenta aumento da razão E_4/E_6 até o 70º dias para o topo do reator chegando ao valor médio de 28,33; sequencialmente ocorre a redução acentuada chegando ao valor de 4,49 em 100 dias e 3,54 em 130 dias. As partes do meio e fundo apresentaram a mesma tendência. Com aumento até o 40º dias atingindo a média dos valores de $21,17 \pm 1,15$ para o meio e de 21,83 para a o fundo,

após esse tempo do processo de compostagem a razão é reduzida, chegando em 130 dias aos valores médios de 4,57 e 4,92 para o meio e fundo dos reatores, respectivamente.

O aumento do grau de humificação pode ser causado pela degradação e acumulação de material recalcitrante. Já a oxidação e a condensação polifenólica ocorrem mais facilmente em condições aeróbicas, se comparados à anaeróbicas. Na condição aeróbica os compostos fenólicos são oxidados e se ligam a grupos metoxil e/ou alifáticos em cadeias laterais das substâncias húmicas (Sellami et al., 2008). Na decomposição anaeróbia, substâncias húmicas formadas no processo de biodegradação em reator facultativo atuam como aceitadores de elétrons para a respiração microbiana e oxidam a matéria orgânica no ambiente (Megonigal; Hines; Visscher, 2014). A diferença na via de humificação pode explicar a diferença nos resultados da razão E_4/E_6 , indicando que no topo do reator ocorre o processo mais rápido e com estruturas mais condensadas, atingindo valores menores em 100 dias, enquanto no fundo em condições anaeróbicas, com o meio uma faixa de transição entre os processos aeróbios e anaeróbios.

Diversos autores destacam que a razão E_4/E_6 é inversamente proporcional ao grau de condensação das estruturas de carbono-carbono, sugerindo que valores elevados de E_4/E_6 estão associados a um baixo grau de condensação das insaturações carbono-carbono e à presença de várias estruturas alifáticas não húmicas (por exemplo: ácidos graxos, proteínas e carboidratos). Por outro lado, uma baixa relação E_4/E_6 reflete uma alta degradação das cadeias aromáticas condensadas, indicando um alto grau de humificação da matéria orgânica o que beneficia na formação de um material compostado nos reatores (Boguta et al., 2021; Cunha; Campos, 2022; Morán Vieyra et al., 2009; Zittel et al., 2018). Valores menores que 5 são característicos da maior presença de ácidos húmicos, indicando a maturidade e estabilidade do processo, enquanto razões entre 6,0 e 8,5 sugerem uma maior presença de ácido fúlvico no composto humificado (Cao et al., 2019; Stevenson, 1994; Wang et al., 2014). Assim, verifica-se nos resultados que nos reatores 1, 2 e 3 houve degradação das cadeias aromáticas condensadas, indicando um alto grau de humificação da matéria orgânica sendo ela estável e maturada, o que corrobora com os dados obtidos nas análises de respirometria e IGS.

Morán Vieyra et al. (2009) realizaram a compostagem de resíduos sólidos domésticos e fizeram a caracterização da evolução desse processo com técnicas espectroscópicas, incluindo o UV/Vis. Os resultados obtidos apresentaram maiores valores da razão E_4/E_6 nos primeiros 20 dias de compostagem, os autores atribuíram à coextração de substâncias não húmicas, por ex. proteínas e carboidratos, que aumentam a absorvidade na região UV do espectro. Os RSOs foram consumidas pelo microrganismo e a relação E_4/E_6 diminuiu, atingindo o valor de $4,4 \pm 1,2$ com 150 dias de compostagem, que para os autores sugeram a formação de ácido húmico. Resultados semelhantes foram observados nos reatores facultativos avaliados.

Na análise, confirmando os resultados já obtidos nas análises físico-químicas e de respirometria, observou-se que o processo de decomposição ocorreu. Isso foi evidenciado pelo aumento da razão E_4/E_6 ao longo do processo de degradação, seguido pela subsequente redução dessa razão. Em todas as partes avaliadas (topo, meio e fundo), a razão E_4/E_6 atingiu valores inferiores a 5 indicando a transformação da matéria orgânica da compostagem no caminho da humificação. Esses resultados sugerem a maturidade do processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado no reator facultativo.

5.2.2 Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

A espectroscopia o infra vermelho é obtida a partir da vibração molecular gerada pelos diferentes grupos funcionais. Na caracterização do processo de compostagem foram observados picos descritos que podem contribuir para o monitoramento das etapas de conversão da matéria orgânica (Martín et al., 2023).

O espectro do FTIR possuem absorções típicas de compostos humificados que estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Bandas de Absorção de IV para substâncias húmicas.

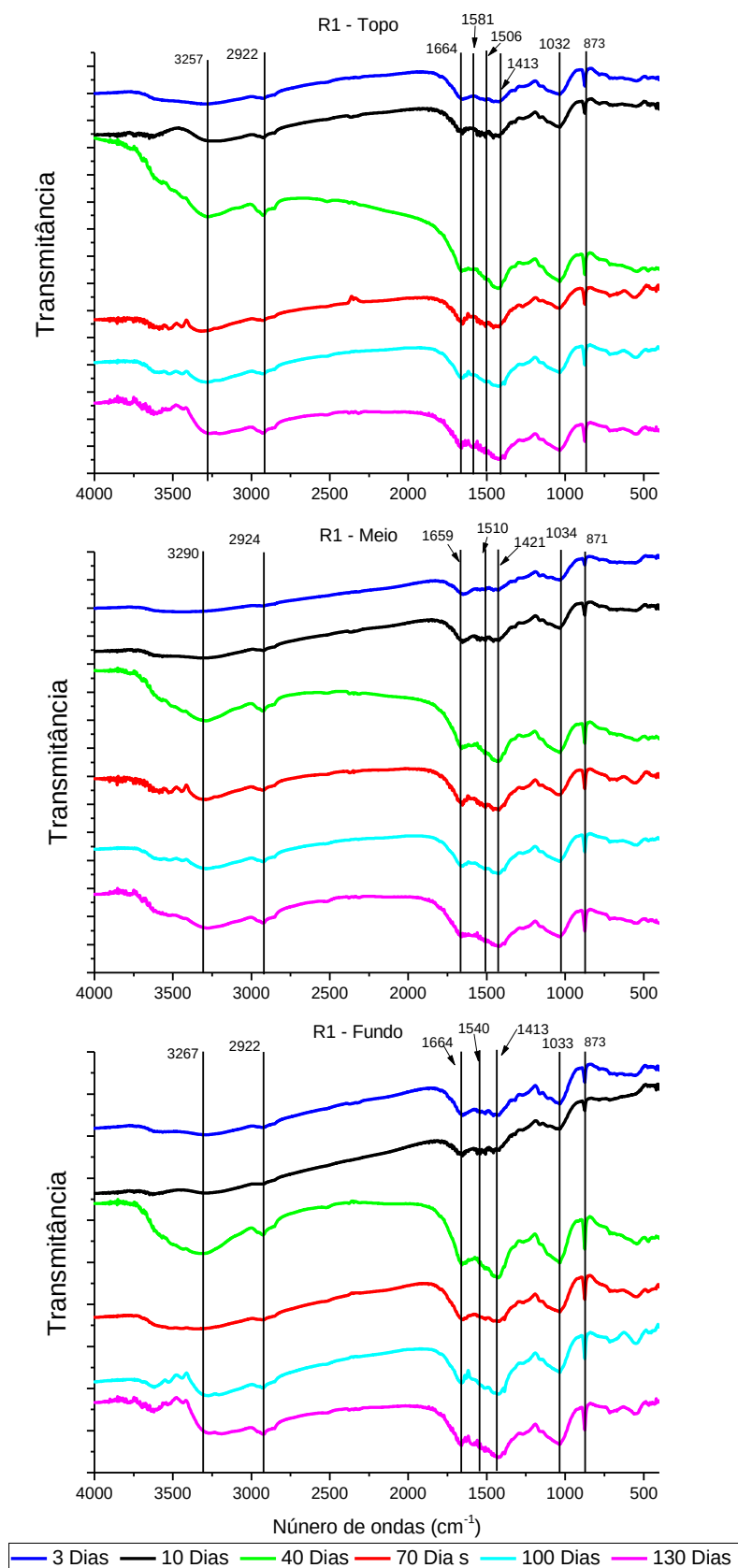
Frequência (cm^{-1})	Atribuição
3400-3300	Estiramento O-H, alongamento N H (traços)
2940-2900	Estiramento alifáticos C-H
1725-1720	Estiramento C=O de COOH e cetonas (traços)

1660-1630	Estiramento C=O de grupos amida (banda amida primária), C=O de quinonas e/ou C=O de ligações de H de cetonas conjugadas
1620-1600	C=C aromáticos, Cetonas conjugadas fortemente por ligações de H.
1590-1517	Ligações simétricas COO-, deformações N-H+ alongamentos C=N (bandas de amida secundária)
1460-1450	C-H alifáticas
1400-1390	Deformações OH e alongamento C-O de fenóis OH, deformações C-H de grupos CH ₂ e CH ₃ , alongamento antissimétrico COO-.
1280-1200	Estiramento C-O e deformação COOH, alongamento C-O de aril éter
1170-950	Estiramento C-O de polissacarídeos ou substâncias tipo polissacarídeos, impurezas Si-O de silicatos

Fonte: Stevenson (1994).

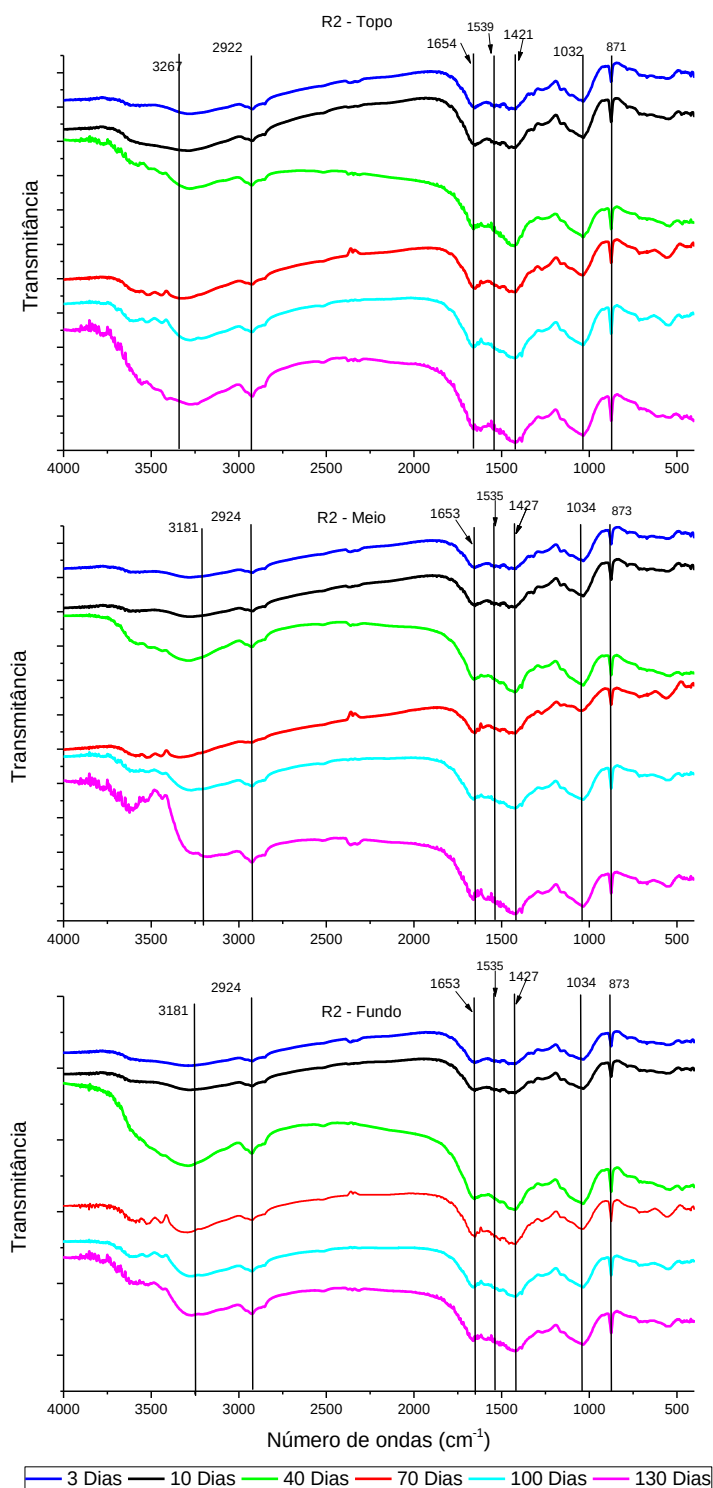
Os espectros de FTIR dos 3 reatores em diferentes tempos do processo são apresentados nas Figura 32, Figura 33 e Figura 34.

Figura 32 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R1 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



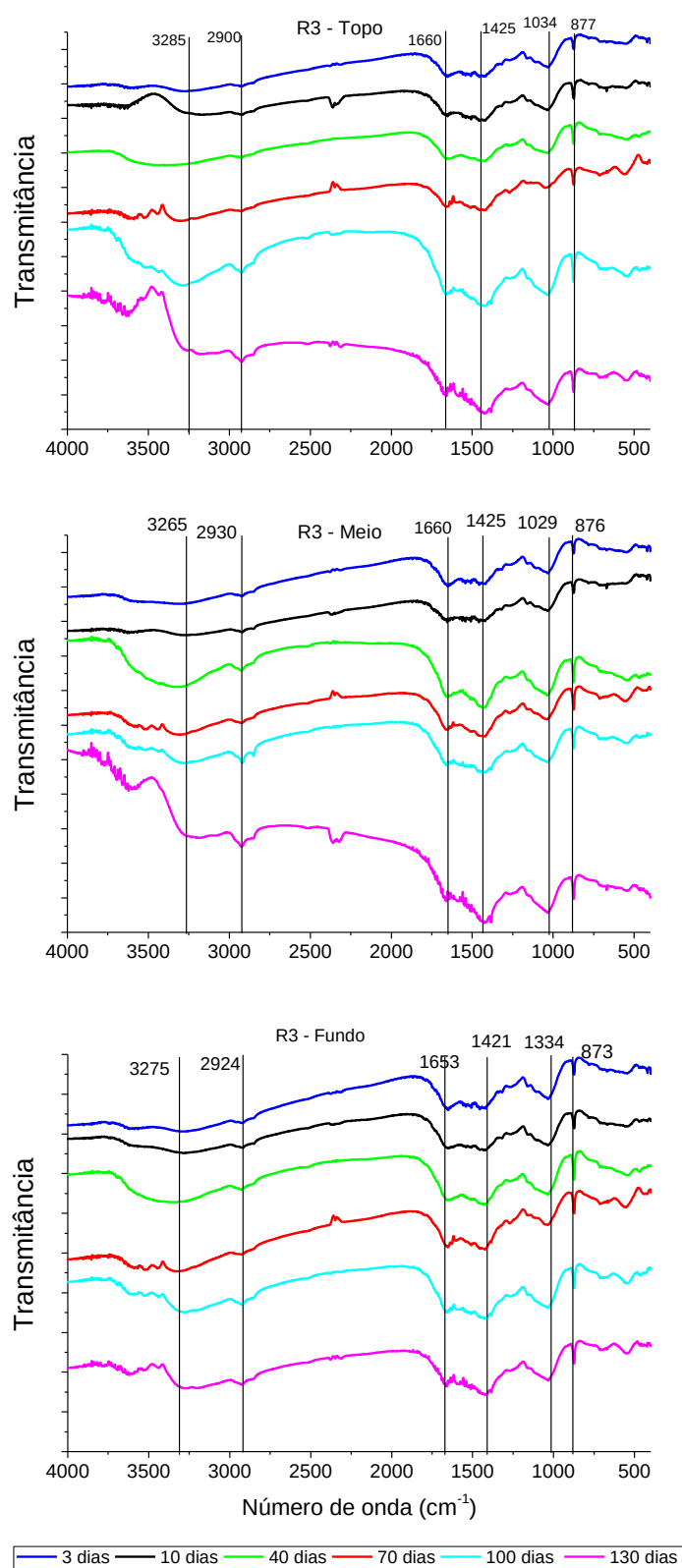
Fonte: A autora.

Figura 33 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R2 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



Fonte: A autora.

Figura 34 - Espectro FTIR para o processo de compostagem do R3 nas partes do topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10, 40, 70, 100 e 130 dias



Fonte: A autora.

Os espectros de FTIR exibiram absorbâncias semelhantes para os três reatores, também não apresentaram diferenças entre as partes (Figura 32, Figura 33 e Figura 34), porém houve variações na intensidade de algumas bandas ao longo do processo de compostagem.

Nas Figura 32, Figura 33 e Figura 34, é possível observar a diminuição de picos na região de 2920 cm^{-1} , demonstrando a biodegradação de grupos alifáticos (Fan et al., 2018).

Observa-se nos espectros dos compostos obtidos dos reatores 1, 2 e 3 (Figura 32, Figura 33 e Figura 34), a presença de banda larga em 3400 cm^{-1} , atribuído ao alongamento O-H de fenóis, álcoois e grupos carboxílicos, e bem como ao estiramento N-H de amidas e aminas (Fialho et al., 2010; Martín et al., 2023).

Na região de 1660 cm^{-1} pode ser observada a intensificação da banda característica de insaturação carbono-carbono, atribuído ao estiramento C=C do anel aromático, para as vibrações do anel aromático de insaturação carbono-carbono juntamente com C=O e/ou COO-, indicando a condensação das cadeias carbônicas (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; He et al., 2011), o que corresponde à perda dos alifáticos, aminas, lipídicos e polissacarídeos estrutura dos resíduos alimentares, levando à formação de estruturas aromáticas mais maturadas (Cunha; Campos, 2022).

As quinonas conjugadas a carboxilas e cetonas apresentaram intensificação na banda próximo de 1508 cm^{-1} que indicam alongamento de carbono-carbono de grupos aromáticos (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Fan et al., 2018). O aumento de C aromáticos e a diminuição de C de cadeias alifáticas é considerado um indicador de aumento da degradação da matéria orgânica. Para o processo de compostagem, estas alterações podem estar associadas a estabilidade e maturidade de compostos com suas transformações e substrato altamente humificado (Droussia et al., 2009).

Com o aumento do tempo de compostagem as banda entre de $1413\text{-}1427\text{ cm}^{-1}$, geralmente atribuída ao estiramento assimétrico do C-O, deformação do O-H e deformação do C-O-H dos grupos carboxila e estiramento simétrico dos íons COO e a absorção em torno de $1032\text{-}1034\text{ cm}^{-1}$ geralmente atribuída ao estiramento do C-O de polissacarídeos ou substâncias semelhantes a polissacarídeos- (HE et al., 2011).

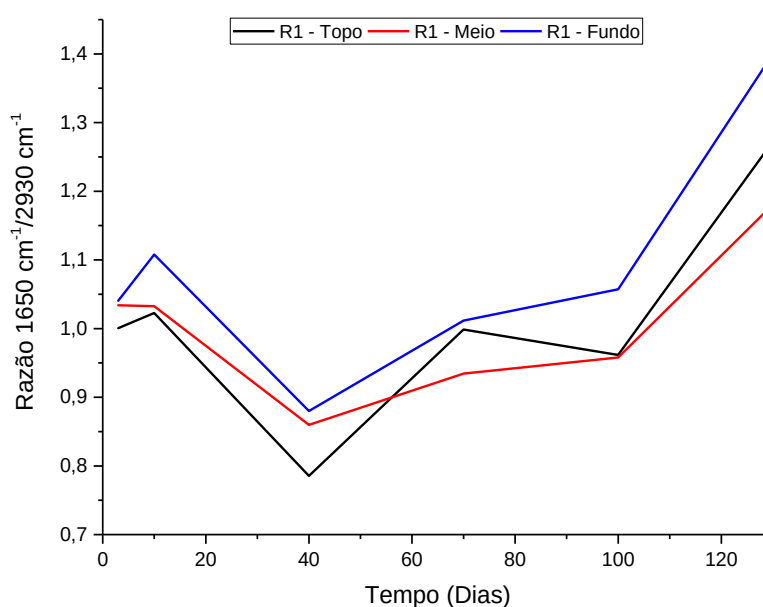
Compostos de fósforo com outros elementos, como enxofre, também podem estar presentes na estrutura, já que há bandas na faixa de 840 a 580 cm^{-1} , que indicam vibrações de estiramento P-S, junto com um pico de fósforo-fluoreto entre 905 e 760 cm^{-1} e uma banda de fósforo-cloro abaixo de 600 cm^{-1} (Michalska et al., 2023). Parte superior do formulário

A degradação da matéria orgânica e o aumento dos ácidos húmicos na composição do composto em diferentes estágios da compostagem em reatores facultativos podem ser observados através da análise das relações entre os picos de absorção no espectro de FTIR. A análise revelou uma distinção no espectro entre os tempos analisados, sugerindo a formação de um composto humificado, maturado e estabilizado.

Por meio da análise das razões entre os picos de absorção no espectro de FTIR, é possível observar a evolução da matéria orgânica e o aumento dos compostos característicos da humificação na composição em estágios variados durante o processo de compostagem em reatores facultativos. Como o a razão entre os comprimentos de onda 1650 cm^{-1} / 2930 cm^{-1} que indicam a biodegradação de compostos alifáticos e formação de estruturas aromáticas de ácido húmico.

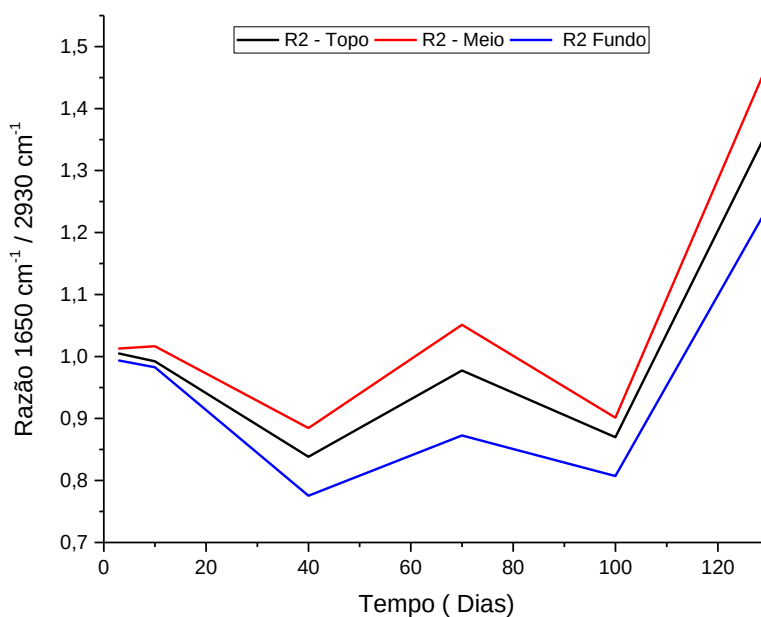
As Figura 35, Figura 36 e Figura 37 apresentam a razão entre os comprimentos de onda 1650 cm^{-1} / 2930 cm^{-1} para o R1, R2 e R3 respectivamente.

Figura 35 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda 1650 cm^{-1} / 2930 cm^{-1} pelo tempo para o R1



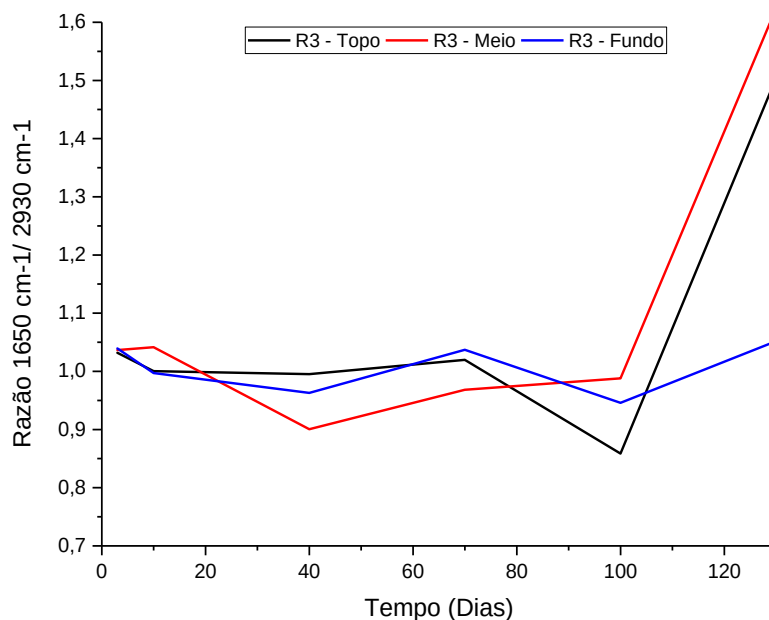
Fonte: A autora.

Figura 36 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ pelo tempo para o R2



Fonte: A autora.

Figura 37 - Gráfico da razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ pelo tempo para o R3



Fonte: A autora.

Em análise às Figura 35, Figura 36 e Figura 37 é possível observar que a razão dos comprimentos de onda $1650\text{ cm}^{-1}/2930\text{ cm}^{-1}$ razão diminuiu entre os tempos de 0 e 40 dias da compostagem e depois de 100 dias aumentou atingindo em

130 dias os valores de R1 para topo, meio e fundo respectivamente de 1,27; 1,18 e 1,40; R2 para topo, meio e fundo de 1,37; 1,48 e 1,24 e para R3 no topo, meio e fundo os valores de 1,50; 1,62 e 1,05 respectivamente.

Amir et al. (2010) conduziram uma investigação da estrutura dos ácidos húmicos durante o processo de compostagem de lodo ativado e resíduos verdes, utilizando entre as análises o FTIR. Os autores calcularam a razão entre os comprimentos de onda 1650 cm^{-1} e 2930 cm^{-1} , observando que inicialmente houve diminuição, seguida de um aumento posterior desta razão. Os pesquisadores sugeriram que na fase inicial ocorreu uma intensa biodegradação dos compostos alifáticos em grande quantidade. Essas foram então re-estruturadas durante a etapa final da compostagem formando os ácidos húmicos. Resultados semelhantes podem ser observados nesse estudo.

Os resultados de FTIR demonstraram picos característicos para substâncias húmicas, com evolução nos tempos de compostagem. Isso está em consonância com os resultados derivados da avaliação da razão entre os comprimentos de onda analisados, sugerindo que os reatores facultativos estudados alcançaram estabilidade e maturidade, resultando na formação de substâncias húmicas altamente condensadas.

5.3 REMOÇÃO DOS INDICADORES PATOGENICOS

Nas próximas seções são apresentados os resultados de remoção de patógenos (*Escherichia coli* e *Salmonella spp.*) e Ovos viáveis de Helminthos para avaliação da qualidade do composto durante o processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado no reator facultativo.

5.3.1 *Escherichia coli* e *Salmonella spp.*

Escherichia coli e *Salmonella spp.* são os principais microrganismos indicadores da qualidade sanitária do composto e eficiência do processo de compostagem (Manga et al., 2021). A Tabela 11 apresenta os resultados das análises de *Escherichia coli* (coliforme termotolerante) na compostagem em reator facultativo

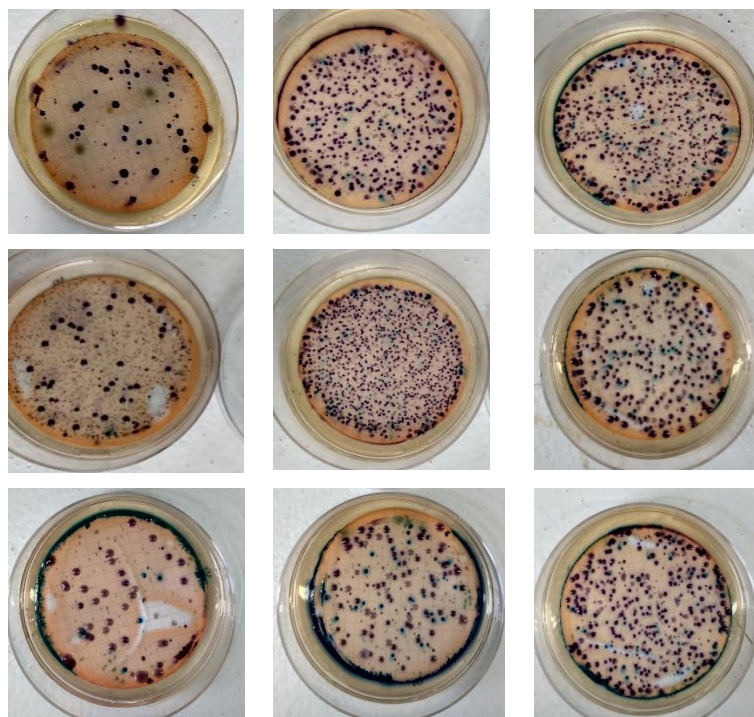
nos tempos de 3, 10 e 130 dias, nas diferentes partes do reator (topo, meio e fundo). Nas Figura 38 e Figura 39 estão apresentadas nas imagens das placas da análise de *Escherichia Coli*. nos tempos de 10 e 130 dias para as diferentes partes do reator.

Tabela 11 - Desenvolvimento da *Escherichia coli* no topo, meio e fundo do reator nos tempos de 3, 10 e 130 dias

Reator	R1			R2			R3		
Tempo (dias)	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo
3	----	$2,60.10^8$	$5,98.10^8$	$1,29.10^9$	$1,44.10^9$	$1,77.10^9$	---	---	$2,60.10^8$
10	$1,79.10^8$	$8,56.10^8$	$1,21.10^9$	$3,35.10^6$	$1,85.10^8$	$1,41.10^9$	$1,33.10^8$	$1,79.10^8$	$8,56.10^8$
130	$2,03.10^5$	$4,12.10^7$	$2,36.10^7$	$2,28.10^5$	$4,82.10^6$	$5,51.10^6$	$4,59.10^7$	$3,42.10^7$	$7,15.10^7$

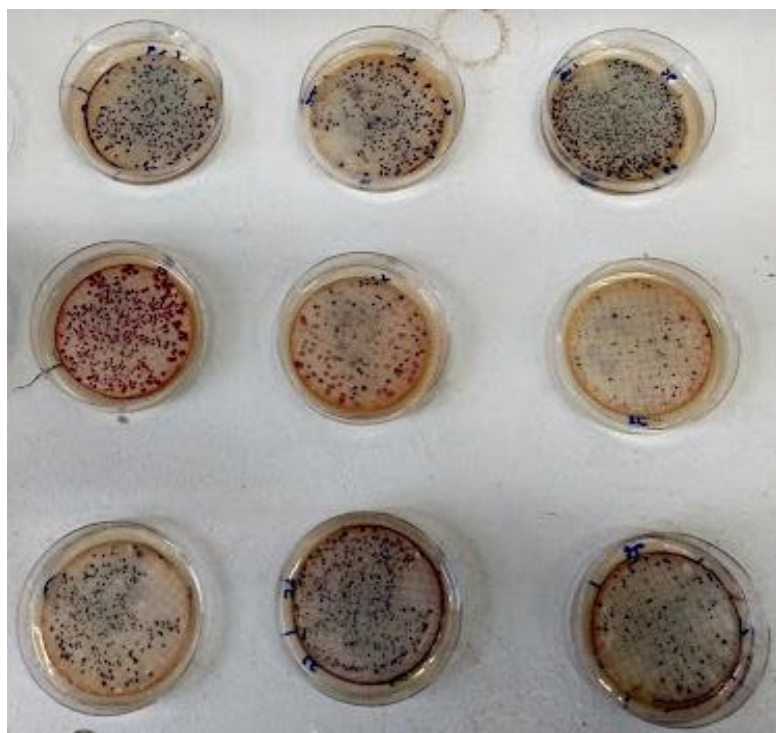
Observação: Os resultados são expressos em UFC (unidade formadora de colônias).

Figura 38 - Foto das placas contendo o resultado da análise de coliformes no tempo de 10 dias na diluição 10^{-7} para R1, R2 e R3 - terceira, segunda e primeira linha, respectivamente. Nas partes do topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira coluna, respectivamente



Fonte: A autora.

Figura 39 - Foto das placas contendo o resultado da análise de coliformes no tempo de 130 dias na diluição 10^{-5} para R1, R2 e R3 - terceira, segunda e primeira linha, respectivamente. Nas partes do topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira coluna, respectivamente.



Fonte: A autora.

Através da Tabela 11 observa-se que em todos os reatores, houve desenvolvimento de *Escherichia coli* nos tempos de 3 e 10 dias, sendo o maior crescimento nas partes inferiores. Apesar de a quantidade de microrganismos ser menor após 130 dias, ainda assim representa uma quantidade significativa.

A *Escherichia coli* que teve a inserção de 10^2 UFC para R1, 10^5 UFC para R2 e 10^7 UFC para R3, demonstrou um aumento significativo dos microrganismos em todas as partes dos três reatores até o tempo de 10 dias. A *Escherichia coli* é um microrganismo termotolerante, com temperatura ideal para o desenvolvimento em torno de 44°C , sobrevive em ambientes úmidos e com pH variando entre 3,8, e 9,5 e é uma bactéria anaeróbia facultativa, ou seja, cresce em presença ou na ausência de oxigênio (Silva; Da Silva, 2007), condição similares as obtidas nos reatores, o que pode ter acarretado o aumento dessas bactérias.

Houve uma redução observada em todos os reatores ao final do processo, porém os níveis permaneceram altos. Além do calor produzido durante a compostagem, a eliminação de patógenos pode ocorrer devido à interação de diversos fatores, como a presença de compostos tóxicos (amônia e ácidos orgânicos),

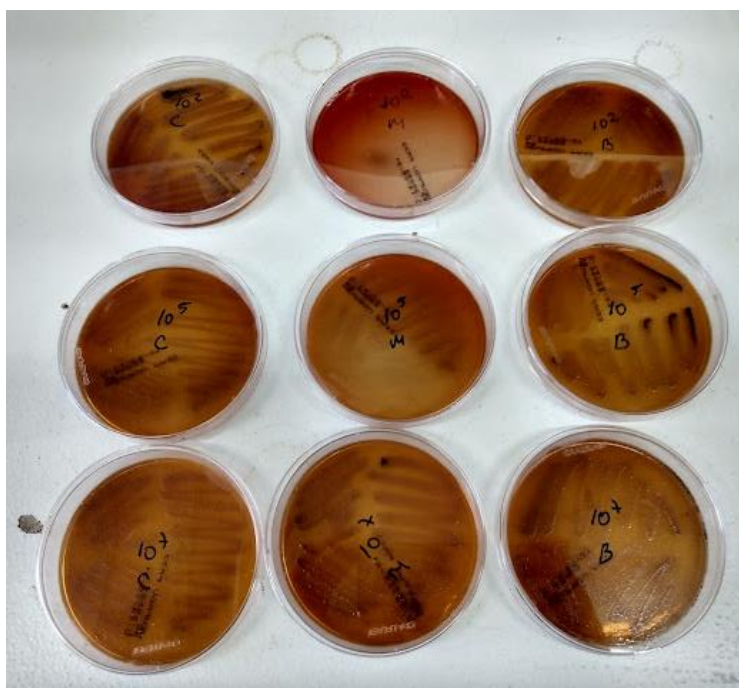
competição microbiológica por nutrientes, parasitismo e a produção de substâncias antimicrobianas (Manga; Muoghalu; Acheng, 2023; Wichuk; McCartney, 2008). Além disso alguns estudos relataram que mesmo quando os critérios de tempo-temperatura estipulados foram cumpridos por períodos prolongados durante a compostagem, um ou mais indicadores de patógenos permaneceram detectáveis no composto final (Fu et al., 2014; Hill; Baldwin, 2012; Manga et al., 2021)

Na Tabela 12 são apresentados os resultados obtidos nas análises de *Samonela spp.* no processo de compostagem. E as Figuras 40 e Figura 41 estão apresentadas imagens das placas da análise de *Salmonella spp.* nos tempos de 10 e 130 dias.

Tabela 12 - Desenvolvimento da *Salmonella sp.* nas três partes topo, meio e fundo nos tempos de 3, 10 e 130 dias.

Reator	R1			R2			R3		
Tempo	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo	Topo	Meio	Fundo
3 dias	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Presente
10 dias	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	Ausente	Presente	Presente
130 Dias	Presente	Presente	-----	-----	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente

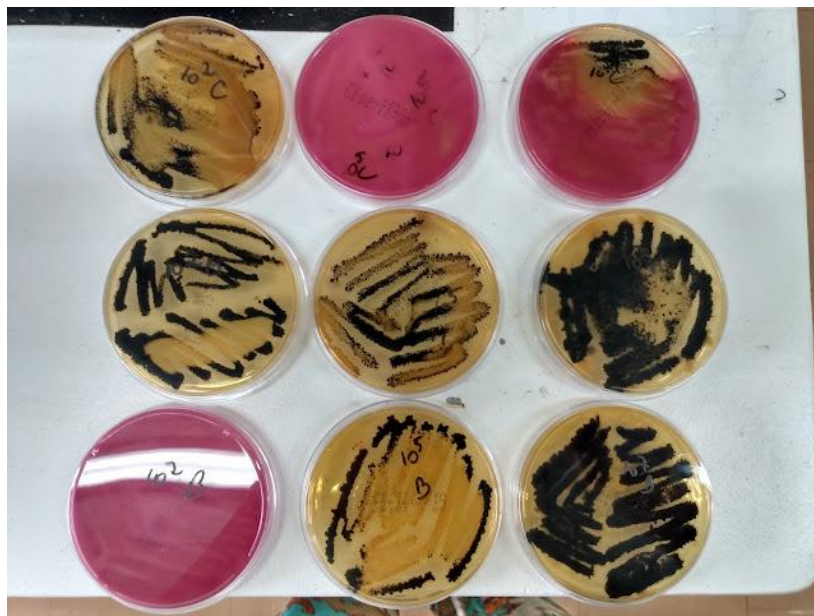
Figura 40 - Foto das placas com os resultados das análises de *Salmonella* no tempo de 10 dias para R1- topo, meio e fundo na primeira linha; R2 - topo, meio e fundo na segunda linha e R3- topo, meio e fundo na terceira linha.



Observação: os pontos pretos indicam a presença de *Salmonella*

Fonte: A autora.

Figura 41- Foto das placas contendo o resultado das análises de *Salmonella* no tempo de 130 dias para R1 na primeira coluna, R2 na segunda coluna e R3 na terceira coluna e topo, meio e fundo na primeira, segunda e terceira linha respectivamente



Fonte: A autora.

Observando a Tabela 12 nota-se que o R1 não apresentou presença de *Salmonella spp.* nos tempos de 3 e 10 dias. O R2 registrou ausência de *Salmonella spp.* nas partes topo e meio, mas presença no fundo do reator tanto aos 3 quanto aos 10 dias do processo de compostagem, possivelmente devido a essas regiões apresentarem temperaturas mais baixas. Como verificado nos resultados da evolução da temperatura.

Por outro lado, o R3 demonstrou ausência de *Salmonella spp.* Na topo do reator, porém presença nas partes meio e fundo tanto aos 3 quanto aos 10 dias do processo. Nas outras partes analisadas foi detectada a presença de *Salmonella spp.* Após 130 dias, houve falha na análise do fundo do R1 e no topo do R2;

A redução de patógenos durante a compostagem é considerada principalmente devido às condições de temperatura elevada, na fase termófila, que existem no processo de compostagem (Wichuk; McCartney, 2008). Diretrizes e regulamentos nos Estados Unidos (USEPA 1999) , no Brasil (MAPA 2014) e no Canadá (CCME 2005) indicam que a redução de patógenos entéricos para níveis abaixo do detectável deve ser alcançada se todo o material em uma pilha estática ou

em um compostador em recipiente atingir uma temperatura de 55°C por pelo menos 3 dias.

Importante destacar que tanto a *Salmonella ssp.* quanto a *Escherichia coli*. são microrganismos flagelados, ou seja, são capazes de se locomover dentro do reator facultativo (Conceição; Nascimento, 2014; Silva; Da Silva, 2007; Silveira et al., 2019).

Em estudos, em que se avaliou o comportamento da *Escherichia coli* e *Salmonella ssp.* em processos de biodecomposição, as altas temperaturas reduziram o crescimento desse microrganismo, no entanto, após a fase termófila as bactérias patogênicas voltaram a se desenvolver (Fu et al., 2014; Hill; Baldwin, 2012) pois zonas de baixa temperatura dentro da compostagem provavelmente contribuem para a sobrevivência de organismos patogênicos durante o tratamento (US.EPA, 1996). No R1, reator ao qual foi adicionado 10^2 UFC de *Salmonella ssp.* inicialmente o microrganismo não foi detectado, no entanto com 130 dias de compostagem foi verificada a presença nas três partes (topo, meio e fundo).

Embora temperaturas termofílicas sejam relatadas em diversos estudos de compostagem, geralmente são apresentados apenas os valores médios, e a variabilidade espacial da temperatura dentro da pilha permanece praticamente desconhecida, essa situação é ainda mais crítica onde se aplica um regime mínimo de manejo. Patógenos que sobrevivem ao processo de compostagem ou a qualquer fase de estabilização podem voltar a crescer (Avidov et al., 2021). De fato, como o estudo de Hill e Baldwin (2012) que avaliaram uma alternativa aos vasos sanitários, utilizando banheiros secos com compostagem microbiana no estilo de latrina e concluíram que embora as altas temperaturas possam reduzir os microrganismos patogênicos, estes tendem a buscar ambientes menos hostis, tornando assim a região de menor temperatura um ambiente mais propício para sua sobrevivência.

Semelhantemente foram os resultados de *Salmonella ssp.* em R2 e R3, nos quais foram adicionados 10^5 e 10^7 microrganismos, respectivamente. No R2 nos tempos de 3 e 10 dias foram detectados *Salmonella ssp.* apenas na parte de fundo, enquanto no R3 foram detectados no meio e fundo. Após 130 dias, em ambos os reatores, a detecção ocorreu em todas as partes avaliadas. Provavelmente, nos estágios iniciais, os microrganismos migraram para o fundo do reator, onde as temperaturas eram mais baixas, especialmente considerando sua mobilidade devido

aos flagelos em suas estruturas. No final do processo, com a redução da temperatura em todas as partes do reator, houve o aumento do número de microrganismos e mais partes do reator foram ocupadas, existem vários mecanismos de inativação/ redução patogênica viáveis além da inativação térmica, como a competição microbiana, toxicidade (gerada pelo próprio processo de compostagem, incluindo amônia, sulfitos, ácidos orgânicos e compostos fenólicos) e quebra enzimática (Wichuk; Tewari; McCartney, 2011).

Ao comparar os resultados com a Tabela 13, fica evidente que em nenhum dos três reatores avaliados, o composto atende aos requisitos das legislações nacionais e internacionais em relação à quantidade de coliformes termotolerantes, nem tampouco da *Salmonella ssp.*

Tabela 13 - limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas

	Coliformes Termotolerantes (UFC/g)	Salmonella (10g de matéria seca)
MAPA (2014)	<1000	Ausente
CCME (2005)	<1000	< 3 MPN/4g
USEPA (2003)	<1000	< 3 MPN/4g

UFC – Unidade Formadora de Colônia.

Apesar dos resultados observados, é importante considerar que vários estudos anteriores demonstraram a eficiência dessa tecnologia na eliminação de patógenos, mesmo sem a adição de microrganismos (Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2020) . No entanto, neste estudo, as concentrações de *Salmonella spp.* e *Escherichia coli* foram significativamente superiores às normalmente encontradas em resíduos domésticos, o que comprometeu a eficiência dos reatores quanto a eliminação dos patógenos. Isso reforça a necessidade de um processo adicional de desinfecção, como a calagem, antes da utilização do composto resultante.

O propósito deste estudo foi, de fato, avaliar a capacidade dos reatores de remover patógenos em condições de estresse, refletindo uma situação prática que pode ocorrer em sistemas de compostagem, como por exemplo a compostagem de cama de granja. Ao adicionar patógenos em concentrações elevadas, buscamos entender como o sistema se comporta diante de desafios que podem comprometer

sua eficiência. Essa abordagem é fundamental para validar a funcionalidade dos reatores em cenários adversos e para identificar as limitações da tecnologia.

5.3.2 Ovos Viáveis de Helminthos

Os ovos de helmintos foram examinados nos reatores somente ao término do processo de compostagem (130 dias), demonstrando ausência em todas as amostras analisadas topo, meio e fundo dos reatores R1, R2 e R3.

Apesar de os ovos viáveis de helmintos serem mais resistentes à inativação térmica que a *Escherichia coli*. e *Salmonella spp.*, a compostagem em reatores conseguiu alcançar as temperaturas termofílicas necessárias para a higienização (Nartey et al., 2017; Zittel et al., 2018). Além disso, fatores biológicos e químicos, como competição entre microrganismos, toxicidades geradas pelo próprio processo, possivelmente influenciaram esses resultados. Mesmo assim, o composto permanece em conformidade com a legislação nacional e internacional, conforme indicado na Tabela para esse patógeno.

Tabela - Legislação para o produto da compostagem sobre os ovos viáveis de helmintos

	Ovos viáveis de Helmintos
MAPA (2014)	1/4g de ST
CCME (2005)	-----
USEPA (2003)	1/4g de ST

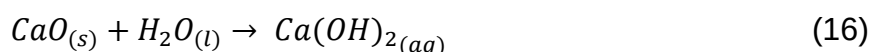
5.3.3 Calagem

O objetivo da compostagem é, além da higienização dos resíduos, a produção de composto humificado, que pode ser utilizado como fertilizante natural. De acordo com a legislação, os níveis de *Escherichia coli* devem ser inferiores a 1000 UFC g⁻¹, enquanto a presença de *Salmonella spp.* deve ser ausente em 10 g de matéria seca. Portanto, o produto final da compostagem deve estar livre desses patógenos, que são indicadores de contaminação. Nos reatores facultativos, apresentados nessa

pesquisa, foram analisadas a presença *Salmonella* ssp. e *Escherichia coli*. durante o processo de compostagem, de acordo com o itens 5.3.1., os resultados demonstram que não houve supressão desses microrganismos, na quantidade patógenos em condições de estresse. Com o objetivo de reduzir/eliminar os patógenos (*Escherichia coli*. e *Salmonella spp.*) encontrados nos reatores após os 130 dias do processo de compostagem e para que o composto atingisse o padrão de qualidade estabelecidos pela legislação quanto a ausência de patógenos, foi sugerido o processo de calagem.

O processo de estabilização consiste em adicionar uma suspensão de cal ao composto para alcançar um pH superior a 12. O alto pH cria um ambiente que interrompe ou desacelera consideravelmente as reações dos microrganismos O procedimento pode também inativar vírus, bactérias e outros microrganismos presentes (Mahdi Farzadkia; Edris Bazrafshan, 2014).

O aumento do pH pode ser explicado pela reação do CaO com a água, resultando na formação de uma solução aquosa com pH em torno de 12,8 devido à formação de Ca(OH)_2 , conforme a equação 16 (Atkins; Jones, 2006)



Os resultados para pH durante o processo de calagem estão demonstrado na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores de pH durante o processo de calagem para os compostos dos reatores R1, R2 e R3 nos tempos de 1, 3, 60 e 90 dias

Reator	Tempo (dias)			
	1	3	60	90
R1	12,85±0,03	12,72±0,01	9,74±0,11	9,81±0,01
R2	12,86±0,01	12,68±0,04	12,07±0,01	10,54±0,15
R3	12,88±0,01	12,64±0,03	12,26±0,07	11,93±0,03

Os resultados apresentados na Tabela 14 Tabela 15 mostram que o pH dos compostos nos três reatores permaneceu acima de 12 durante 72 horas. No entanto, após 90 dias, houve uma diminuição nos valores de pH, chegando a $9,81 \pm 0,01$ no reator R1, $10,54 \pm 0,15$ no reator R2 e $11,93 \pm 0,03$ no reator R3. Isso indica uma

tendência de neutralização do pH ao longo do tempo, possivelmente relacionada à degradação de compostos alcalinos e ao avanço do processo de compostagem.

Durante o processo da calagem a temperatura foi aferida, e obteve-se a temperatura em 35°C para o composto dos R1, R2 e R3 por 24 h, após esse tempo a temperatura se aproximou da ambiente.

A Tabela 15 apresenta os resultados dos microrganismos patogênicos para R1, R2 e R3 após 72 h do processo de calagem.

Tabela 15 - Resultado para *Salmonella spp.* e *Escherichia coli.* nos compostos que passaram pelo processo de calagem referente aos reatores R1, R2 e R3

	R1	R2	R3
<i>Escherichia coli.</i>	165 UFC/100 mL	204 UFC/100mL	194 UFC/100mL
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente	Ausente	Ausente

Os resultados apresentados nas análises de *Escherichia coli.* após o processo de calagem são de 165 NMP, 204 NMP e 194 NMP para R1, R2 e R3 respectivamente e de *Salmonella spp.* foi ausente para os três reatores. Bina; Movahedian; Kord, (2004) obtiveram resultados semelhantes ao avaliarem o efeito da estabilização com cal na qualidade microbiológica do lodo de esgoto compostado. Para os autores a eficiência da calagem do lodo na eliminação de microrganismos patogênicos depende do pH atingido no lodo e da duração do processo de calagem. A *Salmonella* foi eliminada do lodo com pH entre 11 e 12 nas primeiras duas horas. Os resultados demonstraram uma inativação muito eficaz da *Salmonella* durante a calagem.

Madera-Parra; Mara; Torres (2011), avaliaram sanitização de biossólidos biodegradado de estação de tratamento primário com aprimoramento químico, obtiveram nas misturas de tratamento de composto e doses com 30% e 15% de cal elevaram a temperatura para aproximadamente 37 °C. Depois de algumas horas, a temperatura caiu para a temperatura ambiente (24 °C), de forma semelhante ao dos reatores facultativos. Os autores conferiram esse aumento de temperatura pela reação exotérmica entre o CaO e a água. E embora o aumento da temperatura não tenha sido significativo houve a efetiva inibição dos patógenos devido ao alto valor de pH obtido.

O processo de compostagem seguiu as normas estabelecidas pela (US.EPA, 2000), mantendo valores de pH acima de 12 por mais de 24 horas. O composto final

apresentou concentrações de *Escherichia coli* e *Salmonella* inferiores aos limites estabelecidos pela legislação nacional e internacional, conforme mostrado na Tabela 16. Portanto, após o processo de calagem, o composto atendeu aos padrões sanitários exigidos para uso agrícola.

Tabela 16 - Limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas

	Coliformes Termotolerantes (UFC/g)	Salmonella (10g de matéria seca)
MAPA (2014)	<1000	Ausente
CCME (2005)	<1000	< 3 MPN 4g ⁻¹
USEPA (2003)	<1000	< 3 MPN 4g ⁻¹

UFC – Unidade Formadora de Colônia.

Os compostos submetidos ao processo de calagem são excelentes para a recuperação de áreas degradadas, incluindo rejeitos de minas ácidas. As condições do solo nesses locais são muito desfavoráveis ao crescimento vegetal, muitas vezes devido ao conteúdo ácido, falta de nutrientes, níveis elevados de metais pesados e textura pobre do solo. Os compostos alcalinos ajudam a remediar esses problemas, tornando as condições mais favoráveis para o crescimento das plantas e reduzindo o potencial de erosão (US.EPA, 2000).

5.4 ANÁLISE DE METAIS PESADOS

Estudos demonstram que cigarros contrabandeados apresentam elevados teores de metais pesados e, portanto, causam preocupação quanto à contaminação por esses elementos metálicos no composto final (Silva; Voigt; Campos, 2014), pois resíduos com altas concentrações de metais tornam seu uso restrito quando aplicado diretamente no solo por contaminação no ambiente e riscos à saúde humana (Das et al., 2023). Os resultados de metais pesados estão apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 - A média da concentração de metais nas partes do topo, meio e fundo do reator facultativo e limites máximos permitidos

Metais					
Concentração	Topo	Meio	Fundo	USDA	CCME
(mg.kg⁻¹)					
Cu	31,6±1,4	32,2±2,9	31,7±0,6	1000	400
Mn	412,7±3,9	387,3±10,3	394,2±5,7	----	----
Fe	2251,5±48,1	2182,0±34,3	2282,8±148,6	----	----
Zn	95,5±9,2	108,8±0,4	83,1±3,1	2500	200
Ni	10,8±1,3	9,8±1,2	9,3±0,2	200	62
Pb	93,3±5,6	93,9±4,4	90,8±5,0	250	150
Cr	2,2±0,8	2,3±0,6	2,5±0,5	1000	210
Co	4,4±0,5	4,1±0,5	4,7±1,4	----	----
Cd	3,3±0,6	2,3±0,8	2,3±0,3	10	3

CCME –Diretrizes para Qualidade do Composto, Canadá (2005).

USDA - Department of Agriculture American. Limite de metais para compostos produzidos por digestão aeróbia (1999).

Diante dos dados apresentados na Tabela 17, verificou-se que as concentrações dos metais pesados estudados no composto foram inferiores ao limite padrão de valores recomendados para composto orgânico com a finalidade de aplicação na agricultura (Latosińska; Kowalik; Gawdzik, 2021; US.EPA, 1996).

Alguns metais são essenciais (Fe, I, Co, Zn, Cu, Mn, Mo, Se) para manter várias funções fisiológicas das plantas e quando presentes em pequenas concentrações no composto, são essenciais para o crescimento e nutrição. Outros metais (As, Cd, F, Pb, Hg) não têm funções biológicas estabelecidas e são considerados contaminantes/substâncias indesejáveis (Hejna et al., 2018; Vasile et al., 2021).

A compostagem é uma técnica utilizada na biorremediação para degradar compostos orgânicos tóxicos e tratar resíduos orgânicos contaminados com metais. Esse processo envolve a decomposição da matéria orgânica por meio da atividade microbiana, que pode transformar ou estabilizar contaminantes, reduzindo sua toxicidade e mobilidade no ambiente (Barker; Bryson, 2002). O processo tende a redistribuir os metais de diversas maneiras podendo ser convertidos em combinações orgânicas que tenham menos biodisponibilidade do que combinações minerais dos metais (Barker; Bryson, 2002; Greenway; Song, 2002)

Zittel et al. (2018b) utilizaram em seu estudo de compostagem RSO, lodo de esgoto e tabaco de cigarro contrabandeado em reator facultativo doméstico, a mistura de resíduos proposta nos reatores permitiu a redução dos elementos metálicos tóxicos através do efeito diluição, ou seja, misturas das massas de resíduos que geralmente não são contaminados por metais potencialmente tóxicos, como o cepilho, juntamente com resíduos contaminados por metais. De forma semelhante, os resultados das análises dos metais pesados no presente estudo demonstram que o produto final humificado obtido a partir do processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado em reator facultativo atende aos critérios estabelecidos pelas legislações USDA e CCME, apresentando concentrações abaixo dos limites estabelecidos, possivelmente devido à diluição desses metais.

5.4.1 FENÓIS TOTAIS

As médias dos resultados obtidos das análises de fenóis totais o no processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado em reatores facultativos (topo, meio e fundo) estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Resultados obtidos nas análises de fenóis totais nas matérias primas que foram compostadas e nos reatores, no início (0 dias) e final do processo (130 dias)

Resíduos de Alimentos	Fenóis totais (mg. L ⁻¹)					
	Resíduos		0 dias			130 dias
	Cepilho	Tabaco		Topo	Meio	Fundo
10,27±0,03	50,37±0,01	270,59±1,61	38,550±1,86	3,41±0,69	1,77±0,88	2,14±1,50

Os resultados apresentaram valores altos de fenóis totais para os resíduos iniciais. É possível observar que os valores mais altos de fenóis (270,59 mg.L⁻¹) foram oriundos do tabaco de cigarro contrabandeado. O cigarro contém fenóis, substâncias tóxicas que também estão presentes em pesticidas usados na produção do tabaco. No caso do cigarro contrabandeado apreendido no Brasil, a maioria é originária do Paraguai, onde as políticas relacionadas ao uso de pesticidas são mais flexíveis em comparação com o Brasil. Isso resulta em uma maior recorrência do uso desses insumos agrícolas na produção de tabaco paraguaio, aumentando o risco de exposição a substâncias tóxicas (Fiorotti; Cardin; Colognese, 2020).

O cepilho apresentou 50,37 mg.L⁻¹ de fenóis totais, que geralmente estão presentes em sua composição natural (Pimenta et al., 2018).

É possível que a diluição dos fenóis tenha ocorrido devido à mistura das matérias-primas, mas o valor inicial de 38,55 mg.L⁻¹ indica que outros fatores podem estar influenciando. Uma explicação alternativa seria a presença de uma etapa de pré-tratamento ou perda significativa de fenóis voláteis logo no início do processo, antes da medição inicial. Além disso, fatores como adsorção de fenóis na matéria orgânica ou sua degradação inicial por microrganismos poderiam justificar um valor mais baixo. Segundo Barker; Bryson (2002) a alta diversidade microbiana e atividade durante a compostagem, devido à abundância de substratos nas matérias-primas, promove a degradação de compostos orgânicos xenobióticos, como pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e bifenilos policlorados (PCBs). Para Levén; Nyberg; Schurer (2012) a temperatura do processo de decomposição dos resíduos sólidos orgânicos demonstrou ter um forte impacto na degradação de vários fenóis, com maior eficiência em temperaturas mesofílicas do que em termofílicas.

Ao examinar a Tabela 18 nota-se que o processo de compostagem no reator facultativo reduziu de maneira significativa os níveis de fenóis na mistura ao término do processo (130 dias), demonstrando a degradação desses compostos. Considerando que os fenóis são compostos tóxicos, os resultados também são suportados pelo IGS, que mostraram que o produto dos reatores não apresentou fitotoxicidade.

5.4.2 Nutrientes NPK

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são nutrientes essenciais para o crescimento saudável das raízes e o desenvolvimento das plantas, influenciando diversas reações metabólicas. O potássio (K) é fundamental para a atividade de enzimas e coenzimas, a síntese de proteínas e a fotossíntese, além de aumentar a resistência das plantas a períodos de seca e doenças (Kominko; Katarzyna Gorazda; Wzorek, 2017). A Tabela 19 apresenta as porcentagens de alguns nutrientes dos três compostos, nos períodos de 01 e 130 dias de processo.

Tabela 19 - Teor total dos nutrientes do composto em R1, R2 e R3 em amostras de 01 e 130 dias de processo de compostagem

Nutrientes (%)	R1		R2		R3	
	0	130	0	130	0	130
N	0,56	1,24	0,57	0,75	0,55	1,40
P	9,37	---	9,22	9,84	9,08	9,25
K	18,45	11,06	18,11	7,90	18,63	14,98
Ca	49,01	57,48	52,59	25,27	53,90	50,32
NPK	28,38	---	27,9	18,49	28,26	25,63

Em análise aos dados apresentados na Tabela 19, os níveis iniciais de nitrogênio total (N) nas três misturas foram de 0,56; 0,57; 0,55% e, teve um acréscimo para teores de 1,24; 0,75; 1,40%, nos compostos finais dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente. As tendências crescentes de nitrogênio total neste estudo foram semelhantes aos resultados obtidos por Sharma et al. (2017), em estudo sobre compostagem em leiras com resíduos de flores combinados com diferentes proporções de esterco bovino e serragem para produzir composto estabilizado, os autores destacaram que os resíduos de flores são ricos em nutrientes. Eles explicaram que o aumento do nitrogênio total se deve à degradação da matéria orgânica e à perda de carbono na forma de CO₂, além da contribuição das bactérias fixadoras de nitrogênio, que desempenharam um papel fundamental no incremento do conteúdo total de nitrogênio.

De acordo com pesquisas, apenas uma pequena parte do nitrogênio fica disponível para as plantas quando os resíduos são usados no solo sem tratamento. As condições de compostagem em reatores favorecem o processo de mineralização, convertendo o nitrogênio orgânico inicial em frações maiores de sua forma disponível para as plantas (Cáceres; Malinska; Marfà, 2018; Kominko; Katarzyna Gorazda; Wzorek, 2017; Zittel et al., 2020).

O fósforo é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas devido à sua baixa disponibilidade no solo, onde permanece adsorvido aos colóides, formando compostos de baixa solubilidade. Além disso, esse macronutriente desempenha uma função estrutural, sendo parte de diversos processos metabólicos, como transferência de energia, síntese de ácidos nucleicos, glicólise, respiração e fixação de nitrogênio (Rawat et al., 2021). O composto produzido no reator demonstrou ser fonte de P. Sendo esse elemento estável durante o processo de

compostagem no reator, pois apresentou valores de 9,37 no início do processo em R1, não foi detectado ao final do processo (possível erro), mas para R2 variou entre 9,22 e 9,84% e em R3 9,08 e 9,25%.

O fornecimento inadequado de potássio (K) tem uma série de efeitos negativos sobre o crescimento e vigor das plantas, além de afetar sua resistência a estresses ambientais como seca e salinidade. Durante o estresse por K, ácidos orgânicos são exsudados, o crescimento das raízes laterais é inibido, entre outros efeitos (De Bang et al., 2021). Conforme resultados apresentados, os níveis iniciais de potássio nas três misturas eram de 18,45%; 18,11%; e 18,63%, reduzindo para 11,06%; 7,90%; e 14,98% nos compostos finais dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente. A transformação do elemento K ocorre exclusivamente pela absorção e utilização por microrganismos durante a compostagem (Zhen et al., 2021), o que explica a redução do elemento.

O cálcio (Ca) desempenha um papel fundamental como elemento estruturante nas plantas, principalmente por sua capacidade de conferir rigidez e estabilizar a parede celular (De Bang et al., 2021). Os níveis iniciais de cálcio são importantes para garantir o desenvolvimento adequado das plantas, influenciando a integridade estrutural dos tecidos e a resistência a estresses ambientais. O Ca total nas três misturas foram de 49,01; 52,59; 53,90% e alterou para teores de 57,48; 25,27; 50,32%, nos compostos finais dos reatores R1, R2 e R3, respectivamente. O aumento do Ca possivelmente indica a perda líquida de massa seca devido à degradação da matéria orgânica e à liberação de CO₂, NH₃ e H₂S durante o processo de compostagem (Sharma et al., 2017).

Fertilizantes químicos apresentam NPK médio de 20:40:25 (Adeniyani O. N. et al., 2011) , enquanto os reatores apresentaram valores de 1,4:9:15. Os nutrientes produzidos variaram de acordo com o tipo de composto orgânico e os resíduos utilizados. No entanto embora os fertilizantes químicos tenham uma alta porcentagem de NPK, os fertilizantes orgânicos ainda são os melhores devido ao seu conteúdo de micronutrientes e à sua capacidade de atuar tanto como fertilizantes quanto de regenerar a condição do solo pobre (Adeniyani O. N. et al., 2011; Sharma et al., 2017).

Zittel et al., (2020) avaliaram os nutrientes produzido em reatores facultativos contendo lodo de esgoto, tabaco de cigarro contrabandeado e RSO, e obtiveram resultados de NPK de N 3,7%; P 0,9% e K 7,9%, com total NPK de 12,4%. Os valores

de macronutrientes obtidos por Zittel et al., (2020) são inferiores aos obtidos no presente trabalho. Os autores afirmam que os valores dos nutrientes dependem dos resíduos utilizados no processo de compostagem, mas que segundo o Centro de Fontes Orgânicas de Hong Kong (Hkorc, 2005) valores de NPK > 4% são considerados de alto nível de qualidade para uso agrícola. Considerando os valores finais de NPK de 18,49 (R2) e 25,26 (R3), o composto obtido na compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado e RSO nos reatores facultativos apresentaram alto nível para qualidade agrícola.

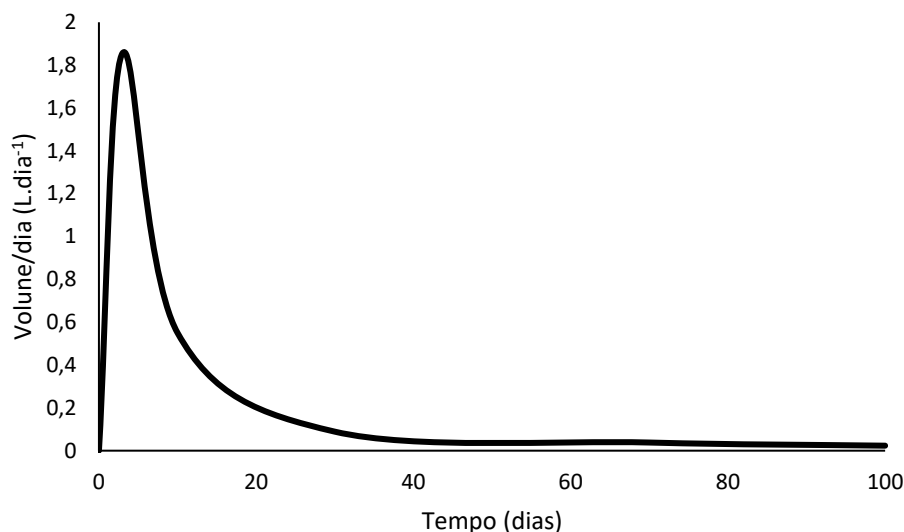
5.5 ANÁLISE DO CHORUME

Para verificar as características do chorume formado nos 3 reatores foram realizadas análises de Volume produzido, pH do chorume, Razão C/N do chorume e NPK do chorume.

5.5.1 Volume Produzido

Durante a degradação, a compostagem tende a produzir um líquido viscoso e escuro conhecido como chorume (Cruz et al., 2019). O volume de chorume produzido nos reatores 1, 2, 3 nos tempos de 0, 3, 10, 30, 70 e 100 dias estão apresentados na Figura 42.

Figura 42 - Gráfico da média do volume de chorume produzido por dia (R1, R2 e R3) pelos tempos de 0, 3, 10, 30, 70 e 100 dias



Fonte: A autora.

Analizando a Figura 42, é possível observar que o volume de chorume produzido por dia atinge seu ponto máximo no 3º dia, com 1,85 L.dia⁻¹. Com o avanço do processo, esse volume diminui gradualmente, sendo de 0,55 L.dia⁻¹ em 10 dias; 0,09 L.dia⁻¹ em 30 dias; 0,04 L.dia⁻¹ em 70 dias; e 0,02 L.dia⁻¹ em 100 dias. Nos primeiros dias do processo de compostagem no reator, o volume de chorume produzido é maior, possivelmente porque o reator apresenta atividades mais intensas de decomposição nesse período, o que pode ser confirmado pelo aumento de temperatura registrado no mesmo intervalo.

5.5.2 Análise do pH do Chorume

Durante todo o processo de compostagem houve a produção de chorume, no entanto como cada chorume faz parte de uma etapa diferente da compostagem ele pode ter suas características alteradas (Roy et al., 2019). Para averiguar essa hipótese a Tabela 20 apresenta os valores de pH aferidos nos chorumes produzidos nos reatores R1, R2 e R3 nos tempos de 0, 3, 10, 70 e 100 dias do processo de compostagem.

Tabela 20 - Valores de pH do chorume de R1, R2 e R3 aferidos nos tempos de 0, 3, 10, 70 e 100 dias

Tempo	R1	R2	R3
0	7,83±0,06	7,72±0,06	7,73±0,01
3	5,07±0,02	5,11±0,03	5,14±0,02
10	5,18±0,06	5,13±0,00	5,19±0,01
70	--	5,48±0,00	5,59±0,00
100	--	5,53±0,01	5,60±0,02

Observação que à partir do dia 70 houve problema no sistema de dreno do R1, não sendo possível coletar amostras nos tempos seguintes.

Observando a Tabela 20, é possível notar que os valores de pH para os três reatores seguiram a mesma tendência, o que era esperado, pois todos tinham os mesmos componentes iniciais e passaram pelo processo nos mesmos tempos. Inicialmente, os reatores apresentaram pH de 7,83 para R1, 7,72 para R2 e 7,73 para R3. Esses valores são muito próximos aos dos compostos iniciais, que foram de 7,82 para R1, 7,72 para R2 e 7,73 para R3, possivelmente porque, no início, ainda não havia grandes alterações químicas ou físicas no processo, e o chorume foi drenado dos líquidos em excesso da mistura.

A partir do terceiro dia, os valores de pH do chorume diminuíram para cerca de cinco, sendo 5,07 para R1, 5,11 para R2 e 5,14 para R3. Essa redução pode ser atribuída à produção de ácidos orgânicos oriundos da decomposição, como mostrado nos resultados de cromatografia (item 5.1.7), e ao escoamento dos líquidos. Os valores de pH permaneceram muito próximos até a última aferição, aos 100 dias, com 5,53 para R2 e 5,60 para R3.

Cruz et al., (2019) avaliaram a aplicabilidade do chorume proveniente do processo de compostagem como biofertilizante orgânico na agricultura sustentável, utilizando-o em culturas de Couve Manteiga da Geórgia (*Brassica oleracea* var. *acephala*), Pimenta Malagueta (*Capsicum frutescens* 'Malagueta') e grãos de Feijão (*Phaseolus vulgaris*). Os resultados mostraram valores de pH ácidos, porém, não houve impacto negativo no desenvolvimento das plantas.

5.5.3 Determinação da Razão C/N do Chorume

A relação C/N das plantas pode refletir indiretamente a absorção e utilização de nutrientes por elas. A nutrição das plantas e as estratégias de conservação de nutrientes são fatores importantes para os recursos do solo e para o gradiente de restauração (Lal, 2015). Os resultados da razão C/N no chorume produzido está apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 - Resultado da Razão C/N do chorume produzido em R1, R2 e R3 nos tempos de 3, 10, 70 e 100 dias

Tempo	R1	R2	R3
3	15,24	13,67	14,12
10	15,72	15,91	14,98
70	--	11,76	10,98
100	--	11,74	11,56

O composto com uma relação C/N mais alta indica um processo de degradação lento, enquanto uma relação C/N mais baixa resulta em maior eficiência de mineralização (Fialho, 2007; Geisseler et al., 2021). De acordo com os resultados, observa-se que nos períodos de 3 e 10 dias, a relação C/N do chorume apresentou valores entre 15,97 e 13,67. Entretanto, nos períodos de 70 e 100 dias, essa relação reduziu para valores entre 11,76 e 10,98. A diminuição da razão C/N ao longo do tempo é causada principalmente pelo aumento do teor de N e pelas perdas de C durante o processo de compostagem (Wan Razali et al., 2012). A razão C/N dentro dessa faixa torna os nutrientes mais facilmente disponíveis para as plantas, já que o N mineral não pode ser assimilado por plantas quando essa relação é superior a 30:1 (Zheng, 2009). A redução da relação C/N com o tempo de compostagem tem sido amplamente relatada como um indicador de estabilidade e maturidade do composto e as mudanças na relação C/N indicam o grau de maturidade e um aumento na humificação (Bazrafshan et al., 2016; Kong et al., 2024; Mahapatra; Ali; Samal, 2022; Neugebauer et al., 2017).

5.5.4 Nutrientes NPK no Chorume

O chorume possui alto potencial fertilizante, o que está também associado a um alto teor nutrientes disponíveis para as plantas (R et al., 2022). A Tabela 22 apresenta os nutrientes obtidos dos chorumes produzidos nos tempos de 3 e 10 dias para R1; 3,10, 70, 100 e 130 dias para R2 e R3.

Tabela 22 - Porcentagem dos nutrientes N, P, K e Ca obtidos das amostras de chorume produzido pelo reator facultativo R1, R2 e R3 em diferentes tempos do processo de compostagem

Nutrientes (%)	R1		R2					R3				
Dias	3	10	3	10	70	100	130	3	10	70	100	130
N	0,15	0,13	0,17	0,15	0,13	0,12	--	0,13	0,14	0,13	--	0,12
P	--	0,40	0,44	0,57	0,37	--	--	0,42	--	--	--	0,19
K	0,60	0,71	0,73	0,77	0,65	0,62	0,63	0,59	0,61	0,68	0,62	0,63
Ca	1,22	0,54	0,73	0,56	0,87	0,79	0,56	0,61	0,62	0,81	0,85	1,34

Houveram problemas técnicos com a coleta de chorume dos tempos e 70, 100 e 130 dias do R1.

O nitrogênio (N) presente nas amostras de chorume analisadas manteve-se estável durante todo o processo, apresentando valores entre 0,12% e 0,17%. Quando adicionado ao solo, o nitrogênio proveniente do chorume passa por diversas transformações, como mineralização, imobilização e nitrificação, sendo esse um importante nutriente para o desenvolvimento das plantas (Möller, 2015).

O fósforo (P) presente nas amostras de chorume analisadas manteve-se estável durante parte do processo, apresentando valores entre 0,37% e 0,57% até 100 dias do processo, e em 130 dias apresentou valor de 0,19% no R3. A aplicação do chorume pode influenciar o conteúdo de P disponível para plantas no solo através da incorporação de P inorgânico e/ou indiretamente estimulando os microrganismos a realizarem diversas atividades (Bachmann; Gropp; Eichler-Löbermann, 2014). Em solos não calcários, o P inorgânico é fortemente sorvido em oxi(hidro)óxidos metálicos principalmente de ferro (Fe) e alumínio (Al), e em solos com alta concentração de cálcio trocável (Ca), precipitação de Ca-fosfato (Bartóg; Hlisnikovský; Kunzová, 2020). O Cálcio também está presente no chorume, foi o elemento de maior variabilidade, mas sem uma tendência, possivelmente porque o Ca é um elemento com baixa mobilidade, tanto nas plantas como no solo (González-Fontes et al., 2017).

O potássio (K) presente nas amostras de chorume, mantiveram-se estáveis durante o processo de compostagem nos reatores facultativos, variando entre 0,59%

e 0,77%. No chorume o K fica diretamente disponível nas plantas como íons K^+ livres. Sua aplicação melhora as reservas de nutrientes e aumenta a capacidade do solo de o fornecer às plantas (Sogn et al., 2018).

O chorume produzido apresentou quantidades de nutrientes muito próximas durante toda a compostagem avaliada. Portanto, é possível utilizá-lo como fertilizante desde o início até o fim do processo.

5.6 AVALIAÇÃO E UTILIZAÇÃO DO COMPOSTO

O objetivo da compostagem é, além do tratamento de resíduos, a produção de composto humificado, o qual pode ser utilizado como fertilizante natural. Para averiguar a hipótese de que o composto formado no reator facultativo tenha aplicabilidade na agricultura foram utilizados dois testes, na produção de mudas de hortaliças e na produção de mudas arbóreas. Os resultados dessas análises estão apresentados nos itens sequenciais. Para essas análises o composto de R1, R2 e R3 foi completamente homogeneizado.

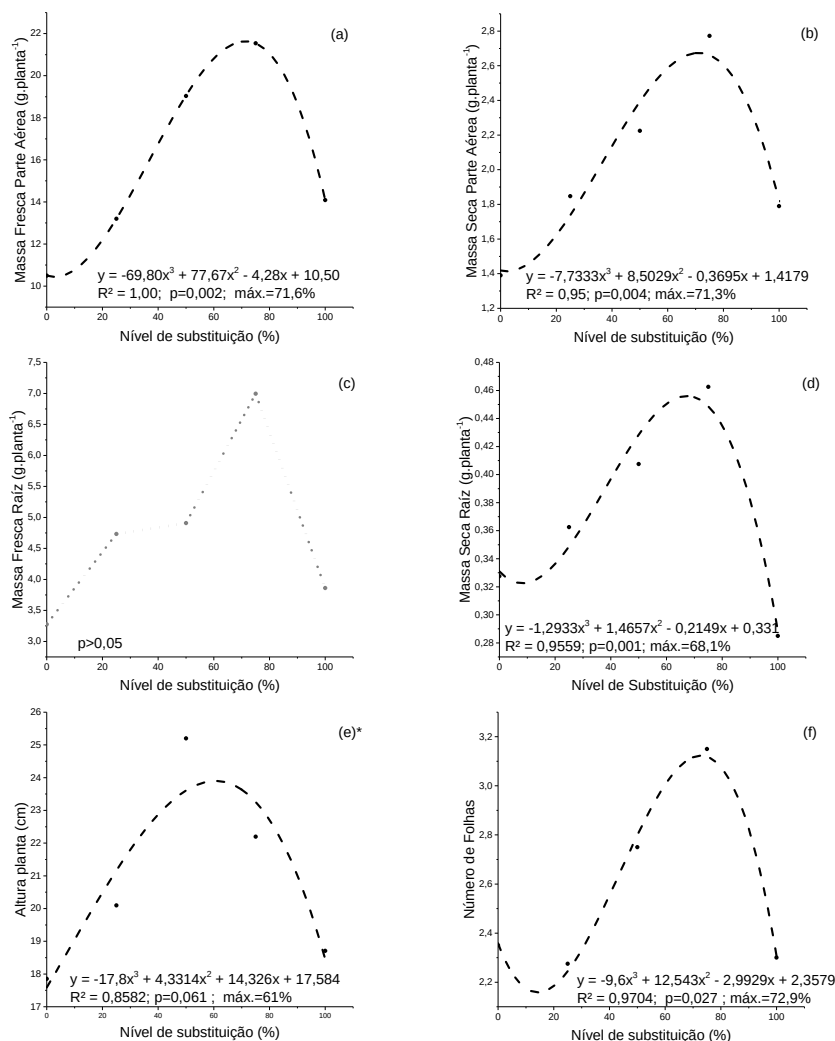
5.6.1 Mudas de Hortaliças

Os resultados obtidos das medidas sobre o crescimento das mudas de pepino do produto compostado incorporados em diferentes concentrações junto ao substrato comercial Mecplant® estão apresentados na Tabela 23 e Figura 43.

Tabela 23 - Médias de massa fresca da parte aérea (MFPA), massa seca da parte aérea (MSPA), massa fresca de raiz (MFR) e massa seca de raiz (MSR), número de folhas e altura das mudas de pepino “Caipira” produzidas a partir de diferentes concentrações de substratos

Tratamentos	MFPA (g.planta ⁻¹)	MSPA (g.planta ⁻¹)	MFR (g.planta ⁻¹)	MSR (g.planta ⁻¹)	Número de Folhas	Altura (cm)
1-P	10,4950	1,3900	3,2750	0,3275	2,3500	17,8500
2-P	13,2000	1,8475	4,7325	0,3625	2,2750	20,0950
3-P	19,0375	2,2250	4,9075	0,4075	2,7500	25,2000
4-P	21,5400	2,7725	6,9950	0,4625	3,1500	22,1925
5-P	14,0875	1,7900	3,8600	0,2850	2,3000	18,7075

Figura 43- Gráficos da regressão linear dos diferentes Parâmetros avaliados para o desenvolvimento de pepino "caipira" nos diferentes níveis de substituição no substrato comercial Mercplant® pelo composto obtido dos reatores, sendo os parâmetros. (a) Massa fresca da parte aérea versus o nível de substituição do composto do reator. (b) Massa seca da parte aérea. (c) Massa Fresca da Raiz. (d) Massa seca da Raiz. (e) Altura da planta (*nível de confiança de 90%). (f) Número de folhas



Fonte: A autora.

Em análise aos resultados é possível observar que para todos os parâmetros os pontos inicial e final (100% de substrato comercial Mercplant® e 100% de composto obtido dos reatores, respectivamente) estão com valores baixos, apresentaram portanto, atraso na emergência das plantas.

De forma semelhante Lopes (2014) que avaliou Produção de mudas e frutos de tomateiro a partir de composto pós cultivo de cogumelo, verificou que as

mudas do tratamento contendo 100% do composto obtiveram resultados inferiores se comparado com o substrato comercial.

Figura 43, nota-se que, para os parâmetros avaliados de massa fresca da parte aérea, massa seca da parte aérea, massa seca da raiz e número de folhas houve diferença significativa, (com $p < 0,05$) e para o parâmetro altura da planta (com $p < 0,10$) entre os níveis de substituição na análise de regressão linear os gráficos exibiram curvas semelhantes atingindo ponto máximo entre 61% e 72,8.

Estudos anteriores, como o de Bayoumi et al. (2019) que observaram resultados semelhantes ao utilizar composto derivado de resíduos de uva compostado como parte dos substratos de viveiro para a germinação e desenvolvimento do pepino. Os resultados destacaram que a combinação do composto de resíduos de uva com palha de fava e esterco de aves melhorou tanto as propriedades químicas quanto as nutricionais do substrato. Além disso, enfatizaram que esses resíduos reciclados são uma opção de baixo custo e altamente benéfica para os viveiros hortícolas em uma escala comercial.

Zapalowska et al. (2023) avaliaram o uso do composto obtido da compostagem de diferentes substratos para melhorar os parâmetros do solo para o cultivo de mudas de pepino. Com base nos estudos realizados, constatou-se que o substrato mais eficaz e promissor para a produção de mudas de pepino foi a variante que consistia em 25% de composto de lodo de esgoto (40%) + serragem (10%) + resíduos biodegradáveis de jardins e parques (50%) e 75% de turfa desacidificada.

Guisolfi et al. (2018) avaliaram as variáveis de crescimento e a qualidade de mudas de pepino produzidas em substratos com diferentes composições de resíduos agrícolas, em substituição total ao substrato comercial. Obtiveram como resultado que o substrato contendo maior proporção de moinha, em substituição à casca de arroz carbonizada, (40% moinha + 0% casca de arroz + 15% fibra de coco + 5% casca de ovo + 40% casca de pinus) resultou no melhor desenvolvimento da planta e na mudas de pepino da mais alta qualidade. Os autores atrelaram o resultado à maior quantidade de nutrientes, em especial o nitrogênio, presentes no substrato.

Os estudos mencionados estão alinhados com os achados deste trabalho, que indicam que, para o cultivo de mudas de pepino "caipira," a substituição ideal do substrato comercial pelo composto produzido em reatores facultativos é de aproximadamente 70%. Isso sugere que o uso do composto pode ser uma alternativa

viável e eficaz para substituir parcialmente substratos comerciais na produção de mudas.

Ao analisar os resultados, levando em conta os parâmetros de massa fresca da parte aérea, massa seca da parte aérea e altura da planta, onde o valor de $p < 0,05$, conclui-se que há diferença estatística significativa entre os níveis de substituição. A análise de regressão indica um valor máximo no nível de substituição do produto do reator facultativo no substrato comercial Mercplant®, com valores variando entre 15% e 22% para esses parâmetros.

Resultados semelhantes foram apresentados por Meng et al. (2018) os autores avaliaram material compostado derivado de resíduos da produção de biogás, substrato de cogumelo gasto (SMS) e esterco suíno como substituto parcial ou total da turfa em meio de crescimento para mudas de tomate e obtiveram melhores resultados com as substituições de composto e perlita (5:1, v:v) e composto, turfa e perlita (4:1:1, v:v:v) com aumento do número de folhas por planta e área foliar.

Ceglie et al. (2015) conduziram um estudo avaliando a metodologia de resposta em um experimento de substituição de turfa usando dois materiais alternativos (composto verde e resíduos de fibra de palmeira) para a produção de mudas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.), melão (*Cucumis melo* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.) em condições de cultivo orgânico. Em geral, os substratos apresentaram propriedades adequadas para a produção de mudas, com a melhor resposta das plantas ocorrendo na mistura de 20% de composto verde, 39% de fibra de palmeira e 31% de turfa. As apurações dos estudos mencionados são semelhantes com descobertas obtidas nesse trabalho, que sugerem que, para o cultivo de mudas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) a substituição ideal do substrato comercial pelo composto produzido em reatores facultativos é em torno de 20%.

Tabela 24 - Médias de massa fresca da parte aérea (MFPA), massa seca da parte aérea (MSPA), massa fresca de raiz (MFR) e massa seca de raiz (MSR), número de folhas e altura das mudas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) produzidas a partir de diferentes níveis de substituição do substrato comercial pelo produto do reator facultativo

Tratamentos	MFPA (g.planta ⁻¹)	MSPA (g.planta ⁻¹)	MFR (g.planta ⁻¹)	MSR (g.planta ⁻¹)	Número de Folhas	Altura (cm)
1-T	7,42	1,53	4,09	0,74	2	12,2
2-T	8,61	1,73	3,51	0,67	2	14,9
3-T	5,37	1,21	2,91	0,87	2	11,6

4-T	4,93	0,74	2,97	0,44	2	10,2
5-T	4,27	0,59	2,03	0,36	2,25	9,5

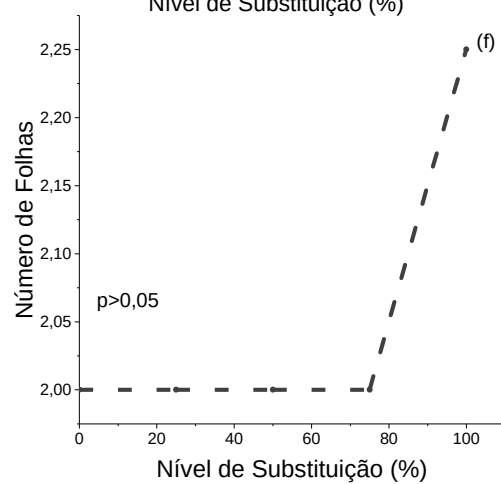
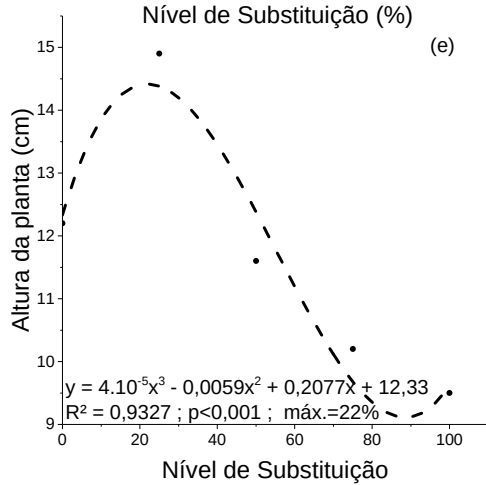
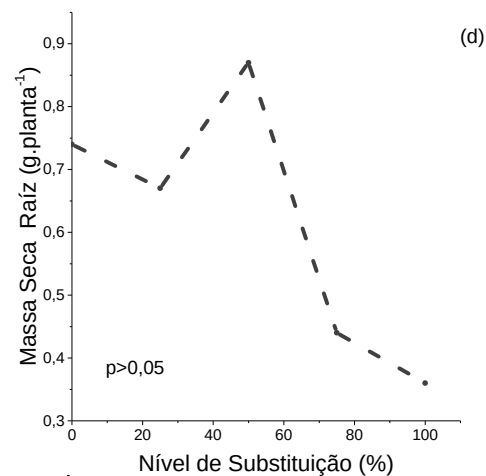
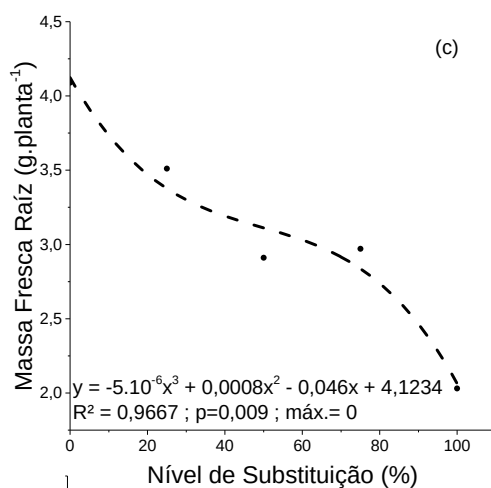
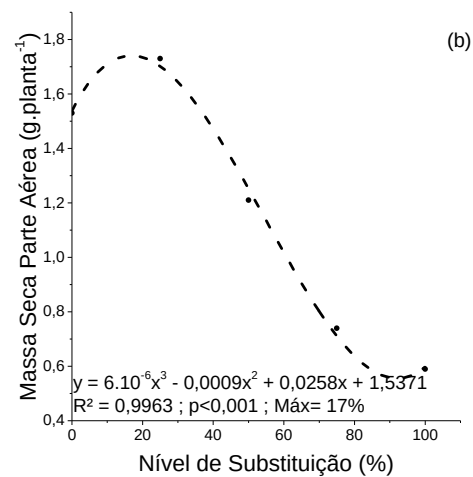
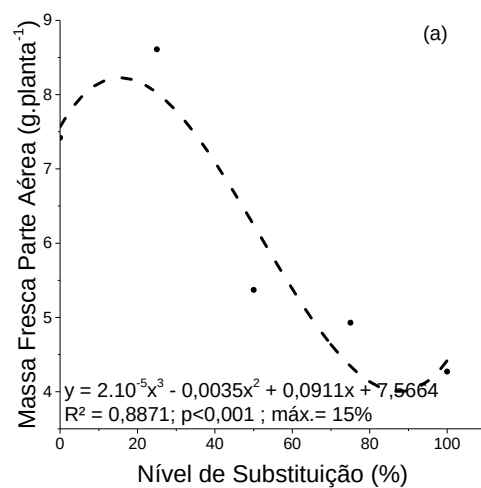
Ao analisar os resultados, levando em conta os parâmetros de massa fresca da parte aérea, massa seca da parte aérea e altura da planta, onde o valor de $p < 0,05$, conclui-se que há diferença estatística significativa entre os níveis de substituição. A análise de regressão indica um valor máximo no nível de substituição do produto do reator facultativo no substrato comercial Mercplant®, com valores variando entre 15% e 22% para esses parâmetros.

Resultados semelhantes foram apresentados por Meng et al. (2018) os autores avaliaram material compostado derivado de resíduos da produção de biogás, substrato de cogumelo gasto (SMS) e esterco suíno como substituto parcial ou total da turfa em meio de crescimento para mudas de tomate e obtiveram melhores resultados com as substituições de composto e perlita (5:1, v:v) e composto, turfa e perlita (4:1:1, v:v:v) com aumento do número de folhas por planta e área foliar.

Ceglie et al. (2015) conduziram um estudo avaliando a metodologia de resposta em um experimento de substituição de turfa usando dois materiais alternativos (composto verde e resíduos de fibra de palmeira) para a produção de mudas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.), melão (*Cucumis melo* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.) em condições de cultivo orgânico. Em geral, os substratos apresentaram propriedades adequadas para a produção de mudas, com a melhor resposta das plantas ocorrendo na mistura de 20% de composto verde, 39% de fibra de palmeira e 31% de turfa. As apurações dos estudos mencionados são semelhantes com descobertas obtidas nesse trabalho, que sugerem que, para o cultivo de mudas tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) a substituição ideal do substrato comercial pelo composto produzido em reatores facultativos é em torno de 20%.

Figura 44: Gráficos da regressão linear dos diferentes Parâmetros avaliados para o desenvolvimento de pepino "caipira" nos diferentes níveis de substituição no substrato comercial Mercplant® pelo composto obtido dos reatores, sendo os parâmetros. (a) Massa fresca da parte aérea versus o nível de substituição do composto do

reator. (b) massa seca da parte aérea. (c) Massa Fresca da Raíz. (d) Massa seca da Raíz. (e) Altura da planta. (f) Número de folhas



Fonte: A autora.

Dessa forma os substratos exibiram propriedades satisfatórias para a produção de mudas, tanto do tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) como para o pepino.

5.6.2 Mudas de Plantas Arbóreas

Os resultados obtidos das medidas sobre o crescimento das mudas de pepino do produto compostado incorporados em diferentes concentrações junto ao substrato comercial à base de casca de pinus estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 - Médias dos parâmetros indicativos de desenvolvimento das mudas de bracinga (altura, diâmetro, tamanho da raiz e número de folhas) produzidas a partir de diferentes níveis de substituição do substrato comercial pelo produto oriundo do processo de compostagem no reator facultativo

Nível de Substituição	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	Tamanho da Raiz (cm)	Número de Folhas
0	11,142 ^{ab}	1,559 ^a	1,390 ^a	1,983 ^{ab}
10	10,972 ^a	1,617 ^{ab}	1,446 ^a	1,967 ^{ab}
20	10,899 ^a	1,679 ^{ab}	1,261 ^a	2,060 ^{abc}
30	11,735 ^{abc}	1,661 ^{ab}	1,459 ^a	1,826 ^a
40	12,362 ^{abcd}	1,931 ^c	1,839 ^a	1,924 ^{ab}
50	11,886 ^{abcd}	1,919 ^c	1,748 ^a	2,239 ^{abc}
60	13,087 ^{cd}	1,963 ^c	2,086 ^a	3,018 ^c
70	11,596 ^{abc}	1,834 ^{bc}	2,153 ^a	2,799 ^{abc}
80	13,674 ^d	1,921 ^c	2,074 ^a	2,921 ^{bc}
90	11,703 ^{abc}	1,754 ^{abc}	1,968 ^a	2,596 ^{abc}
100	12,854 ^{bcd}	1,834 ^{bc}	2,332 ^a	3,077 ^c

Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Ao analisar os resultados para o parâmetro de altura, verificou-se que as substituições de 10%, 20% e 80% do substrato comercial pelo composto do reator facultativo apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação aos demais níveis de substituição, com a substituição de 80% alcançando a maior média. Essa diferença foi significativa ao nível de 5%. Portanto, para a produção de mudas de bracinga, recomenda-se substituir 80% do substrato comercial pelo composto do reator facultativo para obter as maiores alturas.

Para o parâmetro do diâmetro, a substituição de 80% do substrato comercial pelo composto do reator facultativo difere estatisticamente dos demais níveis de substituição e possui maior média, considerando um nível de significância de 5%. Portanto, para a produção de mudas de bracatinga, recomenda-se substituir 80% do substrato comercial pelo composto do reator facultativo para obter os maiores diâmetros.

Para o parâmetro do tamanho da raiz não houve diferença significativa entre os diferentes níveis de substituição, considerando o nível de significância de 5%.

Para o número de folhas houve diferença estatística entre os níveis de substituição de 30, 60 e 100%, sendo o de 100% com a média mais alta. Portanto para a produção de mudas de bracatinga, recomenda-se substituir 100% do substrato comercial pelo composto do reator facultativo para obter o maior número de folhas.

Ascoli et al. (2016), que estudaram a produção de mudas de bracatinga em diferentes substratos. Os pesquisadores substituíram várias concentrações de terra de barranco por esterco bovino. O estudo revelou que as concentrações mais altas de esterco bovino proporcionaram o melhor desenvolvimento das mudas.

Simiele et al. (2022) conduziram estudos sobre a produção de mudas arbóreas, comparando o uso de substrato comercial, biochar e produto da compostagem. Os resultados indicaram que o uso isolado do composto foi a melhor solução para a produção de mudas em viveiro, pois melhorou as propriedades do substrato e as características do sistema radicular, aspectos essenciais para programas de restauração florestal.

As conclusões dos estudos mencionados são consistentes com as descobertas deste trabalho, que mostraram melhorias significativas nos parâmetros de desenvolvimento das mudas de bracatinga quando 80 a 100% do substrato de casca de pinus foi substituído pelo composto do reator facultativo. No entanto, este estudo se destaca pela inovação na utilização de materiais não convencionais, como resíduos derivados do cigarro contrabandeado, que proporcionaram excelentes resultados. Essa abordagem diferenciada reforça o potencial do composto produzido, evidenciando sua viabilidade para práticas sustentáveis e alternativas na produção de mudas.

6 CONCLUSÕES

Avaliando os resultados encontrados concluiu-se que:

No monitoramento dos reatores, as variações de temperatura indicaram que o processo de biodegradação ocorreu. Nos três reatores, as temperaturas máximas, no topo, atingiram valores acima de 50°C em três dias, enquanto no fundo os valores chegaram a um máximo de 30°C em 70 dias. Após 100 dias, a temperatura se estabilizou em todos os reatores (R1, R2 e R3). A compostagem nos reatores iniciou com valores de umidade máxima em 73,5% e encerrando (130 dias) com o menor valor de $50,1 \pm 0,0\%$, mantendo portanto a umidade necessária para os processos microbiológicos sem intervenção adicional. Para o pH o processo de compostagem iniciou com os valores de $7,82 \pm 0,06$ para R1; $7,72 \pm 0,06$ para R2 e de $7,73 \pm 0,01$ para R3 as variações de pH durante a compostagem mantiveram-se básico finalizando-se com valores de $8,17 \pm 0,00$; $7,99 \pm 0,07$ e $7,95 \pm 0,01$ para R1, R2 e R3 respectivamente.

O reator apresentou as vantagens de ser um sistema passivo de trocas gasosas, o que foi suficiente para permitir o autocontrole dos parâmetros físico-químicos, sem intervenção externa. As análises físico químicas também demonstraram que a decomposição aeróbia e anaeróbia aconteceram concomitantemente, dando evidências de que sistemas avaliados nos reatores são facultativos.

O processo de compostagem nos reatores iniciou com a razão C/N de 18,53; 17,48 e 17,45 e finalizou com valores de 13,41; 14,02 e 14,51 para R1, R2 e R3 respectivamente, evidenciando que o processo de compostagem nos reatores ocorreram adequadamente e alcançaram a estabilidade após 130 dias.

As análises de respirometria apresentaram valores inferiores a 5 após 150 dias indicando que a atividade microbiana foi reduzida e a taxa de decomposição orgânica está em um estágio mínimo, apresentou portanto características de estabilidade.

O IGS apresentou valores de $81,2 \pm 1,5\%$; $98,8 \pm 14,4\%$ e $84,5 \pm 7,6\%$ nas regiões de topo, meio e fundo respectivamente. Esses resultados indicam uma redução significativa da fitotoxicidade nas três regiões avaliadas ao longo de 130 dias

de processo, confirmando que o composto final está livre de substâncias fitotóxicas e alcançou a maturidade desejada nesse período.

Nas análises de HPLC observou-se a presença de ácidos orgânicos voláteis nas partes do meio e do fundo dos reatores indicaram regiões facultativas e anaeróbias, respectivamente. Além disso, é sugerido que a compostagem entrou na fase de maturação com a ausência de ácidos graxos voláteis a partir de 100 dias.

As imagens representativas de MEV apresentaram microrganismos característicos do processo de compostagem aeróbio no topo e meio do reator (esporos de *Thermoactinomyceas* e *Thermoactinomyceas* respectivamente), a presença de microrganismos anaeróbios no meio (*Halanaerobium*) e fundo do reator (*Methanothermobacter*). Com isso foi possível evidenciar a coexistência da atividade aeróbia no topo e a anaeróbia no fundo e o meio do reator com características aeróbias e anaeróbias concomitantes. As imagens de MEV ainda evidenciaram o processo de degradação da matéria orgânica no processo de compostagem.

Nas análises espectroscópicas, observou-se um aumento inicial na razão E_4/E_6 ao longo do processo de degradação, seguido por uma redução subsequente. Essa variação indica que o processo de decomposição ocorreu efetivamente, resultando em valores finais inferiores a 5 em todas as regiões avaliadas (topo, meio e fundo). Esses valores sugerem a formação de compostos humificados, confirmando a obtenção de um produto final estabilizado e maturado. Os resultados de FTIR demonstraram picos característicos para substâncias húmicas, com evolução nos tempos de compostagem. Isso está em consonância com os resultados derivados da avaliação da razão entre os comprimentos de onda analisados. Esses resultados sugerem que os reatores facultativos estudados alcançaram estabilidade e maturidade, resultando na formação de substâncias húmicas altamente condensadas.

Em relação às análises de patógenos, é importante destacar que as condições estudadas foram extremas. Embora o processo de compostagem nos reatores tenha alcançado picos de temperatura durante a fase termofílica, a sanitização do composto não foi efetiva conforme exigido pela legislação. Para eliminar esses patógenos, que estavam presentes em grandes quantidades no final da compostagem, foi realizada a calagem. Esse procedimento foi eficaz, adequando o produto final às normas nacionais e internacionais.

Sobre a qualidade do composto produzido na compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado e RSO, os resultados das análises de metais pesados demonstram que o produto final humificado obtido a partir do processo de compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado em reator facultativo atende aos critérios estabelecidos pelas legislações USDA e CCME, apresentando concentrações abaixo dos limites estabelecidos.

O reator facultativo reduziu de maneira significativa os níveis de fenóis na mistura em 130 dias do processo, passando dos valores iniciais de $38,55 \pm 1,86$ para valores de $3,41 \pm 0,69$; $1,77 \pm 0,88$ e $2,14 \pm 1,50$ para topo, meio e fundo, respectivamente. Os resultados demonstram a degradação desses compostos, reduzindo o fator de toxicidade.

Os reatores apresentaram valores de NPK de 1,4:9:15, indicando capacidade de atuar como fertilizantes para o solo.

O chorume apresentou um pH inicial de $7,83 \pm 0,06$; $7,72 \pm 0,06$; $7,73 \pm 0,01$ para R1, R2 e R3, respectivamente. Nos três primeiros dias do processo, o pH reduziu para valores próximos a 5, permanecendo assim até o final do processo, quando foram observados valores de $5,53 \pm 0,01$ para R2 e $5,19 \pm 0,01$ para R3. Em relação à razão C/N, o chorume apresentou valores que variaram de um máximo de 15,24 no início do processo para 11,56 ao final, indicando o processo de decomposição do reator. O chorume ainda apresentou valores significativos de nutrientes. Esses resultados sugerem que o chorume pode ser utilizado como fertilizante natural.

Na aplicação do composto obtido nos reatores para a produção de mudas do tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.), para o pepino e para a bracinga os substratos exibiram propriedades satisfatórias. O composto produzido foi capaz de fornecer os nutrientes necessários para o desenvolvimento de mudas de hortaliças, como tomate e pepino, e de espécies arbóreas, como a bracinga.

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que o reator facultativo é um método eficaz para a compostagem de tabaco de cigarro contrabandeado, cepilho e resíduos de alimentos. Este sistema pode ser caracterizado por sua simplicidade, pois não exige manipulação durante o processo, e por sua eficiência, ao produzir um composto humificado estável, maturado e livre de toxicidade e por sua versatilidade e funcionalidade, pois apresentou três fases simultâneas de decomposição: aeróbia no topo, anaeróbia na base e uma interface facultativa no meio.

REFERÊNCIAS

- ABDELJABBAR, H. et al. Halanaerobium sehlinense sp. nov., an extremely halophilic, fermentative, strictly anaerobic bacterium from sediments of the hypersaline lake Sebkha. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 63, p. 2069–2074, 2013.
- ABREU, M. J. DE. **Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos**. Brasília, DF.Ministério do Meio Ambiente, , 2017.
- ADAMCOVÁ, D. et al. Sem analysis and degradation behavior of conventional and bio-based plastics during composting. **Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis**, v. 66, n. 37, p. 349–356, 2018.
- ADENIYAN O. N. et al. Comparative study of different organic manures and NPK fertilizer for improvement of soil chemical properties and dry matter yield of maize in two different soils. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 2, n. 1, p. 9–13, 2011.
- AGUIAR, A.; FERRAZ, A. Mecanismos Envolvidos na Biodegradação de Materiais Lignocelulósicos e Aplicações Tecnológicas Correlatas. **Química Nova**, v. 34, n. 10, p. 1729–1738, 2011.
- AL-ALAWI, M. et al. Evaluation of the performance of encapsulated lifting system composting technology with a GORE(R)cover membrane: Physico-chemical properties and spectroscopic analysis. **Environmental Engineering Research**, v. 25, n. 3, p. 299–308, 2019.
- ALBRECHT, R. et al. Comparison between UV spectroscopy and nirs to assess humification process during sewage sludge and green wastes co-composting. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 6, p. 4495–4500, 1 mar. 2011.
- AMIR, S. et al. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1–3, p. 524–529, 15 maio 2010.
- ASCOLI, A. DE A. et al. Produção de mudas de bractatinga em diferentes substratos. **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, n. 23, p. 830–836, 6 dez. 2016.
- ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006.
- AVIDOV, R. et al. Factors Influencing the Persistence of Salmonella Infantis in Broiler Litter During Composting and Stabilization Processes and Following Soil Incorporation. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 5, 20 abr. 2021.
- AWASTHI, M. K. et al. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 214–221, 2014.

AWASTHI, M. K. et al. Emerging applications of biochar: Improving pig manure composting and attenuation of heavy metal mobility in mature compost. **Journal of Hazardous Materials**, v. 389, p. 122116, maio 2020.

AZIM, K. et al. composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agriculture**, v. 8, p. 141–158, 2018.

B BINA; H MOVAHEDIAN; I KORD. The Effect of Lime Stabilization on the Microbiological Quality of Sewage Sludge . **Iranian journal of environmental health science& engineering**, v. 1, n. 1, p. 34–38, 2004.

BACHMANN, S.; GROPP, M.; EICHLER-LÖBERMANN, B. Phosphorus availability and soil microbial activity in a 3 year field experiment amended with digested dairy slurry. **Biomass and Bioenergy**, v. 70, p. 429–439, nov. 2014.

BADDI, G. A. et al. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and ¹³C-NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. **Bioresource Technology**, v. 93, p. 285–290, 2004.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, v. 61, p. 856–881, 2014.

BARKER, A. V.; BRYSON, G. M. Bioremediation of Heavy Metals and Organic Toxicants by Composting. **The Scientific World Journal**, v. 2, p. 407–420, 2002.

BARŁÓG, P.; HLISNIKOVSKÝ, L.; KUNZOVÁ, E. Effect of Digestate on Soil Organic Carbon and Plant-Available Nutrient Content Compared to Cattle Slurry and Mineral Fertilization. **Agronomy**, v. 10, n. 3, p. 379, 10 mar. 2020.

BAYOUMI, Y. A. et al. Grape Fruit Waste Compost as a Nursery Substrate Ingredient for High-Quality Cucumber (*Cucumis sativus* L.) Seedlings Production. **Compost Science & Utilization**, v. 27, n. 4, p. 205–216, 2 out. 2019.

BAZRAFSHAN, E. et al. Maturity and Stability Evaluation of Composted Municipal Solid Wastes. **Health Scope**, v. 5, n. 1, 15 fev. 2016.

BECK-FRIIS, B. et al. Composting of Source-Separated Household Organics At Different Oxygen Levels: Gaining an Understanding of the Emission Dynamics. **Compost Science & Utilization**, v. 11, n. 1, p. 41–50, 2003.

BERMUDEZ, J. F.; SALDARRIAGA, J. F.; OSMA, J. F. Portable and Low-Cost Respirometric Microsystem for the Static and Dynamic Respirometry Monitoring of Compost. **Sensors**, v. 19, n. 19, p. 4132, 24 set. 2019.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–5453, 1 nov. 2009.

BOGUTA, P. et al. Chemical Transformation of Humic Acid Molecules under the Influence of Mineral, Fungal and Bacterial Fertilization in the Context of the Agricultural Use of Degraded Soils. **Molecules**, v. 26, n. 16, p. 4921, 13 ago. 2021.

BOUHIA, Y. et al. Effect of Microbial Inoculation on Lipid and Phenols Removal During the Co-composting of Olive Mill Solid Sludge with Green Waste in Bioreactor. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 3, p. 1417–1429, 27 mar. 2021.

BRIŠKI, F. et al. Biodegradation of tobacco waste by composting: Genetic identification of nicotine-degrading bacteria and kinetic analysis of transformations in leachate. **Chemical Papers**, v. 66, n. 12, p. 1103–1110, 2012.

CÁCERES, R.; MALINSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, v. 72, p. 119–137, 2018.

CÁCERES, R.; MARFÀ, O. Diagnosis of the fertility of compost-based growing media: Method comparison and monitoring in pot plant cultivation. **Scientia Horticulturae**, v. 164, p. 213–220, dez. 2013.

CAMPOS, S. X. DE et al. Home Composting Using Facultative Reactor. Em: **Solid Waste Management in Rural Areas**. [s.l.] InTech, 2017.

CAMPOS, S. X.; RESSETTI, R. R.; ZITTEL, R. Monitoring and characterization of compost obtained from household waste and pine sawdust in a facultative reactor by conventional and spectroscopic analysis. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 12, p. 1186–1191, 2014.

CAO, Y. et al. Spectroscopic evidence for hyperthermophilic pretreatment intensifying humification during pig manure and rice straw composting. **Bioresource Technology**, v. 294, p. 122131, dez. 2019.

CARLOS A. MADERA-PARRA; DUNCAN D. MARA; PATRICIA TORRES. Sanitization of biosolids from chemically enhanced primary treatment plant: composting or alkali stabilization? **Ingeniería y Competitividad**, v. 13, n. 2, p. 23–31, 2011.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (ORG.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. ABBES ed. Rio de Janeiro: [s.n.].

CCME. **Guidelines for Compost Quality**. Canadian Council of Ministers of the Environment, , 2005.

CEGLIE, F. G. et al. The Challenge of Peat Substitution in Organic Seedling Production: Optimization of Growing Media Formulation through Mixture Design and Response Surface Analysis. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. e0128600, 12 jun. 2015.

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.

CETESB. **Solos – determinação da biodegradação de resíduos – método respirométrico de Bartha Método de ensaio.** , 1990.

CHAE, Y. et al. Deriving hazardous concentrations of phenol in soil ecosystems using a species sensitivity distribution approach. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 123036, nov. 2020.

CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 838–844, 1 jan. 2016.

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

CHANG, R. et al. Effect of microbial transformation induced by metallic compound additives and temperature variations during composting on suppression of soil-borne pathogens. **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111816, fev. 2021.

CHOWDHURY, A. K. MD. M. B. et al. Composting of three phase olive mill solid waste using different bulking agents. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 91, p. 66–73, 2014.

CÍNTIA FIOROTTI; ERIC GUSTAVO CARDIN; SILVIO ANTÔNIO COLOGNESE. Borders of Illegality: Importation and use of Illegal Agrotoxics on Brazilian Border with Paraguay. **Revista GeoPantanal**, v. 28, p. 61–77, 2020.

CRISÓSTOMO, L. A.; A. NAUMOV. **Aduando para alta produtividade e qualidade: fruteiras tropicais do Brasil.** [s.l: s.n.].

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, 20 dez. 2019.

CUNHA, K. M. DA et al. Treatment of smuggled cigarette tobacco and food solid waste in a 2000 l facultative reactor. **Detritus**, v. In Press, n. 0, p. 1, 13 nov. 2018.

CUNHA, K. M. DA et al. Domestic organic waste reactor composting: a study on the formation of CH₄ NH₃ and the influence of thermal insulation. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 9, p. 93590–93603, 2021.

CUNHA, K. M.; CAMPOS, S. X. Composting in facultative reactors: a review. **Organic Agriculture**, 11 nov. 2022.

DA SILVA, E. F. et al. Nutrient and Heavy Metals Release from Mixtures of Organic Residues and Food Wastes in Composting. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 6, p. 281, 2 jun. 2020.

DAS, S. et al. Heavy Metal Pollution in the Environment and Its Impact on Health: Exploring Green Technology for Remediation. **Environmental Health Insights**, v. 17, 5 jan. 2023.

DE BANG, T. C. et al. The molecular–physiological functions of mineral macronutrients and their consequences for deficiency symptoms in plants. **New Phytologist**, v. 229, n. 5, p. 2446–2469, 27 mar. 2021.

DE CLIPPELEIR, H. et al. Efficient Total Nitrogen Removal in an Ammonia Gas Biofilter through High-Rate OLAND. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 8826–8833, 2012.

DEDAVID, B. A.; GOMES, C. I.; MACHADO, G. **Microscopia eletrônica de varredura : aplicações e preparação de amostras : materiais poliméricos, metálicos e semicondutores**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007.

DROUSSIA, Z. et al. Study of the biodegradation and transformation of olive-mill residues during composting using FTIR spectroscopy and differential scanning calorimetry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 1281–1285, 2009.

DURÁN-LARA, E. F.; VALDERRAMA, A.; MARICAN, A. Natural Organic Compounds for Application in Organic Farming. **Agriculture**, v. 10, n. 2, p. 41, 11 fev. 2020.

ECCAPLAN. **Usinas de compostagem em larga escala**. Disponível em: <<https://souresiduozero.com.br/2020/04/serie-compostagem-usinas-de-larga-escala/>>. Acesso em: 8 jul. 2022.

EFRAÍN DE LA CRUZ-LÁZARO et al. Uso de compostas y vermicompostas para la producción de tomate orgánico en invernadero. **Interciência**, v. 35, n. 5, p. 363–368, 2010.

EPPO. **Guidelines for the management of plant health risks of biowaste of plant origin (European and Mediterranean Plant Protection Organization)**. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin, 2008.

ESTEVEZ, M. M.; LINJORDET, R.; MORKEN, J. Effects of steam explosion and co-digestion in the methane production from *Salix* by mesophilic batch assays. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 749–756, 2012.

FACCIN, D.; DI PIERO, R. M. Extracts and fractions of humic substances reduce bacterial spot severity in tomato plants, improve primary metabolism and activate the plant defense system. **Physiological and Molecular Plant Pathology**, v. 121, p. 101877, set. 2022.

FAN, Y. VAN et al. Evaluation of Effective Microorganisms on home scale organic waste composting. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 41–48, 15 jun. 2018.

FENCHEL, T.; FINLAY, B. J. **Ecology and Evolution in Anoxic Worlds**. [s.l.] Oxford University Press Oxford, 1995.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. DA. **Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FERNANDES, H. et al. Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. **Bioresource Technology**, v. 132, p. 262–268, 2013.

FERNÁNDEZ, F. J. et al. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mill waste and winery waste in a rotary drum reactor. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1948–1956, out. 2010.

FIALHO, L. L. **Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. [s.l.] Universidade Federal de São Carlos, 2007.

FIALHO, L. L. et al. Interferência da lignina na quantificação de radicais livres no processo de compostagem. **Química Nova**, v. 33, n. 2, p. 364–369, 2010a.

FU, B. et al. Occurrence and reactivation of viable but non-culturable E. coli in sewage sludge after mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. **Biotechnology Letters**, v. 36, n. 2, p. 273–279, 2014.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S. A. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 5, p. 311–400, 2008.

GEISSELER, D. et al. Nitrogen mineralization from organic fertilizers and composts: Literature survey and model fitting. **Journal of Environmental Quality**, v. 50, n. 6, p. 1325–1338, 10 nov. 2021.

GEORGÉ, S. et al. Rapid Determination of Polyphenols and Vitamin C in Plant-Derived Products. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 53, n. 5, p. 1370–1373, 1 mar. 2005.

GERBIN, E. et al. Tuning the functional properties of lignocellulosic films by controlling the molecular and supramolecular structure of lignin. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 181, p. 136–149, jun. 2021.

GILL, S. S.; JANA, A. M. E.; SHRIVASTAV, A. Aerobic Bacterial Degradation of Kitchen Waste: A Review. **Journal of Biotechnology and Food Sciency**, v. 6, p. 477–483, 2014.

GÓMEZ, R. B.; LIMA, F. V.; FERRER, A. S. The use of respiration indices in the composting process: a review. **Waste Management & Research**, v. 24, p. 37–47, 2006.

GONZÁLEZ-FONTES, A. et al. Understanding calcium transport and signaling, and its use efficiency in vascular plants. Em: **Plant Macronutrient Use Efficiency**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 165–180.

GREENWAY, G. M.; SONG, Q. J. Heavy metal speciation in the composting process. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 4, p. 300–305, 2002.

GUISOLFI, L. P. et al. Production of cucumber seedlings in alternative substrates with different compositions of agricultural residues. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 3, p. 791–797, jul. 2018.

GUO, R. et al. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171–178, 2012.

HE, X. et al. Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. **Chemosphere**, v. 82, n. 4, p. 541–548, jan. 2011.

HE, X.-S. et al. Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. **Microchemical Journal**, v. 106, p. 160–166, 2013.

HEJNA, M. et al. Review: Nutritional ecology of heavy metals. **Animal**, v. 12, n. 10, p. 2156–2170, 2018.

HILL, G. B.; BALDWIN, S. A. Vermicomposting toilets, an alternative to latrine style microbial composting toilets, prove far superior in mass reduction, pathogen destruction, compost quality, and operational cost. **Waste Management**, v. 32, n. 10, p. 1811–1820, 1 out. 2012.

HOFFMAN, W.; PONS, J.; JANER, J. The sedimentation-concentration method in schistosomiasis mansoni. **Public Health Tropical Medicine**, v. 9, p. 281–298, 1934.

ILIĆ, I. et al. Adsorption of Nicotine from Aqueous Solutions on Montmorillonite and Acid-Modified Montmorillonite. **Science of Sintering**, v. 51, p. 93–100, 2019.

ISHII, S. et al. Coaggregation Facilitates Interspecies Hydrogen Transfer between *Pelotomaculum thermopropionicum* and *Methanothermobacter thermautotrophicus*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 12, p. 7838–7845, 2005.

IYENGAR, S. R.; BHAVE, P. P. In-vessel composting of household wastes. **Waste Management**, v. 26, p. 1070–1080, 2006.

J. MICHAŁOWICZ; W. DUDA. Phenols – Sources and Toxicity. **Polish. Journal of Environmental Studies**, v. 16, n. 3, p. 347–362, 2007.

JAYASINGHE, P. A. et al. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4633–4637, 2011.

JONES, A. A. et al. Evidence of sporulation capability of the ubiquitous oil reservoir microbe *Halanaerobium congolense*. **Geomicrobiology Journal**, v. 38, n. 4, p. 283–293, 2021.

JONES, P.; MARTIN, M. **The occurrence and survival of pathogens of animals and humans in green compost. The Waste and Resources Action Programme**, 2003.

JORDÃO, M. D. L. et al. Low-cost automatic station for compost temperature monitoring. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 11, p. 809–813, 2017.

JUFALLI, S. M. AL et al. Morphological and microstructural characteristics of scales in longnose goby *Awaous jayakari* (Teleostei: Gobiidae): Light and scanning electron microscopy approaches. **Microscopy Researches and Technology**, v. 84, p. 3128–3149, 2021.

KALAMDHAD, A. S. et al. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 24, p. 6442–6450, 2009.

KAZA, S. et al. **What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. WashingtonWorld Bank, , 2018. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO>

KHALID, A. et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, p. 1737–1744, 2011.

KIBET, J. K.; KHACHATRYAN, L.; DELLINGER, B. Phenols from pyrolysis and co-pyrolysis of tobacco biomass components. **Chemosphere**, v. 138, p. 259–265, nov. 2015.

KIM, H.-Y. et al. Biomass characteristics and ethanol production of yellow poplar (*Liriodendron tulipifera*) treated with slurry composting and biofiltration liquid as fertilizer. **Biomass and Bioenergy**, v. 42, p. 10–17, jul. 2012.

KLOCK, U.; ANDRADE, A. S. **Química da madeira**. 4^o ed. Curitiba: UFPR, 2013.

KOMINKO, H.; KATARZYNA GORAZDA, .; WZOREK, Z. The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, p. 1781–1791, 2017.

KONG, Y. et al. Applicability and limitation of compost maturity evaluation indicators: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 489, p. 151386, jun. 2024.

KOPCIC, N. et al. Composting of Tobacco Dust in Different Types of Reactors. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 27, n. 1, p. 57–64, 2013.

- KOPCIC, N. et al. Evaluation of laboratory-scale in-vessel co-composting of tobacco and apple waste. **Waste Management**, v. 34, p. 323–328, 2014.
- KOUZUMA, A.; KATO, S.; WATANABE, K. Microbial interspecies interactions: recent findings in syntrophic consortia. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, n. 477, 2015.
- LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875–5895, 13 maio 2015.
- LASHERMES, G. et al. Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. **Waste Management**, v. 32, p. 271–277, 2012.
- LATOSIŃSKA, J.; KOWALIK, R.; GAWDZIK, J. Risk Assessment of Soil Contamination with Heavy Metals from Municipal Sewage Sludge. **Applied Sciences**, v. 11, n. 2, p. 548, 8 jan. 2021.
- LEI, Z. et al. Recent Progress on Dry Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes: Achievements and Challenges. **Current Organic Chemistry**, v. 19, n. 5, p. 400–4012, 2015.
- LEVÉN, L.; NYBERG, K.; SCHNÜRER, A. Conversion of phenols during anaerobic digestion of organic solid waste – A review of important microorganisms and impact of temperature. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. S99–S103, mar. 2012.
- LI, X. et al. Compositional and functional features of humic acid-like fractions from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 2–3, p. 740–748, 30 jan. 2011.
- LIN, J.-G.; CHANG, C.-N.; CHANG, S.-C. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresour. Technology**, v. 62, n. 3, p. 85–90, 1997.
- 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, 1 jun. 2018.
- LIU, T. et al. Influence of fine coal gasification slag on greenhouse gases emission and volatile fatty acids during pig manure composting. **Bioresour. Technology**, v. 316, p. 123915, 2020a.
- LIU, Z. et al. The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor: Benefits and limitations. **Journal of Cleaner Production**, v. 270, p. 122328, out. 2020b.
- LU, Y. et al. Off-gas emission response mechanism in aerobic composting of sewage sludge: A review. **E3S Web of Conferences**, v. 185, p. 02010, 2020.
- 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.

MAATHUIS, F. J. Physiological functions of mineral macronutrients. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 12, n. 3, p. 250–258, jun. 2009.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3141–3155, 2011.

MAHAPATRA, S.; ALI, MD. H.; SAMAL, K. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin. **Energy Nexus**, v. 6, p. 100062, jun. 2022.

MAHDI FARZADKIA; EDRIS BAZRAFSHAN. Lime Stabilization of Waste Activated Sludge. **Health Promotion Research Center**, v. 3, n. 1, 2014.

MANGA, M. et al. Fate of faecal pathogen indicators during faecal sludge composting with different bulking agents in tropical climate. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 232, p. 113670, mar. 2021.

MANGA, M.; MUOGHALU, C. C.; ACHENG, P. O. Inactivation of faecal pathogens during faecal sludge composting: a systematic review. **Environmental Technology Reviews**, v. 12, n. 1, p. 150–174, 31 dez. 2023.

MANKAI, H. et al. Biochemical and molecular characterization of a restriction endonuclease Tvu2HI from *Thermoactinomyces vulgaris* 2H and study of its R-M system. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 164, p. 3105–3113, 2020.

MANYAPU, V.; MANDPE, A.; KUMAR, S. Synergistic effect of fly ash in in-vessel composting of biomass and kitchen waste. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 114–120, 2018.

MAPA. **Maximum contaminant limits allowed for organic compounds**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/legislacao/portugues/instrucao-normativa-no-17-de-18-de-junho-de-2014.pdf/view>>. Acesso em: 1 jan. 2023.

MARGARITIS, M. et al. Improvement of home composting process of food waste using different minerals. **Waste Management**, v. 73, p. 87–100, 2017.

MARTÍN, A. P.-S. et al. Spectroscopy Techniques for Monitoring the Composting Process: A Review. **Agronomy**, v. 13, n. 9, p. 2245, 27 ago. 2023.

MARTÍN-MATA, J. et al. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 17357–17369, 2016.

MASON, I. G.; MILKE, M. W. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. **Waste Management**, v. 25, n. 5, p. 481–500, jan. 2005.

MC CARTHY, G. et al. An assessment of pathogen removal during composting of the separated solid fraction of pig manure. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 9059–9067, out. 2011.

MCMAHON, K. D. et al. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—II: microbial population dynamics. **Water Research**, v. 35, n. 7, p. 1817–1827, 1 maio 2001.

MEGONIGAL, J. P.; HINES, M. E.; VISSCHER, P. T. Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes. Em: **Treatise on Geochemistry**. [s.l.] Elsevier, 2014. p. 273–359.

MENG, X. et al. Composted biogas residue and spent mushroom substrate as a growth medium for tomato and pepper seedlings. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 62–69, jun. 2018.

MICHALSKA, J. et al. Evaluation of the applicability of selected analytical techniques for determining the characteristics of humic substances sourced from by-products of the wastewater treatment process. **Science of The Total Environment**, v. 888, p. 164237, ago. 2023.

MIRZA DE SOUZA CONCEIÇÃO; KAMILA DE OLIVEIRA DO NASCIMENTO. Prevenção da transmissão de patógenos por manipuladores de alimentos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, n. 5, p. 91–97, 2014.

MOKRANE, S. et al. Thermoactinomyces khenchelensis sp. nov., a filamentous bacterium isolated from soil sediment of a terrestrial hot spring. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 109, p. 311–317, 2016.

MÖLLER, K. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 1021–1041, 4 jul. 2015.

MONTAÑÉS, R.; SOLERA, R.; PÉREZ, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 177–184, 1 mar. 2015.

MORÁN VIEYRA, F. E. et al. Combined UV–Vis absorbance and fluorescence properties of extracted humic substances-like for characterization of composting evolution of domestic solid wastes. **Geoderma**, v. 151, n. 3–4, p. 61–67, jul. 2009.

MUKAI, S.; OYANAGI, W. Evaluation on maturity and stability of organic fertilisers in semi-arid Ethiopian Rift Valley. **Scientific Reports - Nature**, v. 11, n. 4035, 2021.

MUNIZ, A. D. S.; ARAGÃO, L. D. O.; DE SOUZA, S. L. Q. Contaminação química de alimentos vegetais e a saúde: Agricultura convencional x orgânica. **Revista Sustinere**, v. 10, n. 2, 13 dez. 2022.

NAFEZ, A. H. et al. Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 709–718, 2015.

NEGRÃO, M.; ALMEIDA, A. A. **Incineração de resíduos: contexto e riscos associados**. Acesso em: 2 mar. 2017.

NEUGEBAUER, M. et al. The influence of the C: N ratio on the composting rate. **International Journal of Smart Grid and Clean Energy**, v. 6, n. 1, p. 54–60, 2017.

NOZHEVNIKOVA, A. N. et al. Composition of a Microbial Community at Different Stages of Composting and the Prospects for Compost Production from Municipal Organic Waste (Review). **Applied Biochemistry and Microbiology**, v. 55, p. 199–208, 2019.

NZILA, A. Current Status of the Degradation of Aliphatic and Aromatic Petroleum Hydrocarbons by Thermophilic Microbes and Future Perspectives. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 12, p. 2782, 7 dez. 2018.

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.

ORE, O. T. et al. Humic substances derived from unconventional resources: extraction, properties, environmental impacts, and prospects. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 59106–59127, 2023.

OUAQOUDI, F. Z. EL et al. Study of Humic Acids during Composting of Ligno-Cellulose Waste by Infra-Red Spectroscopic and Thermogravimetric/Thermal Differential Analysis. **Compost Science & Utilization**, v. 22, p. 188–198, 2014.

OVIEDO-OCAÑA, E. R. et al. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. **Waste Management**, v. 43, p. 63–71, 2015.

PAN, X. et al. Deep insights into the network of acetate metabolism in anaerobic digestion: focusing on syntrophic acetate oxidation and homoacetogenesis. **Water Research**, v. 190, p. 116774, fev. 2021.

PHARES, C. A.; AKABA, S. Co-application of compost or inorganic NPK fertilizer with biochar influences soil quality, grain yield and net income of rice. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 21, n. 12, p. 3600–3610, dez. 2022.

PIMENTA, A. et al. Chemical Composition of Pyroligneous Acid Obtained from Eucalyptus GG100 Clone. **Molecules**, v. 23, n. 2, p. 426, 15 fev. 2018.

PLACHÁ, D. et al. Volatile fatty acid evolution in biomass mixture composts prepared in open and closed bioreactors. **Waste Management**, v. 33, n. 5, p. 1104–1112, 1 maio 2013.

PONSÁ, S.; PAGANS, E.; SÁNCHEZ, A. Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer. **Biosystems Engineering**, v. 102, n. 4, p. 433–443, 1 abr. 2009.

R, M. et al. Fertilizer potential of slurry from intensive dairy cattle farms in Intensive production forestry systems. **International Journal of Hydrology**, v. 6, n. 2, p. 44–47, 11 mar. 2022.

RAUL PAES XAVIER LOPES. **Produção de mudas e frutos de tomateiro a partir de composto pós - cultivo de cogumelo**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2014.

RAWAT, P. et al. Phosphate-Solubilizing Microorganisms: Mechanism and Their Role in Phosphate Solubilization and Uptake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, n. 1, p. 49–68, 30 mar. 2021.

REN, X. et al. Improvement of cleaner composting production by adding Diatomite: From the nitrogen conservation and greenhouse gas emission. **Bioresource Technology**, v. 286, p. 121377, 2019.

RESSETI, R. R. **Biodecomposição de Resíduos Orgânicos Domésticos em Reator Fechado e Caracterização do Composto Obtido por Técnicas Convencionais e Espectroscópicas**. [s.l.] Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2011.

RIBEIRO, H. M. et al. Evaluation of a compost obtained from forestry wastes and solid phase of pig slurry as a substrate for seedlings production. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3294–3297, dez. 2007.

RICHARD, T. L. et al. Moisture Relationships in Composting Processes. **Compost Science & Utilization**, v. 10, n. 4, p. 286–302, 2002.

RODRÍGUEZ, L. et al. Domestic sewage sludge composting in a rotary drum reactor: Optimizing the thermophilic stage. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 284–291, 15 dez. 2012.

RODRÍGUEZ-DIMAS, N. et al. Producción de tomate en invernadero con humus de lombriz como sustrato. **Revista Fitotecnia Mexicana**, v. 31, n. 3, p. 265, 30 set. 2008.

ROSTAM, M.; KAREGAR, A.; HAMZEHZARGHANI, H. Biocontrol Potential of the *Vorticella* sp. Isolated from Vermicompost Against *Meloidogyne javanica*. **Current Microbiology Journal**, v. 79, n. 333, p. 9, 2022.

ROY, D. 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, jun. 2019.

RUGGERO, F. et al. Monitoring of degradation of starch-based biopolymer film under different composting conditions, using TGA, FTIR and SEM analysis. **Chemosphere**, v. 246, p. 125770, 1 maio 2020.

SALAS, S. P. **Diferentes índices para expresar la biodegradabilidad de residuos sólidos orgánicos. Aplicación a plantas de tratamiento de residuos a escala industrial.** [s.l.] Universidade Autônoma de Barcelona, 2010.

SANTOS, A. et al. Improving Compost Process Efficiency by Controlling Aeration, Temperature and pH. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 21, p. 1093–1105, 2014.

SCOTON, E. J. et al. A sewage sludge co-composting process using respirometric monitoring method in hermetic rotary reactor. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, p. 169–175, maio 2016.

SEBÉ-PEDRÓS, A.; DEGNAN, B. M.; RUIZ-TRILLO, I. The origin of Metazoa: a unicellular perspective. **Nature Reviews Genetics**, v. 18, p. 498–512, 2017.

SELLAMI, F. et al. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6900–6907, 2008.

SENESE, N. et al. A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1244–1262, 2007.

SHARMA, D. et al. Evolution of chemical and biological characterization during agitated pile composting of flower waste. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 6, n. 1, p. 89–98, 14 mar. 2017.

SHEN, A.; ANTONOPOULOS, G. A.; VON LAMPE, K. “The Dragon Breathes Smoke”: Cigarette Counterfeiting in the People’s Republic of China. **British Journal of Criminology**, v. 50, n. 2, p. 239–258, 1 mar. 2010.

SHOU, Z. et al. Mitigating inhibition of undissociated volatile fatty acids (VFAs) for enhanced sludge-rice bran composting with ferric nitrate amendment. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 672–678, nov. 2017.

SIBARANI, M. O.; KARTIKA, K. Organic waste compost processing using arduino-based automated machines. **Journal Ilmiah Poli Rekayasa**, v. 17, n. 2, p. 44, 30 abr. 2022.

SILVA, C. P.; VOIGT, C. L.; CAMPOS, S. X. Determinação de Íons Metálicos em Cigarros Contrabandeados no Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 5, p. 1249–1259, 2014.

SILVA, J. A.; DA SILVA, W. D. *Escherichia coli* enteropatogênica (EPEC), ao contrário da *Escherichia coli* comensal, adere, sinaliza e lesa enterócitos. **Revista de Patologia Tropical**, v. 34, n. 3, 19 out. 2007.

SILVA, M. E. F. et al. Influence of the composition of the initial mixtures on the chemical composition, physicochemical properties and humic-like substances content of composts. **Waste Management**, v. 34, p. 21–27, 2014.

SILVA, O. M. DAS C. et al. Seedlings of tree species produced in substrates based on organic composts. **FLORESTA**, v. 51, n. 2, p. 371, 16 mar. 2021.

SILVEIRA, D. R. et al. Qualidade microbiológica de produtos de origem animal encaminhados para alimentação escolar. **Ciência Animal Brasileira**, v. 20, 2019.

SILVERSTEIN, R. N. ; WEBSTER, F. X. ; KIEMLE, D. J. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos**. 7. ed. Rio de Janeiro: LCT, 2006.

SIMIELE, M. et al. Biochar and/or Compost to Enhance Nursery-Produced Seedling Performance: A Potential Tool for Forest Restoration Programs. **Forests**, v. 13, n. 4, p. 550, 31 mar. 2022.

SOGN, T. A. et al. Recycling of biogas digestates in plant production: NPK fertilizer value and risk of leaching. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 49–58, 8 mar. 2018.

SOLDERA, P. E. DOS S. et al. Bartha's respirometry as tool for evaluating abattoir wastewater anaerobic decomposition. **Revista DAE**, v. 28, n. 225, p. 80–92, 2020.

SPACCINI, R. et al. Bioactivity of humic substances and water extracts from compost made by ligno-cellulose wastes from biorefinery. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 792–800, jan. 2019.

STEVENSON, J. F. **Humus Chemistry**. Segunda Ed ed. [s.l.] WILEY, 1994.

STIPNIECE, A. A. et al. Advantages and Challenges of Composting Reactors for Household Use: Smart Reactor Concept. **Sustainability**, v. 14, n. 16, p. 10030, 13 ago. 2022.

STRAZZERA, G. et al. Volatile fatty acids production from food wastes for biorefinery platforms: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 278–288, 2018.

SZKLO, A. S. et al. Cross-validation of four different survey methods used to estimate illicit cigarette consumption in Brazil. **Tobacco Control**, v. 31, p. 73–80, 2022.

SZKLO, A. S.; IGLESIAS, R. M. Interferência da indústria do tabaco sobre os dados do consumo de cigarro no Brasil. **Cardernos de Saúde Pública**, v. 36, n. 12, 2020.

TAN, L. et al. Systematic studies on the binding of metal ions in aggregates of humic acid: Aggregation kinetics, spectroscopic analyses and MD simulations. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 999–1007, mar. 2019.

TMECC. **Test Methods for the Examination of Composting and Compost**. The US department of agriculture; the US composting council Houston: Edaphos Internationala, 2001.

US.EPA. **Method 3050B – Acid digestion of sediments, sludges and soils**. United States. Environmental Protection Agency, 1996.

US.EPA. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**. United States Environmental Protection Agency, 2003.

US.EPA. **Types of composting and undercomposting the process retrieved from and undertanding process in vessel**. United States. Environmental Protection Agency, 2016.

US.EPA. **A Handbook for Developing Anaerobic Digestion/Biogas Systems on Farms in the United States**. United States. Environmental Protection Agency, 3 Th ed. 2020.

US.EPA. **Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids**. United States. Environmental Protection Agency, 2000.

VASILE, G.-G. et al. Bioavailability, Accumulation and Distribution of Toxic Metals (As, Cd, Ni and Pb) and Their Impact on Sinapis alba Plant Nutrient Metabolism. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 24, p. 12947, 8 dez. 2021.

VILLASEÑOR, J. et al. Simulation of carbon degradation in a rotary drum pilot scale composting process. **Journal of Environmental Management**, v. 108, p. 1–7, out. 2012.

WAN RAZALI, W. A. et al. Degradation of oil palm empty fruit bunches (OPEFB) fibre during composting process using in-vessel composter. **BioResources**, v. 7, n. 4, 15 ago. 2012.

WANG, C. et al. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 280, p. 409–416, 15 set. 2014.

WANG, M. et al. Comparison of HPLC and NMR for quantification of the main volatile fatty acids in rumen digesta. v. 11, p. 24337, 2021.

WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 13–19, 2018.

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

WANG, X. et al. Bioremediation of the tobacco waste-contaminated soil by *Pseudomonas* sp. HF-1: nicotine degradation and microbial community analysis. **Environmental Biotechnology**, v. 97, p. 6077–6088, 2013.

WICHUK, K. M.; MCCARTNEY, D. Development of Time-Temperature Probes for Tracking Pathogen Inactivation During Composting. **Compost Science & Utilization**, v. 16, n. 2, p. 99–113, mar. 2008.

WICHUK, K. M.; MCCARTNEY, D. Compost stability and maturity evaluation—a literature review. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 8, n. 5, p. 601–620, 2015.

WICHUK, K. M.; TEWARI, J. P.; MCCARTNEY, D. Plant Pathogen Eradication During Composting: A Literature Review. **Composting Science & Utilization**, v. 19, n. 3, p. 244–266, 2011.

WILLIAM F. BRINTON. **Compost Quality Standards & Guidelines**. [s.l.] New York State Association of Recyclers, 2000.

WOLF, N. et al. Analysis of volatile oxidized oligomers from polyolefins by off-line normal phase high performance liquid chromatography and one-dimensional and comprehensive two-dimensional gas chromatography. **Polymer Degradation and Stability**, v. 185, p. 109490, mar. 2021.

WONG, J. W. C. et al. Influence of different mixing ratios on in-vessel co-composting of sewage sludge with horse stable straw bedding waste: maturity and process evaluation. **Waste Management & Research**, v. 29, n. 11, p. 1164–1170, 2011.

WU, C. et al. Effective utilisation of trickling liquid discharged from a bio-trickling filter as a moisture conditioning agent for composting. **biosystems engineering**, n. 129, p. 378 e387, 2015.

XU, J. et al. Effect of Microbiological Inoculants DN-1 on Lignocellulose Degradation During Co-Composting of Cattle Manure with Rice Straw Monitored by FTIR and SEM. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 2, p. 345–351, 2016.

YANG, L. et al. Maturity and security assessment of pilot-scale aerobic co-composting of penicillin fermentation dregs (PFDs) with sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 185–191, 2016.

YU, H.; HUANG, G. H. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 6, p. 2005–2011, mar. 2009.

YUAN, J. et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403–410, 1 out. 2016.

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

ZAPAŁOWSKA, A. et al. Physiological and Morphological Implications of Using Composts with Different Compositions in the Production of Cucumber Seedlings. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 18, p. 14400, 21 set. 2023.

ZHANG, D. et al. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 853–859, 1 fev. 2018.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115–126, 1 fev. 2016.

ZHANG, Y. et al. Syntrophy mechanism, microbial population, and process optimization for volatile fatty acids metabolism in anaerobic digestion. **Chemical Engineering Journal**, v. 452, p. 139137, 2023.

ZHEN, X. F. et al. Variations of N-P-K contents in livestock and livestock manure composting. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 19, n. 1, p. 249–261, 2021.

ZHENG, Z.-L. Carbon and nitrogen nutrient balance signaling in plants. **Plant Signaling & Behavior**, v. 4, n. 7, p. 584–591, 31 jul. 2009.

ZITTEL, R. Tratamento de resíduos orgânicos domésticos, tabaco de cigarros contrabandeados e resíduos de madeira em bioreator. **UEPG**, 2014.

ZITTEL, R. et al. Treatment of smuggled cigarette tobacco by composting process in facultative reactors. **Waste Management**, v. 71, p. 115–121, 2018a.

ZITTEL, R. et al. Composting of smuggled cigarettes tobacco and industrial sewage sludge in reactors: Physicochemical, phytotoxic and spectroscopic study. **Waste Management**, v. 79, p. 537–544, 1 set. 2018b.

ZITTEL, R. ; et al. Availability of nutrients, removal of nicotine, heavy metals and pathogens in compounds obtained from smuggled cigarette tobacco compost associated with industrial sewage sludge. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 134377, 2020.

ZUCCONI, F.; MONACO, A.; DEBERTOLDI, M. Biological evaluation of compost maturity. **Biocycle**, v. 22, n. 27–29, 1981.