

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

KARINE MARCONDES DA CUNHA

COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO E RESÍDUOS
SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REATOR FACULTATIVO COM CAPACIDADE DE 2000L

PONTA GROSSA
2018

KARINE MARCONDES DA CUNHA

COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO E RESÍDUOS
SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REATOR FACULTATIVO COM CAPACIDADE DE 2000L

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

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

PONTA GROSSA
2018

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

C972 Cunha, Karine Marcondes da
Compostagem de tabaco de cigarro
contrabandeado e resíduos sólidos
orgânicos em reator facultativo com
capacidade de 2000L/ Karine Marcondes da
Cunha. Ponta Grossa, 2018.
84f.

Dissertação (Mestrado em Química
Aplicada - Área de Concentração: Química),
Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de
Campos.

1.Reator facultativo. 2.Tratamento de
RSO. 3.Tratamento de tabaco de cigarro
contrabandeado. 4.Composto humificado.
I.Campos, Sandro Xavier de. II.
Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Mestrado em Química Aplicada. III. T.

CDD: 543

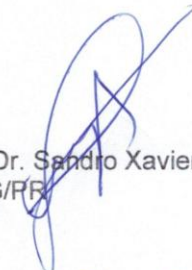
TERMO DE APROVAÇÃO

KARINE MARCONDES DA CUNHA

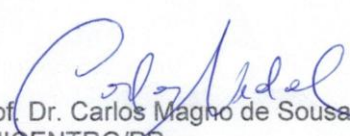
“COMPOSTAGEM DE TABACO DE CIGARRO CONTRABANDEADO E RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REATOR FACULTATIVO COM CAPACIDADE DE 2000L”.

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientadora :


Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR


Prof.ª Dr.ª Elaine Regina Regina Lopes Tiburtius
UEPG/PR


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

Ponta Grossa, 24 de abril de 2018.

Agradecimentos

Ao meu orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos pela amizade, atenção e pelo auxílio em todos os momentos. Agradeço pela disponibilidade e disposição em ajudar, motivando-me a aproveitar cada dia do mestrado e construir novos conhecimentos.

À Delegacia Regional de Ponta Grossa e à Receita Federal do Brasil (Unidade de Ponta Grossa) pelo fornecimento dos cigarros contrabandeados para a realização do projeto.

Agradeço a Rosimara Zittel pela ajuda técnica desde o início do projeto em todos os detalhes. As informações e sugestões foram essenciais no desenvolvimento do projeto. Agradeço, sobretudo pela amizade.

Ao Cleber e a Daniela colegas de grupo de pesquisa, que me auxiliaram em várias etapas da pesquisa.

Agradeço a todo grupo QASS, por todos os momentos e troca de experiências.

À amiga e colega de trabalho prof. Dra. Gislaine Vieira Damiani, por toda a ajuda, em todos os momentos.

Aos meus alunos de iniciação científica júnior: Thainá, João Vitor e Thaís, por todos os momentos de aprendizado, todas as vitórias e amizade adquirida nesse tempo.

Aos colegas do mestrado que me auxiliaram em algumas etapas: Karine Costa, Brunna e Flávia.

Aos colegas de trabalho, Lisandra Nadal, e Irineu por todo o auxílio no trabalho.

Aos meus pais Euclides Filho e Célia que me incentivaram e me deram condições de chegar nessa etapa da vida. Obrigada por todo apoio, mesmo que à distância. Eu dedico a vocês esse trabalho.

Agradeço aos meus irmãos, Kátia e Euclides Neto, por todo incentivo.

Aos amigos, por todo apoio e risadas nas horas de descontração.

Um agradecimento especial ao prof. Mario Augusto Camargo, colega de trabalho e companheiro da vida, por todo auxílio, desde a montagem do projeto até os momentos finais. Agradeço ao amor, a paciência e ajuda nos momentos mais cruciais desse trabalho.

A todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

Epigrafe

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

Madre Teresa de Calcutá

Resumo

Um grande volume de resíduos sólidos orgânicos (RSO) e de tabaco de cigarro contrabandeado tem sido produzido. Geralmente esses resíduos são descartados em aterros sanitários, incinerados ou dispostos diretamente no solo, tornando-se contaminantes ao meio ambiente. A compostagem é um processo viável para tratar esses resíduos, mas no Brasil tem sido pouco utilizada, por necessitar de manejo constante, além de grandes espaços e distantes de residências. Estudos recentes em reatores domésticos facultativos estarão sendo desenvolvidos e se apresentam como uma alternativa viável para compostagem. Possuem a vantagem de poder estar próximos a residências, sem a necessidade de grandes espaços e de manejo. Com o intuito de atender locais com maior produção de RSO, como restaurantes, pequenas indústrias, condomínios, entre outros, o presente trabalho teve como objetivo estudar o uso de um reator facultativo com capacidade de 2000 litros para o tratamento de RSO, cepilho e tabaco de cigarros contrabandeados. Para o monitoramento do processo foram realizadas análises físico-químicas (pH, temperatura, umidade e razão C/N), biológicas (teste de germinação e indicativos de patógenos e patógenos) e espectroscópicas (ultra violeta visível - UV-Vis e infra - vermelho IV). Além disso, foi investigada a influência de duas diferentes razões iniciais C/N no processo de compostagem, a razão C/N 28 e 21. As análises da razão iniciais C/N e os testes de fitotoxicidade mostraram que o composto alcançou sua maturidade em um período de 120 dias. Por meio das análises espectroscópicas de UV-Vis e IV constatou-se a eficiência, indicando a degradação de compostos de estrutura mais simples e a formação de compostos humificados. Nas análises microbiológicas e de metais, observou-se que as concentrações estão de acordo com as legislações Ministério da Agricultura e Abastecimento - MAPA (2014) e Diretrizes para qualidade do composto - Canadá CCME (2005) para o composto orgânico. As diferentes razões iniciais C/N avaliadas não mostraram variações significativas na qualidade do composto final. Assim, concluiu-se que a proposta de tratamento dos resíduos estudados por meio dos reatores facultativos de 2000 litros atingiu à qualidade esperada, com formação de composto humificado e sem a presença de contaminantes, demonstrando então eficiência.

Palavras chaves: reator facultativo, tratamento de RSO, tratamento de tabaco de cigarro contrabandeado, composto humificado.

Abstract

A large volume of organic solid waste (RSO) and smuggled cigarette tobacco has been produced. Usually these wastes are discarded in landfills, incinerated or disposed directly in the soil, becoming contaminants to the environment. Composting is a viable process to treat these wastes, but in Brazil it has been little used, because it requires constant management, as well as large spaces and distant from residences. Recent studies in facultative domestic reactors are being developed and presented as a viable alternative to composting. They have the advantage of being close to residences, without the need of large spaces and handling. The objective of this study was to study the use of a facultative reactor with a capacity of 2000 liters for the treatment of RSO, brush and tobacco smuggled cigarettes. The physical-chemical analyzes (pH, temperature, humidity and C / N ratio), biological (germination test and pathogen and pathogen indicative) and spectroscopic analyzes (ultraviolet visible - UV-Vis and infra-red IV). In addition, the influence of two different initial C / N ratios in the composting process, the C / N ratio 28 and 21, was investigated. Initial C / N ratio analyzes and phytotoxicity tests showed that the compound reached maturity in period of 120 days. By means of spectroscopic analyzes of UV-Vis and IV the efficiency was verified, indicating the degradation of compounds of simpler structure and the formation of humified compounds. In the microbiological and metal analyzes, it was observed that the concentrations are in accordance with the legislation for the organic compound. The different initial C / N ratios evaluated did not show significant variations in the quality of the final compound. Thus, it was concluded that the proposed treatment of the residues studied by means of the optional 2000 liter reactors reached the expected quality, with the formation of a humified compound and without the presence of contaminants, thus demonstrating efficiency.

Key words: facultative reactor, RSO treatment, smuggled cigarette tobacco treatment, humified compound.

Lista de ilustrações

Figura 1: Estrutura molecular da nicotina.	19
Figura 2: Vias de degradação da nicotina 1. <i>Pseudomonas sp.</i> HZN6 e <i>P. putida</i> S16; 2. <i>Pseudomonas sp.</i> HF-1; 3. <i>Pseudomonas sp.</i> HF-1 e <i>Pseudomonas sp.</i> Nic22; 4. <i>Pseudomonas sp.</i> HF-1, <i>Pseudomonas sp.</i> Nic22, e <i>Pseudomonas sp.</i> CS3; 5. <i>Pseudomonas sp.</i> CS3. NicA, nicotina oxidorreductase; PNAO, pseudooxinicotina amina oxidase; SAPD, 3-succinoilsemialdeído piridina dehisidrogenase; HspA e HspB, 6-hidroxi-3-succinoil piridina hidroxilase.	20
Figura 3: Estrutura Molecular da Celulose.....	21
Figura 4: Estrutura molecular da lignina.	22
Figura 5: Degradação da lignina.....	23
Figura 6: Processo de humificação dos Resíduos Orgânicos.	24
Figura 7: Processo de compostagem.	25
Figura 8: Estrutura química de ácido húmico.....	28
Figura 9: Estrutura do ácido húmico prevista como resultado da técnica "Humeomics".	29
Figura 10: Reator facultativo doméstico de 200 L utilizado pelo grupo QAAS.	32
Figura 11: variação da temperatura durante as fases do processo de compostagem.	35
Figura 12: As duas principais partes que compõem o reator: tampa do reator e corpo do reator.	43
Figura 13: Tampa do reator com a retirada da parte central mantendo a estrutura da caixa.	44
Figura 14: Fases de construção do trocador gasoso do reator a) Tambor utilizado na construção do reator com a marcação para o corte; b) As duas metades do tambor utilizadas na construção do reator; C) Orifícios de 5mm de diâmetro dispostas no centro da parede do trocador gasoso.	44
Figura 15: Tampa do reator finalizado.	45
Figura 16: Válvula para drenagem do chorume.	45
Figura 17: Filtro. a) Tela suporte amarrada ao anel. b) Tela filtrante acoplada a tela suporte e anel. c) Disposição dos tijolos de cerâmica no interior do reator. d) Sistema filtro completo.	46
Figura 18: reator finalizado.	47
Figura 19: Cepilho utilizado no processo de compostagem.	47
Figura 20: Processo de tratamento do tabaco. a) Cigarro contrabandeado desempacotado. b) Equipamento utilizado para trituração do cigarro. c) Cigarro após a trituração. d) Tabaco de cigarro contrabandeado após peneiramento.	48
Figura 21: Resíduos sólidos orgânicos oriundos de restaurante industrial e utilizado nos reatores 1 e 2.....	49
Figura 22: Preenchimento do reator. a) Cepilho e tabaco de cigarro contrabandeado antes de homogeneizar. b) Cepilho e tabaco de cigarro contrabandeado durante o processo de homogeneização. c) Cepilho, tabaco de cigarro contrabandeado e RSO . d) Reatores preenchidos.	50
Figura 23: Pontos de coleta das amostras. a) Vista aérea dos pontos de coleta (L1, L2 e L3 laterais 1,2 e 3, respectivamente e Ce central. b) Pontos de coleta, vista frontal (S ponto próximo a superfície - 10 cm- e I ponto próximo inferior do reator - 10 cm do fundo).	51
Figura 24: Utensílios utilizados para coleta de amostras. a) Pinça utilizada para amostragem da parte superior do reator. b) Ponta do coletor de amostra utilizado na da parte inferior do reator. c) Utensílio usado para coletar amostra, com recuo.....	52
Figura 25: Figura ilustrativa da raiz de <i>Lepidium sativum</i>	54
Figura 26: Variação da temperatura (°C) nas partes superior e inferior durante o período de 180 dias no reator 1.	58

Figura 27: Variação da temperatura (°C) nas partes superior e inferior durante o período de 180 dias no reator 2.	59
Figura 28: índice de germinação para os reatores 1 e 2.....	65
Figura 29: Espectro UV-Vis a) Parte superior do reator 1.b) Parte inferior do reator 1. c) Parte superior do reator 2. d) Parte inferior do reator 2.....	69
Figura 30 Razão E_4/E_6 durante os 180 dias do processo de compostagem para as partes superior e inferior dos reatores avaliados.	70
Figura 31: Espectro IV do reator 1. a) Espectro de IV parte inferior do reator 1 . b) Espectro IV parte superior reator 1.....	72
Figura 32: Espectro IV do reator 2. a) Espectro de IV parte inferior do reator 2 . b) Espectro IV parte superior reator 2.....	72

Lista de Tabelas

Tabela 1: limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas.	40
Tabela 2: Qualificações dos níveis de fitotoxicidade.	41
Tabela 3: Constituição inicial dos reatores.	50
Tabela 4: Resultados de pH nas partes superiores e inferiores dos reatores 1 e 2 durante todo o processo de compostagem	61
Tabela 5: Umidade das partes superiores e inferiores nos reatores 1 e 2 durante o processo de compostagem.....	62
Tabela 6: Resultado das análises sobre patógenos dos reatores 1 e 2 e limites máximos permitidos	67
Tabela 7: concentração de metais no R1 e R2 e limites máximos permitidos	68
Tabela 8: Bandas de Absorção de IV para substâncias húmicas.	71
Tabela 9: Principais picos de absorção do espectro de Infra Vermelho em diferentes estágios do experimento.	73
Tabela 10: variação de massa, volume e rendimento dos reatores 1 e 2.	74

Lista de Siglas

ABNT – Associação brasileira de normas técnicas

C/N – Razão carbono nitrogênio

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CNI – Confederação Nacional da Indústria

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

EC – *Escherichia coli*

EUR – União Europeia e Regulamentação

GEE – Gases de Efeito Estufa

IDESF – Instituto de desenvolvimento econômico e social de fronteiras

IG – Índice de germinação

INCA – Instituto nacional do câncer

IPEA – Instituto de pesquisa econômica aplicada

IV – Infra vermelho

FTIR – Espectroscopia Infravermelho por Transformada de Fourier

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

NMP – Número mais provável

PNRS – Política nacional de resíduos sólidos

PP – Polipropileno

PVC – Policloreto de vinila

QAAS – Química analítica ambiental e sanitária

RSO – Resíduos sólidos orgânicos

ST – sólidos totais

UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa

USEPA – Environmental Protection Agency

UV-vis – Ultra violeta visível

Sumário

1	Introdução	13
2	Objetivos.....	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	Revisão bibliográfica.....	16
3.1	Destinação dos resíduos sólidos no Brasil.....	16
3.1.1	Resíduos orgânicos	16
3.1.2	Tabaco de cigarros contrabandeados	17
3.1.3	Resíduos do processamento da madeira	18
3.2	Decomposição dos resíduos	18
3.2.1	RSO	18
3.2.2	Tabaco de cigarro contrabandeado	19
3.2.3	Resíduo de madeira	21
3.3	O processo de compostagem e a formação de composto humificado	23
3.3.1	Compostagem em reator	29
3.4	Aumento de escala.....	32
3.5	Métodos de caracterização do composto	33
3.5.1	Análises físico-químicas.....	33
3.5.1.1	Umidade	33
3.5.1.2	pH.....	34
3.5.1.3	Temperatura	34
3.5.1.4	Razão C/N	35
3.5.2	Análises espectroscópicas em matéria orgânica.....	37
3.5.3	Espectroscopia molecular na região do UV-Vis.....	37
3.5.3.1	Espectroscopia de absorção na região do IV.....	38
3.5.4	Análises biológicas	39
3.5.4.1	Análises Microbiológicas	39
3.5.4.2	Índice de germinação	40
3.5.5	Metais potencialmente tóxicos	41
4	Materiais e métodos.....	43
4.1	Construção dos reatores.....	43
4.2	Resíduos Sólidos Orgânicos	47
4.2.1	Cepilho	47
4.2.2	Tabaco de cigarro contrabandeado	48
4.2.3	Resíduos sólidos orgânicos.....	48
4.3	Preenchimento dos reatores	49
4.4	Amostragem	51
4.5	Análises físico-químicas.....	52
4.5.1	Temperatura.....	52
4.5.2	pH	53
4.5.3	Umidade	53
4.5.4	Razão C/N	53
4.6	Análises biológicas	53
4.6.1	Índice de Germinação	54
4.6.2	Salmonela	55
4.6.3	Coliformes termotolerantes	55
4.6.4	Ovos viáveis de helmintos	55
4.7	Análises Espectroscópicas.....	56

4.7.1	Espectroscopia molecular na região do UV-Vis.....	56
4.7.2	Espectroscopia de absorção na região do IV	56
4.8	Análise de metais.....	57
4.9	Avaliação do rendimento do processo.....	57
5	Resultados e Discussão.....	58
5.1	Análises Físico-químicas	58
5.1.1	Temperatura.....	58
5.1.2	pH	61
5.1.3	Umidade	62
5.1.4	Razão C/N	64
5.2	Análises Biológicas	65
5.2.1	Índice de germinação.....	65
5.2.2	Análises Microbiológicas	66
5.3	Análise de metais.....	67
5.4	Análises Espectroscópicas.....	69
5.4.1	Espectroscopia molecular na região do UV-Vis.....	69
5.4.2	Espectroscopia de absorção na região do IV	71
5.5	Avaliação do rendimento do processo.....	74
6	Conclusão	76
7	Referências Bibliográficas.....	77

1 Introdução

Um dos problemas ambientais da atualidade está na disposição dos resíduos sólidos. Segundo Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos do Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas - IPEA (2012), de todo lixo acumulado em aterros, 51,4% são resíduos sólidos orgânicos - RSO (sobras de alimentos, alimentos deteriorados e resíduos de papel sanitário).

A disposição final dos RSO coletados demonstrou que 29,7 milhões de toneladas foram destinadas em lixões ou aterros controlados, e que de todo esse resíduo, no Brasil, apenas 1,6% são destinados à compostagem. Enquanto que em países como Alemanha e França, mais de 90% dos RSO coletados passam pelo tratamento de compostagem.

Outro grande problema é que em torno de 70% do contrabando que entra no Brasil são de cigarros vindos do Paraguai (PEGORARO, 2016), se tornando um problema em relação a sua destinação final, visto que, atualmente, todo cigarro apreendido pela Receita Federal é levado para destruição e incineração.

Como a queima de qualquer produto a incineração do cigarro libera diversos gases ligados à combustão e à transformação do carbono, altamente tóxicos em sua grande maioria. Dentre os gases liberados pela incineração existem: dióxido de enxofre (SO_2), ácido clorídrico e ácido fluorídrico (HCl e HF), óxidos nítricos (NO_x), monóxido de carbono (CO), vapor de água e dióxido de carbono (CO_2), além de outros gases do efeito estufa, muitos metais potencialmente tóxicos (cádmio, tálio, chumbo, mercúrio, etc.) e um grande número de substâncias cancerígenas e tóxicas para a reprodução da vida, como as dioxinas, furanos e hidrocarbonetos (NEGRÃO; ALMEIDA, 2010; SILVA; VOIGT; CAMPOS, 2014).

Uma possibilidade de destinação adequada desses resíduos é o tratamento por compostagem. A compostagem tem por objetivo transformar matéria orgânica em compostos humificados (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008).

Estudos apontam que a compostagem em leiras é capaz de tratar os resíduos com eficácia, porém apresenta desvantagens como alto custo, muita manutenção e exposição do processo às intempéries do clima. Além disso, o revolvimento libera partículas e esporos, gerando riscos químicos e biológicos aos trabalhadores (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008).

O composto final do processo de compostagem deve apresentar maturidade (a capacidade do composto de ser utilizado na agricultura, relacionado ao crescimento de plantas e aspectos da fitotoxicidade) e estabilidade (resistência da matéria orgânica contra a

degradação extensiva) (OVIEDO-OCAÑA et al., 2015). Os parâmetros como temperatura, umidade, pH, razão C/N associados as análises espectroscópicas (UV-Vis e IV) e biológicas (toxicidade e microbiológicas) são excelentes para monitorar o processo de decomposição, bem como a evolução da estabilidade e maturidade do composto final (CAMPOS; RESSETTI; ZITTEL, 2014).

Desde 2012, o grupo de pesquisa em Química Analítica Ambiental e Sanitária (QAAS) da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), vem realizando trabalhos de compostagem em reator facultativo (autorização para pedido de patente do biodecompositor doméstico (200 litros), BR 10 2013 0044784 – data de depósito: 26/02/2013). O QAAS realizou trabalhos utilizando o reator de 200 litros desenvolvido pelo grupo para a compostagem de tabaco, RSO, lodo de ETE e serragem, obtendo um produto estável e maturado, apto a ser utilizado como insumo agrícola (CAMPOS et al., 2017; ZITTEL et al., 2018).

O reator desenvolvido pelo grupo tem a vantagem de ter baixo custo para sua produção e fácil manutenção, pois não necessita de revolvimento. O reator apresentou trocas gasosas naturais na parte superior e limitação de oxigenação na parte inferior, configurando-se como um sistema facultativo. Além disso, não necessita de insuflação de ar, não há interferência das intempéries do clima, devido a ser um sistema fechado e também não possui a presença de maus odores.

No entanto, o reator até então estudado tem dimensões domésticas, não sendo de porte ideal para aplicação em maior escala, como escolas, restaurantes, condomínios, entre outros. Com o objetivo de obter aplicação para necessidade de tratamento com maior quantidade de resíduos, como em restaurantes, escolas, condomínios, entre outros, o presente trabalho estudou a viabilidade do processo de compostagem no sistema do reator facultativo de escala (2000 litros) baseando-se no reator proposto por Campos et al., (2017) e Zittel et al. (2018). No estudo foram utilizados resíduos de tabaco de cigarro contrabandeado, RSO e cepilho. A fim de tratar da maior quantidade de resíduos poluentes (RSO e tabaco de cigarro contrabandeado) foi avaliado o uso de diferentes razões C/N iniciais. Além disso, foram realizados estudos para avaliar a formação de substâncias húmicas, a qualidade biológica (fitotoxicidade e patogênica) e química do composto final.

2 Objetivos

2.1 Objetivo geral

Produzir reator facultativo com capacidade de 2000 L e avaliar o processo de compostagem de resíduos de tabaco proveniente de cigarros contrabandeados misturados a resíduos de madeira e RSO.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Construir reator facultativo com capacidade para 2000 L;
- ✓ Estudar o tratamento de tabaco de cigarro contrabandeado, RSO cepilho por processo de compostagem no reator construído;
- ✓ Estudar o processo de compostagem com duas diferentes razões Carbono Nitrogênio (C/N) iniciais;
- ✓ Monitorar o processo através de parâmetros físicos e químicos;
- ✓ Caracterizar o composto obtido por técnicas físico-químicas, biológicas e espectroscópicas;
- ✓ Analisar o composto final em relação a concentração de metais potencialmente tóxicos e contaminação microbológica;
- ✓ Verificar o enquadramento do composto final na legislação;
- ✓ Verificar o rendimento em massa e volume do reator.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Destinação dos resíduos sólidos no Brasil

O montante de RSO coletado em 2016 foi de 71,3 milhões de toneladas, com índice de cobertura de coleta de 91%, evidenciando que 7 milhões de toneladas de resíduos não foram coletados e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio (ABRELPE, 2016).

A disposição final dos RSO coletados demonstrou que 58,4% ou 41,7 milhões de toneladas foram enviadas para aterros sanitários e que mais de 29,7 milhões de toneladas de resíduos foram destinados para lixões ou aterros controlados, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2016).

3.1.1 Resíduos orgânicos

Diariamente, são coletadas no Brasil entre 180 e 250 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos. Desses mais de 50% são de origem orgânica. Observa-se que a produção de resíduos está em franca expansão, com crescimento estimado em 7% ao ano, valor bastante superior ao 1% anual observado para o crescimento da população urbana no país recentemente (ABRELPE, 2016).

Os resíduos orgânicos domésticos, em geral, acabam sendo dispostos em aterros sanitários ou lixões, desperdiçando nutrientes e matéria orgânica que, no ciclo natural, tem o papel de fertilizar e manter a vida nos solos (ABREU, 2017).

Segundo o Diagnóstico de Resíduos Sólidos Urbano de 2012, de um total estimado de matéria orgânica coletada, ou seja, 94.309,5 t/dia, apenas 1,6% dos resíduos orgânicos são destinados para unidades de compostagem, sendo o restante encaminhado para outros destinos finais, destacando-se os lixões, aterros controlados e aterros sanitários (IPEA, 2012).

Os resíduos orgânicos 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).

3.1.2 Tabaco de cigarros contrabandeados

Segundo o observatório da política nacional de controle do tabaco, o Brasil vem reduzindo o consumo de cigarros desde 1980 (INCA, 2017a). E o INCA (Instituto Nacional do Câncer) aponta que em 2015, o Brasil registrou menor consumo aparente *per capita* de cigarros legais e ilegais (INCA, 2017b).

Com a lei nº 12.546, de 14 de dezembro de 2011, o Brasil aumentou a tributação sobre o cigarro, contribuindo para a campanha antitabagismo (SILVA et al., 2014b). Embora tenha reduzido o consumo do cigarro *per capita*, no país houve também um aumento no contrabando de cigarros. Segundo o Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social de Fronteiras (IDESF) os cigarros vindos do Paraguai (ilegais) correspondem em torno de 70% do contrabando que entra no Brasil (PEGORARO, 2016).

Silva et al. (2016) em seu estudo constataram a baixa qualidade dos cigarros contrabandeados que chegam ao Brasil, apresentando índices de arsênico, umidade, cinzas, sujidades e pH acima do permitido pelos órgãos responsáveis.

Silva; Voigt & Campos (2014) analisaram a presença de íons metálicos em cigarros de 18 marcas contrabandeadas e mais apreendidas no Brasil. Nas 18 marcas analisadas as concentrações dos íons metálicos cobre (Cu), manganês (Mn), zinco (Zn), ferro (Fe), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), prata (Ag), níquel (Ni) e cádmio (Cd) foram superiores a estudos encontrados na literatura. Para os autores as altas contaminações por estes metais podem estar associadas ao uso intensivo de fertilizantes contendo estes íons ou ainda ao processamento com materiais inadequados e em locais impróprios.

Atualmente os cigarros contrabandeados e apreendidos pela Receita Federal são destruídos e incinerados. A incineração libera diversos gases ligados à combustão e à transformação do carbono, altamente tóxicos em sua grande maioria. Dentre os gases liberados pela incineração estão: dióxido de enxofre (SO₂), ácido clorídrico e ácido fluorídrico (HCl e HF), óxidos nítricos (NO_x), monóxido de carbono (CO), vapor de água e dióxido de carbono (CO₂) além de outros gases de efeito estufa e muitos metais pesados (cádmio, tálio, chumbo, mercúrio, dentre outros). São liberados ainda um grande número de substâncias cancerígenas e tóxicas para a reprodução da vida, como as dioxinas, furanos e hidrocarbonetos (NEGRÃO; ALMEIDA, 2010; SILVA; VOIGT; CAMPOS, 2014).

3.1.3 Resíduos do processamento da madeira

Observa-se o crescimento da oferta de produtos florestais advindos de florestas plantadas, que ocupam uma área menor do que 1% do território nacional (7,8 milhões de hectares) (CNI, 2016).

Existem cinco principais agentes reflorestadores no Brasil: empresas produtoras de celulose, empresas siderúrgicas, empresas de produtos sólidos de madeira (como madeira serrada e chapas de madeira) governos estaduais (através de seus institutos florestais) e pequenos produtores (BACHA; BARROS, 2004).

As indústrias madeireiras apresentam, em geral, um baixo rendimento, gerando grande quantidade de resíduos e subprodutos que dispostos de maneira inadequada no meio ambiente podem trazer sérios problemas de poluição, especialmente quando incinerados sem um prévio controle ambiental (DUTRA; NASCIMENTO; NUMAZAWA, 2005).

Atualmente, o cepilho, um dos subprodutos gerados principalmente pelas serrarias, é subutilizado na geração de energia. Embora ainda pouco comum, quando usado para compostagem se constitui em uma fonte de carbono para o processo, pois a maior porcentagem média de composição da madeira é de celulose (cerca de 50%), seguida da lignina (25%) (KLOCK; ANDRADE, 2013). A biodegradação destes compostos corresponde a uma importante etapa do ciclo do carbono na natureza (AGUIAR; FERRAZ, 2011).

3.2 Decomposição dos resíduos

3.2.1 RSO

No processo de compostagem os micro-organismos consomem inicialmente as fontes de carbono mais facilmente assimiláveis, como monossacarídeos, amido, proteínas e lipídios (AGUIAR et al, 2007)

A decomposição ocorre com a chamada mineralização (nutrientes na forma de minerais), onde há a liberação de elementos químicos como N, P, K, Ca, Mg, os quais deixam a forma orgânica, forma imobilizada (KIEHL, 1985). Após o processo de mineralização as estruturas passam pelo processo de condensação, formando então as substâncias húmicas (AGUIAR et al, 2007).

As substâncias húmicas são formadas por diversos mecanismos. O mecanismo mais estudado é baseado na condensação de grupos fenólicos ou quinonas, pois o número de moléculas precursoras é grande e o número de combinações é astronômico (STEVENSON, 1994).

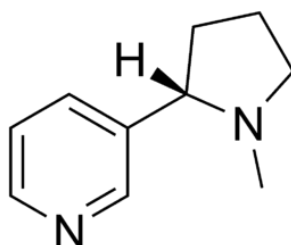
3.2.2 Tabaco de cigarro contrabandeado

O uso direto de resíduos de tabaco no solo pode ser desfavorável, no entanto, a compostagem de resíduos de tabaco pode acelerar a degradação da nicotina, resultando em um produto orgânico menos tóxico ao meio ambiente (OKUR et al., 2008).

A nicotina é reportada como um inseticida e tem efeitos tóxicos sobre plantas e animais. Quando a concentração de nicotina excede 0,05% (m/m), é designado como “tóxico e perigoso” pela União Europeia de Regulamentação - EUR (GURUSAMY e NATARAJAN, 2013).

A nicotina é uma importante fonte de Nitrogênio, como mostra a estrutura molecular apresentada na Figura 1.

Figura 1: Estrutura molecular da nicotina.



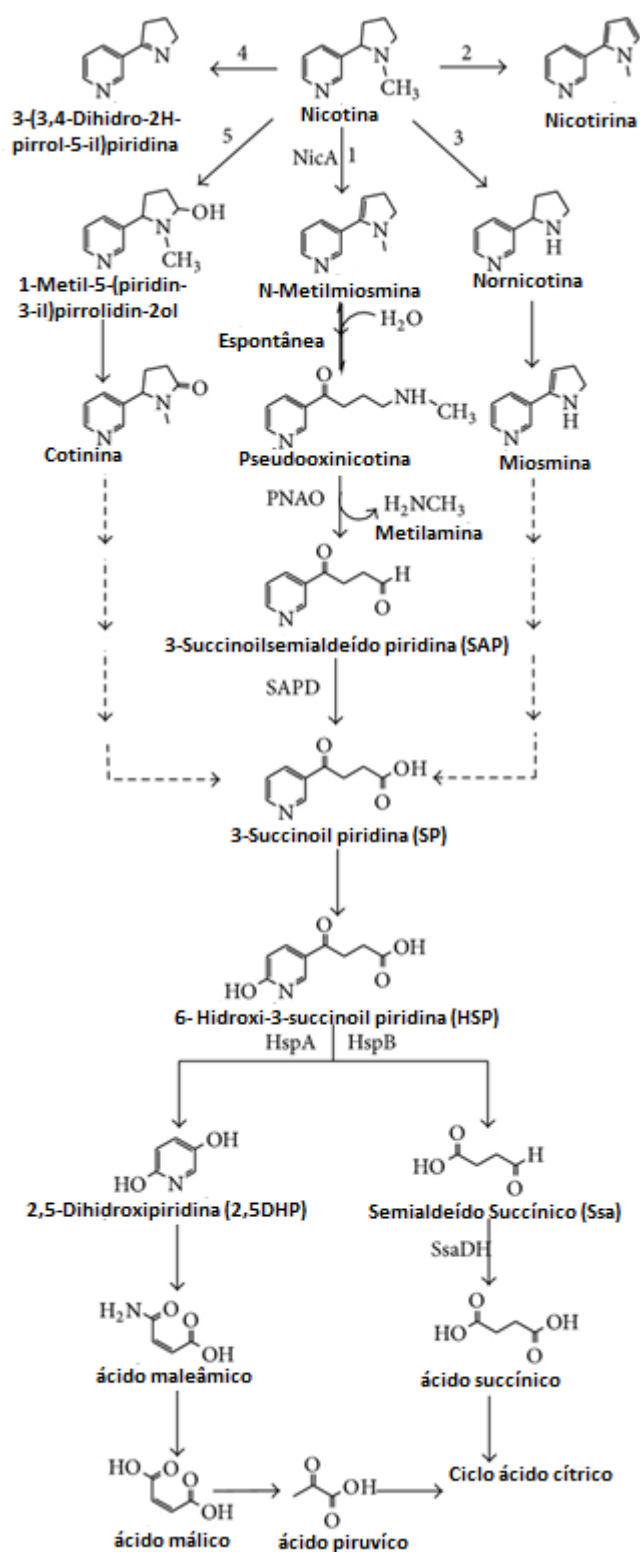
Fonte: ROSEMBERG (2003)

Possui estrutura hidrofílica, solúvel em água, logo pode penetrar facilmente no solo, afetando sua estrutura ecológica e poluindo as águas subterrâneas (WANG et al., 2013b).

A compostagem é uma alternativa viável para biorremediação da nicotina contida no tabaco, impedindo contaminação de solos e águas, pois sofre decomposição sob atuação principalmente da bactéria *Pseudomonas sp.* (WANG et al., 2013b).

O processo de biodecomposição através da atuação da Gram-negativa *Pseudomonas sp.* segue cinco diferentes caminhos da pirrolidina que podem ser visualizado na Figura 2

Figura 2: Vias de degradação da nicotina 1. *Pseudomonas* sp. HZN6 e *P. putida* S16; 2. *Pseudomonas* sp. HF-1; 3. *Pseudomonas* sp. HF-1 e *Pseudomonas* sp. Nic22; 4. *Pseudomonas* sp. HF-1, *Pseudomonas* sp. Nic22, e *Pseudomonas* sp. CS3; 5. *Pseudomonas* sp. CS3. NicA, nicotina oxidorreductase; PNAO, pseudooxinicotina amina oxidase; SAPD, 3-succinoilsemialdeído piridina dehidrogenase; HspA e HspB, 6-hidroxi-3-succinoil piridina hidroxilase.



Fonte: Gurusamy; Natarajan (2013)

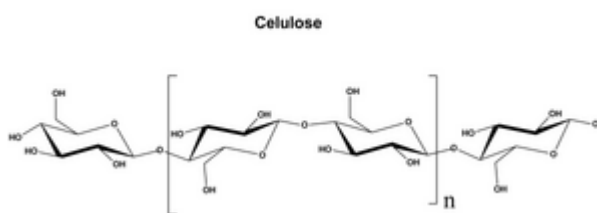
3.2.3 Resíduo de madeira

Celulose e lignina que compõem a madeira atuam como agente de volume e fontes de carbono para o processo de compostagem. São moléculas mais resistentes ao ataque microbiológico por possuírem barreiras físicas. Essas moléculas são parcialmente consumidas, mineralizadas ou então transformadas em húmus (AGUIAR et al., 2007; HUANG et al., 2010).

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 (KLOCK; ANDRADE, 2013).

As estruturas da celulose e da lignina podem ser observadas na Figura 3 e na Figura 4 respectivamente.

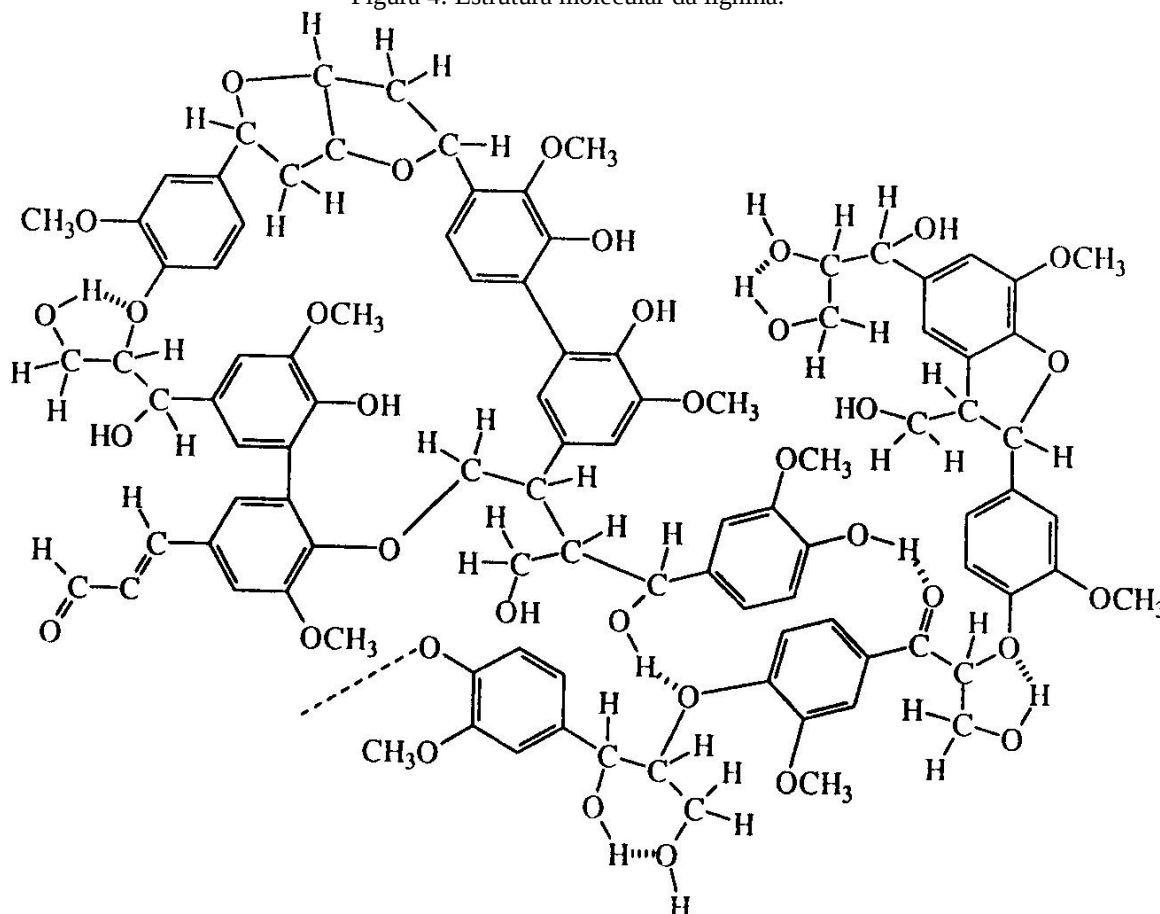
Figura 3: Estrutura Molecular da Celulose.



Fonte: Klock et al. (2005)

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).

Figura 4: Estrutura molecular da lignina.



Fonte: Klock et al. (2005)

Torres et al. (2014) concluíram que a lignina é mais estável que a celulose, embora a lignina contribua mais que a celulose para a formação de substâncias húmicas. Isso porque ao passar por reações químicas de degradação o produto formado é incorporado na formação da estrutura das substâncias húmicas (FIALHO et al., 2010).

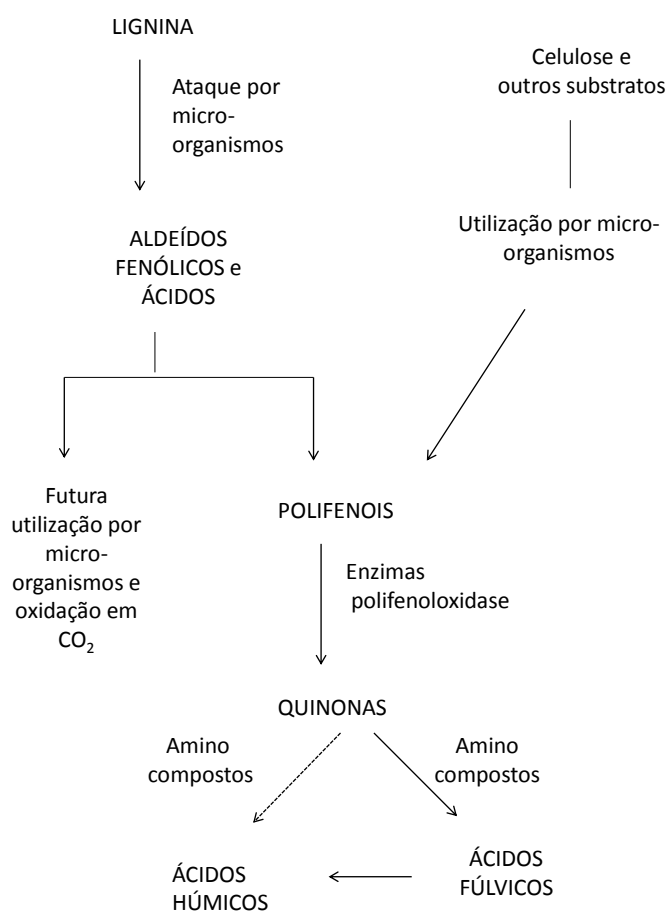
As propriedades macromoleculares e as características estruturais de lignina tornam os estudos de biodegradação difíceis (TUOMELA et al., 2000).

A alta degradação da lignina ocorre no início da fase mesofílica do processo de compostagem e pode ser atribuída a cooperação dos fungos mesofílicos, actinomicetas e bactérias. As bactérias quinonas aumentam população microbiana na compostagem (HUANG et al., 2010).

A mudança na conversão da lignina em substrato pode ocorrer pela perda do grupamento OCH_3 com exposição do grupamento fenólico OH e oxidação terminal da cadeia lateral do grupamento COOH . Um grande número de micro-organismos são aparentemente capazes de desmetilar a lignina sem degradar o polímero (STEVENSON, 1994).

Stevenson, 1994 também explana que numerosos mono-, di-, e tri-hidróxidos fenóis e ácidos aromáticos servem as unidades de ligações das substâncias húmicas. Para os produtos derivados da lignina, oxidados em quinonas e posteriormente polimerizados em substâncias húmicas, devem ser precedidos baixas quantidades de OCH_3 e altas quantidades de OH fenólicos (contidos nos ácidos fúlvicos e húmicos). Outra alteração ocorre na oxidação dos componentes aldeídos ($\text{R-CHO} \rightarrow \text{RCOOH}$), decarboxilação e hidroxilação e acoplamentos intermediários. Os processos de degradação da lignina estão esquematizados na Figura 5.

Figura 5: Degradação da lignina.



Fonte: Stevenson (1994)

3.3 O processo de compostagem e a formação de composto humificado

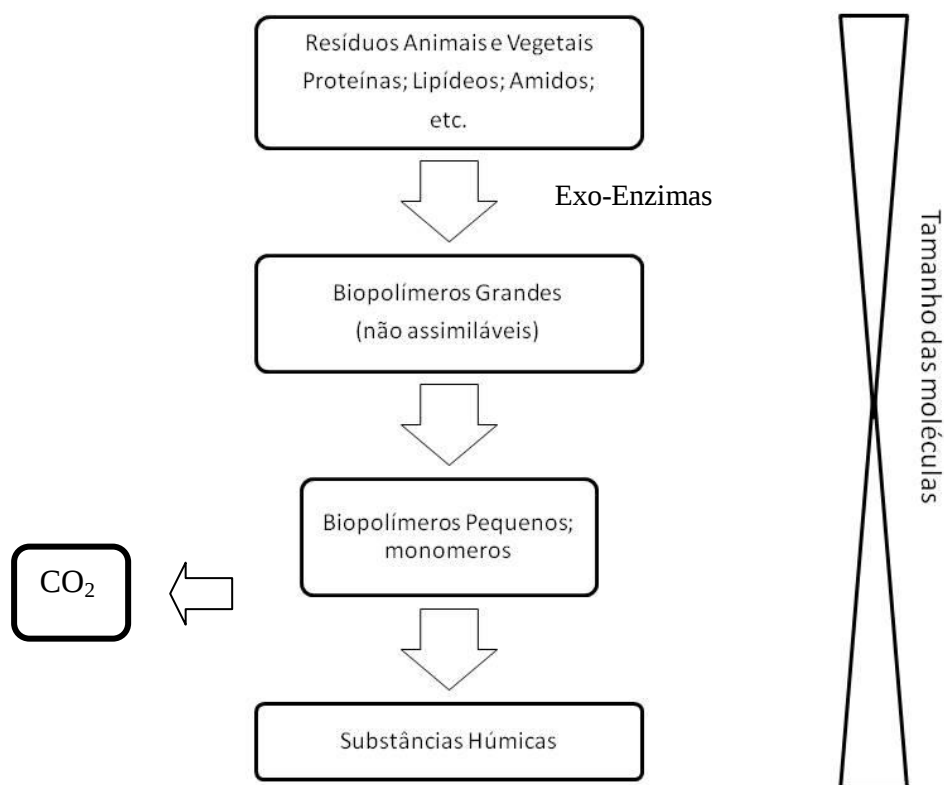
A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012) aponta a compostagem como a destinação final ambientalmente adequada para resíduos sólidos orgânicos, de modo a

evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

A compostagem é considerada uma das tecnologias mais adequadas para a eliminação de resíduos sólidos orgânicos e para o aumento da quantidade de matéria orgânica que pode ser utilizada na restauração e preservação do meio ambiente (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014; ABREU, 2017).

No processo de humificação as macromoléculas que compõem os resíduos alimentares são reduzidas a moléculas simples como H_2O e CO_2 (processo de mineralização) e posteriormente complexadas em substâncias húmicas (macromoléculas) (LEHMANN; KLEBER, 2015). Um esquema simplificado do processo de humificação dos Resíduos Orgânicos pode ser observado na Figura 6.

Figura 6: Processo de humificação dos Resíduos Orgânicos.



Fonte: Adaptado de Lehmann; Kleber (2015)

Canellas e Santos (2005) citam que:

A formação das substâncias húmicas é caracterizada por um processo complexo baseado na síntese e/ou ressíntese dos produtos da mineralização dos compostos orgânicos que chegam ao solo. É possível, teoricamente, simplificar os vários

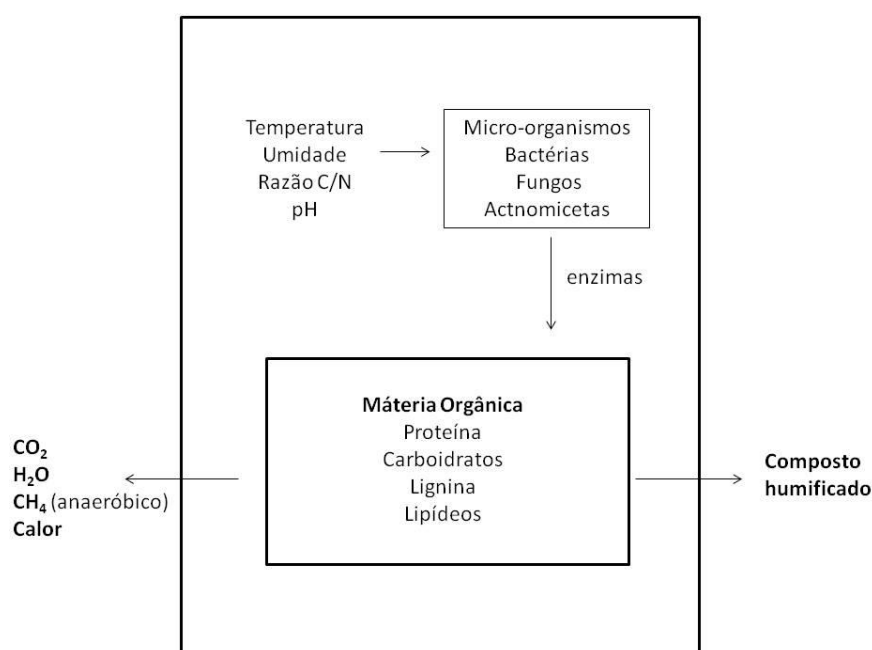
caminhos da humificação em dois mecanismos: a preservação seletiva de biopolímeros e a policondensação de moléculas pequenas.

São necessários para o processo de compostagem a presença dos micro-organismos responsáveis pela decomposição (presente no próprio substrato utilizado), os nutrientes (fontes de carbono e nitrogênio) e um ambiente adequado (temperatura, umidade e pH) para o crescimento microbiano (KIEHL, 1985).

O substrato utilizado na compostagem é o fator chave para o controle da degradação e humificação (SIQUEIRA, 1998; CHOWDHURY et al., 2014).

O processo de compostagem é apresentado na Figura 7.

Figura 7: Processo de compostagem.



Fonte: Adaptado de Tuomela et al. (2000).

Cada quilograma de um solo fértil pode conter 500 bilhões de bactérias, sendo 10 bilhões de actinomicetos e cerca de 1 bilhão de fungos (BALDOTTO; BALDOTTO, 2014). Essa atividade biológica se apresenta como um grande decompositor, com formação de composto humificado. Os micro-organismos presentes nos próprios resíduos são responsáveis pela compostagem, não sendo necessária a adição de culturas microbianas para o início do processo.

O processo de compostagem pode ocorrer na presença de oxigênio (processo aeróbio) e na ausência de oxigênio (processo anaeróbio), como também no processo facultativo (ocorrência da fase aeróbia e da fase anaeróbia concomitantemente).

O processo de degradação pela via aeróbia tem como produtos além do composto humificado, o gás carbônico e a água. O oxigênio presente facilita a proliferação microbiana, com uma maior quantidade de micro-organismos para degradar o material orgânico. Já o processo de compostagem ocorre em tempo reduzido, não produz gases com maus odores ou causadores do aquecimento global (conhecidos como Gases de Efeito Estufa - GEE).

O processo aeróbio, geralmente utiliza de aeração artificial, acarretando em custos altos, sendo essa a principal desvantagem de utilizá-la.

O processo de degradação anaeróbio é mais lento e menos eficiente que o aeróbio (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014) e ocorre de forma simplificada em quatro fases distintas:

Hidrólise → acidogênica → acetogênica → metanogênica

Na Hidrólise o material orgânico é convertido em compostos orgânicos de menor massa molecular e solúveis. Na fase acidogênica os compostos são metabolizados dando origem a substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido lático e compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc.). Na fase acetogênica ocorre a oxidação com formação de acetatos, hidrogênio e gás carbônico (com consequente abaixamento do pH). E na fase metanogênica há a formação de metano com os produtos da fase anterior (RESSETTI, 2011).

O processo anaeróbio tem a vantagem de ter menor custo, por não necessitar de aeração, mas a desvantagem de produzir gases com mau odor (que pode atrair de animais sinantrópicos, os que se aproveitam das condições humanas para sobreviver) e a formação de gases que contribuem para o aquecimento global (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014).

No processo facultativo ocorre a interação entre os micro-organismos das duas fases, em regime de mutualismo, onde os produtos da fase anaeróbia são consumidos pela fase aeróbia, formando um processo com inúmeras vantagens, pois tem maior velocidade, como no processo aeróbio tem baixo custo, pois pode ocorrer de maneira estática, como o processo anaeróbio (CAMPOS; RESSETTI; ZITTEL, 2014).

O composto humificado tem como principal componente o ácido húmico, mas também produz ácidos fúlvicos e huminas (STEVENSON, 1994). Por muito tempo cientistas têm tentado compreender a estrutura química do complexo ácido húmico, no entanto até o

presente momento não foi definida essa estrutura, pois o processo de humificação é dependente de inúmeras variáveis.

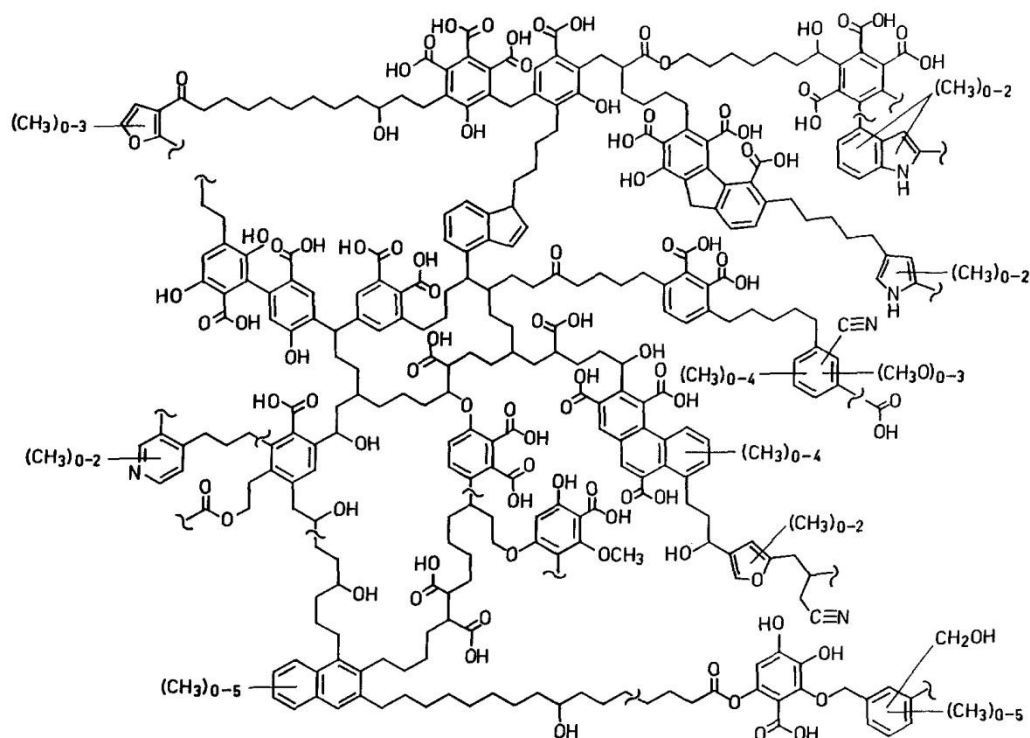
As alterações nas condições ambientais (temperatura, umidade), comunidade de micro-organismos presentes e principalmente os compostos iniciais ao processo de decomposição, podem, teoricamente, resultar em significativas mudanças na estrutura química do composto humificado (WICKINGS et al., 2012).

Inicialmente, no processo de degradação por compostagem, há uma grande concentração de compostos fenólicos (que varia de acordo com o composto a ser degradado). Os compostos fenólicos diminuem substancialmente no início da compostagem chegando a reduzir até 93% no final do processo de compostagem. A degradação ocorre por efeito dos micro-organismos e suas enzimas, principalmente pelas reações de polimerização e oxidação. Durante a fase de maturação, os fenóis tendem a aumentar, devido ao efeito de concentração destes compostos para a formação de substâncias húmicas (KHAYER et al., 2013).

Por causa da multiplicidade de componentes da composição molecular do ácido húmico e dos numerosos tipos de ligação que se pode formar, as fórmulas estruturais precisas são inatingíveis (STEVENSON, 1994).

Com o avanço da tecnologia (extensiva pirólise - GC/MS e pirolise - FIMS, RMN-¹³C, química da degradação oxidativa e reductiva e microscópio eletrônico) foi possível para Schulten; Schnitzer (1993) determinar com a espectroscopia em massa a estrutura do ácido húmico apresentada na Figura 8.

Figura 8: Estrutura química de ácido húmico.



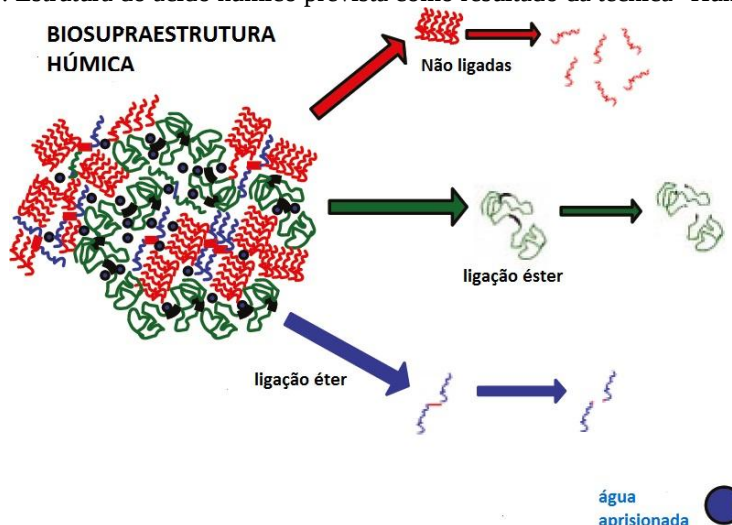
Fonte: Schulten; Schnitzer (1993)

Para Schulten; Schnitzer (1993), o peso molecular do ácido húmico possui cerca de 10% de carboidratos e 10% materiais proteínicos. O resultado do complexo ácido húmico tem composição elementar aproximada de $C_{342}H_{388}O_{124}N_{12}$, com massa molecular de 6650,831 g mol⁻¹, e análise elementar de 61,76% de C; 5,88% de H; 29,83% de O e 2,5% de N. Quanto mais material derivado de carboidratos e proteínicos forem adicionados ao completo ácido húmico, menor o conteúdo de C e maior o de O.

O ácido húmico consiste em anéis aromáticos ligados a longas cadeias alquílicas de modo a formar uma rede flexível com vazios de componentes orgânicos. Estão presentes em abundância os grupos COOH e OH, ambos ligados tanto nos anéis aromáticos como nas cadeias alifáticas (STEVENSON, 1994).

Estudos mais recentes para definir a estrutura das substâncias húmicas, (NEBBIOSO; PICCOLO, 2015) relataram que são supraestruturas e têm como mais abundante produto a fórmula $C_{16}H_{30}O_5N_4$, relevaram também anéis triazol e duas fragmentações de ésteres e duas ligações C-N alquílicas-aril. Apresentam ainda hidrofobicidade e carga iônica das moléculas húmicas que são cruciais na estabilização das supraestruturas de matéria orgânica natural. A Supraestrutura apresentada por Nebbioso; Piccolo (2015) pode ser observada na Figura 9.

Figura 9: Estrutura do ácido húmico prevista como resultado da técnica "Humeomics".



Fonte: Nebbioso e Piccolo (2015)

As técnicas para decifrar as substâncias húmicas estão se aprimorando e espera-se que em um futuro próximo se possa obtê-la definida e/ou aproximar-se cada vez mais da estrutura real.

3.3.1 Compostagem em reator

Segundo a ABNT (1996) biodecompositor ou reatores são equipamentos em cujo interior se propiciam condições controladas de temperatura, umidade, homogeneização e aeração durante o processo de compostagem.

A compostagem em reator é considerada uma promissora tecnologia, quando comparada com tecnologias convencionais em sistema aberto, como as leiras, isto porque o reator não requer revolvimento da massa em compostagem e é provido da aeração necessária na mistura (com ou sem injeção de ar) para produzir composto final maturado. O reator também não produz mau cheiro, lixiviação ou poluentes e ainda é provido de controle dos parâmetros físicos e químicos, como temperatura e umidade (CAMPOS et al., 2017). O reator facultativo possui duas fases mútuas de degradação, a fase aeróbia e a fase anaeróbia.

A compostagem aeróbia é aceita como uma opção “eco-friendly” para lidar com resíduos de alimentos, porque o ambiente aeróbico predominante pode ajudar a reduzir a geração de metano. Assim, a compostagem está ganhando cada vez mais atenção no

tratamento de resíduos de alimentos (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014). Gill; Jana; Shrivastav (2014) ainda apontam que o suprimento de ar deve ser adequado nos materiais de compostagem para melhor e rápida biodegradação de materiais. Os resíduos alimentares são, portanto, um material facilmente degradável em condições aeróbias.

Em seu trabalho Silva et al. (2008) demonstraram que a compostagem aeróbia de resíduos vegetais conjugada com lodo de esgoto mostrou ser uma alternativa viável para desinfecção e estabilização conjunta de ambos os tipos de resíduos sólidos.

WU et al. (2016) apresentou experimento em escala piloto para investigar a influência de diferentes modos de aeração nos resíduos. Os resultados revelaram que a aeração é benéfica para a decomposição de resíduos. Além disso, a compostagem com injeção de ar reduziu ligeiramente o peso seco (aproximadamente 4%).

Na fase inicial do processo de compostagem aeróbico ocorre a amonificação (liberação de amônia e proteínas solúveis), na segunda fase (período de maturação) ocorre a nitrificação (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2013).

Zeng et al. (2016) afirmaram que o revolvimento manual em compostagem de larga escala não é suficiente para manter o sistema aeróbio, necessitando assim de um sistema de aeração forçada. O sistema de aeração forçada aumenta os custos do processo de compostagem (CHARNIER et al., 2017).

Já a digestão anaeróbia é um processo microbiológico que converte matéria orgânica em biogás, que é composto por CO_2 e CH_4 (CHARNIER et al., 2017). Nesse processo os micro-organismos do gênero proteolítico *Clostridium* hidrolisam proteínas a aminoácidos e polipeptídeos, lipídeos a ácidos graxos de cadeia longa e glicerol e carboidratos a açúcares e álcoois. Em seguida, as bactérias fermentativas convertem esses intermediários a ácidos graxos voláteis, hidrogênio (H_2) e gás carbônico (CO_2). Amônia (NH_3) e sulfetos (S^{2-}) são produzidos pela fermentação de aminoácidos. As bactérias acetogênicas convertem os ácidos graxos de cadeia longa, ácidos graxos voláteis com três ou mais carbonos e álcoois, superiores ao metanol, a ácido acético e CO_2 . Essas reações necessitam de uma concentração de H_2 , com pressão parcial da ordem de 10^{-3} atm, para que bactérias metanogênicas e algumas espécies de micro-organismos acetogênicos possam degradar esses intermediários. Na etapa final, as bactérias metanogênicas convertem o ácido acético, H_2 e CO_2 a CH_4 e CO_2 , como produtos finais (LIN; CHANG; CHANG, 1997).

Na decomposição anaeróbia ocorre a presença de mau odor, devido aos sulfatos presentes no processo, os quais são reduzidos a sulfitos e se combinam com hidrogênio

produzindo o gás sulfídrico (H_2S). As reações de redução dos compostos orgânicos contendo enxofre também formam mercaptanas e ácido aminobutírico (CASTILHOS JUNIOR, 2006).

Dado que as condições anaeróbias favorecem a remoção de nitrogênio via desnitrificação, o interesse por biorreatores facultativos têm aumentado (WU et al., 2016).

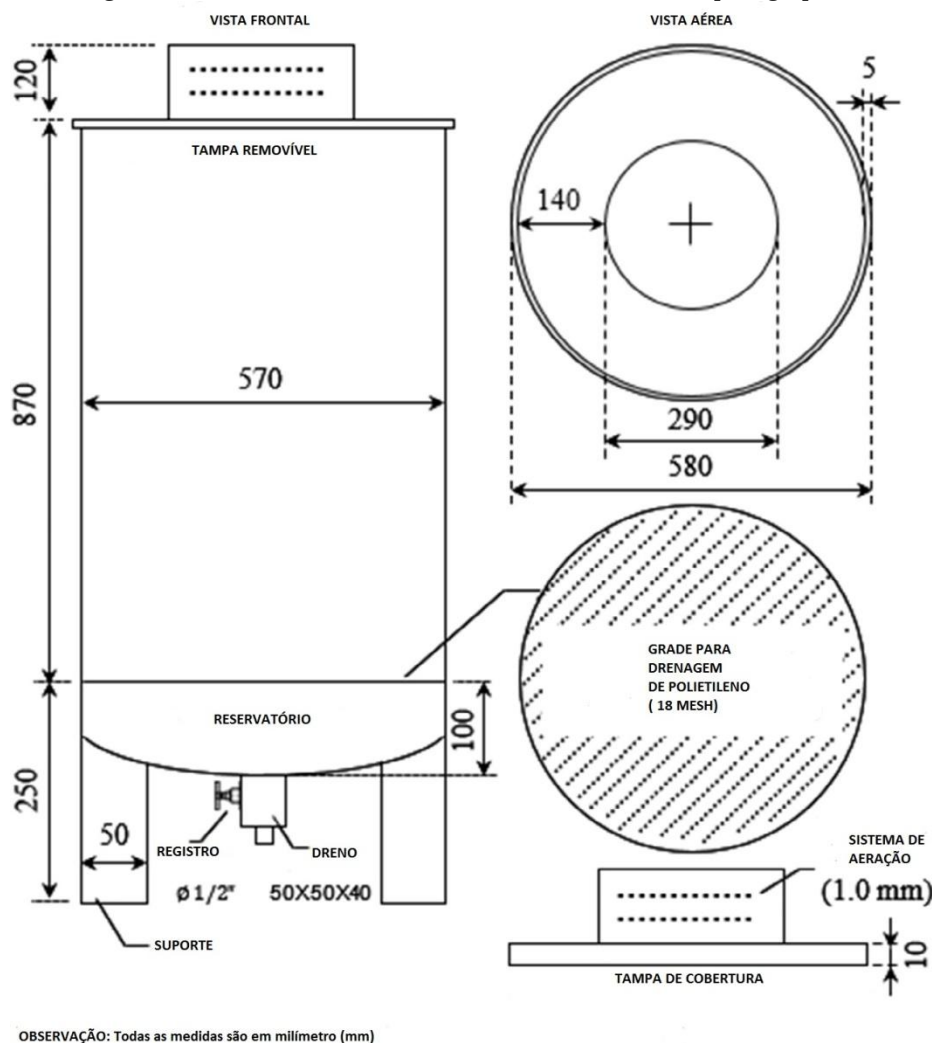
As condições facultativas diminuem o alto custo com a aeração contínua e ainda é benéfica para a remoção de nitrogênio total. Os reatores facultativos superam as expectativas para a redução do carbono orgânico total (WU et al., 2016).

De Clipperleir et al. (2012) estudaram a eficiência do reator facultativo na remoção do nitrogênio total em tratamento de efluentes. 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 micro-organismos presentes no reator.

A associação de ambientes aeróbio e anaeróbio em reator facultativo de escala doméstica foi estudada pelo grupo QAAS da UEPG. Ressetti (2011); Campos; Ressetti; Zittel (2014) e Campos et al. (2017) e Zittel et al. (2018) utilizaram RSO e serragem e Zittel et al. (2018) trataram tabaco de cigarros contrabandeado, RSO e cepilho mostrando a produção de composto estável e de ótima qualidade como fertilizante orgânico.

O reator utilizado no processo pelos trabalhos do grupo é doméstico com capacidade de 200 L e possui aeração natural na parte superior, o que reduz custos ao processo e na parte inferior, pela compressão natural e portanto menor presença de O_2 tornando o ambiente mais aneróbio. 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 (RESSETTI, 2011; ZITTEL, 2014; CAMPOS; RESSETTI; ZITTEL, 2014; CAMPOS et al., 2017; ZITTEL et al., 2018). O modelo utilizado está representado na Figura 10.

Figura 10: Reator facultativo doméstico de 200 L utilizado pelo grupo QAAS.



Fonte: Zittel (2018).

3.4 Aumento de escala

Define-se o aumento de escala como:

A capacidade de uma inovação que se mostrou eficaz em pequena escala ou sob condições controladas, podendo ser expandida em condições reais para alcançar uma maior população elegível, enquanto mantiver de eficácia (MILAT et al., 2013).

As relações entre processos realizados em escala experimental, piloto e industrial nem sempre podem ser abordadas ou previstas de forma simplificada. Takeuchi (2009) demonstrou em revisão bibliográfica que procedimentos realizados em equipamentos de capacidades significativamente diferentes devem ser estudados e avaliados cuidadosamente a fim de evitar erros grosseiros na transposição para escalas maiores.

O aumento de escala é crucial para transpor um experimento bem sucedido para tamanho e valores reais a fim de ser amplamente utilizada pela sociedade. No entanto o grau de fidelidade necessário para desenvolver efetivamente um aumento de escala é adotado mantendo um equilíbrio entre fidelidade e adaptação (SHIELL-DAVIS, 2015).

De Wilde et al. (2010) evidenciaram tal fato durante o estudo da influência da pequena e larga escala na compostagem e dissipação de resíduos de pesticida em uma matriz biopurificadora. Obtiveram resultados semelhantes na maioria dos resíduos, com exceção do resíduo bifentrina em diferentes escalas.

Campos et al. (2017) e Zittel et al. (2018) utilizaram reator facultativo doméstico (200 L) estudado pelo Grupo QAAS para desenvolver o processo de compostagem. O presente trabalho propõe a utilização reator facultativo com similaridade ao utilizado pelo, no entanto escala dez vezes maior (2000 L).

3.5 Métodos de caracterização do composto

O monitoramento da transformação da matéria orgânica durante a compostagem em reatores é essencial para determinar o grau de maturidade do composto.

O processo de compostagem pode ser monitorado através das análises físico-químicas como temperatura, umidade, pH e razão C/N.

Para a avaliação da qualidade do composto produzido são utilizadas técnicas de análises biológicas: índice de germinação (indicam possível ambiente tóxico) e microbiológicas (determinam possíveis contaminações por micro-organismos patogênicos); determinação de metais potencialmente tóxicos e técnicas espectroscópicas: UV-Vis e IV.

3.5.1 Análises físico-químicas

3.5.1.1 Umidade

Gill; Jana; Shrivastav (2014) apontam a importância da umidade para garantir a atividade microbiana durante a decomposição dos RSO. Se a matéria orgânica estiver muito úmida, pode gerar uma zona de anaerobiose. Se a matéria estiver pouco úmida a atividade biológica é inibida. Durante o processo de compostagem a umidade tende a diminuir.

O limite superior do teor de água está entre 60 e 80%, dependendo dos materiais de compostagem e o valor ótimo de umidade varia entre 50 e 60%, mas depende também da aeração e do tamanho das partículas do processo .

3.5.1.2 pH

As mudanças na composição durante o processo de biodegradação e a composição final dos resíduos depende intimamente das condições do processo. O pH é um importante parâmetro, que necessita ser checado, pois decide o nível de maturidade do composto final (RAZAA et al., 2017). Para uma melhor biodegradação por compostagem o valor de pH não deve ser muito ácido e nem muito básico (CHANG; CHEN, 2010).

Durante o processo de compostagem o pH se altera de acordo com o produto formado. Por exemplo, durante a fase mesófila é liberado amônia ou amônia volátil produzida na etapa de mineralização de proteínas, aminoácidos e peptídeos. Tal evento contribui para aumentar o valor do pH (CHOWDHURY et al., 2014).

Razaa et al. (2017) mencionam que o pH para os diversos tratamentos de compostagem aumentam com o intervalo de tempo. Ao final do processo de compostagem e do processo de degradação o pH deve se apresentar alcalino.

3.5.1.3 Temperatura

O processo de compostagem ocorre pela ação dos micro-organismos sob a matéria orgânica, sendo o metabolismo dos micro-organismos exotérmico. Deve-se considerar que esses micro-organismos tem uma faixa ideal de temperatura para seu desenvolvimento; essa faixa é tão importante que uma pequena variação, para mais ou para menos, provoca redução da população e da atividade metabólica (KIEHL, 1985).

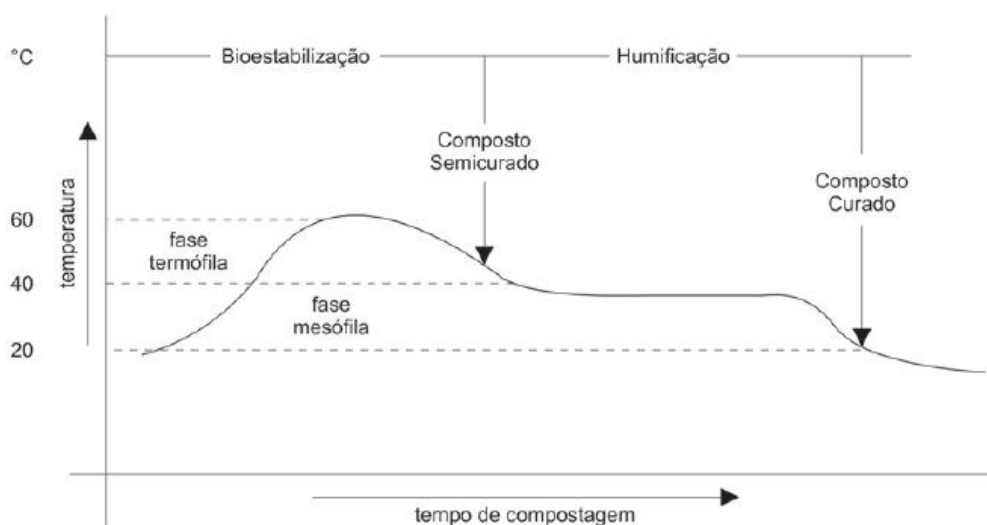
Segundo Filho; Silva (2014) a biodegradação microbiana ocorre em três fases: a fase inicial é caracterizada pela perda rápida dos compostos orgânicos mais simples (açúcares, proteínas, amido, celulose, etc.), sendo as bactérias especialmente ativas nesta fase de decomposição. Ocorre também nessa fase um aumento de temperatura, caracterizado por apresentar reações exotérmicas (conhecida como fase termófila).

Na fase seguinte ocorre o abaixamento da temperatura (fase mesófila), e os produtos orgânicos intermediários e os protoplasmas microbianos recentemente formados são biodegradados por uma grande variedade de micro-organismos, com a produção de nova biomassa e liberação de CO_2 e H_2O . Até essa fase, de 70 a 80% do material orgânico envolvido é consumido, restando de 20 a 30% de compostos fenólicos e compostos lignificados parcialmente transformados que darão origem às substâncias húmicas (FILHO; SILVA, 2014).

O estágio final é caracterizado pela decomposição gradual de compostos mais resistentes, exercida pela atividade de actinomicetos e fungos. A temperatura nessa fase se equilibra com a temperatura ambiente. Nessa última etapa tem-se a formação das substâncias húmicas (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014).

As três fases que ocorrem durante o processo de compostagem podem ser observadas na Figura 11.

Figura 11: variação da temperatura durante as fases do processo de compostagem.



Fonte: D'Almeida; Vilhena (2000)

3.5.1.4 Razão C/N

A razão carbono e nitrogênio significa a relação entre a quantidade de carbono em relação à quantidade de nitrogênio contida no composto.

As variações nas concentrações de Carbono e Nitrogênio são consideradas um importante parâmetro da compostagem, pois nos mostram alterações qualitativas, como por exemplo, de Carbono (lignina, lipídios e fenóis) e compostos fontes de Nitrogênio (proteínas e compostos com ligações N) (WICKINGS et al., 2012).

Os micro-organismos que atuam na compostagem necessitam de alimento, energia e habitat. Essa carga microbiana necessita do elemento Carbono para obter energia e produzir enzimas para degradar os carboidratos complexos em moléculas mais simples (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014).

Os micro-organismos utilizam o carbono como fonte de energia, incorporando ao protoplasma celular dez partes e eliminando dez partes como CO_2 (KIEHL, 1985). Já o nitrogênio utilizado para síntese de novas células (na ordem de 6 a 13 % para bactérias e 3 a 6% para fungos) é convertido em NH_3 , assimilado na estrutura e finalizando o processo de compostagem (STEVENSON, 1994).

O composto é mais efetivo quando a razão C/N inicial está entre 30/1 e 40/1 (KIEHL, 1985). Estudos mais recentes recomendam iniciar uma operação com razão C/N entre 20/1 e 30/1, com valor ótimo em 25/1 (ESTEVEZ; LINJORDET; MORKEN, 2012). Porém alguns estudos apontam que a relação C/N abaixo de 20/1 também é efetiva sobre o início da compostagem (CHANG; CHEN, 2010).

Yen; Brune (2007) afirmam que a razão ótima de C/N varia com o tipo da matéria prima utilizada na compostagem. 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.

Zittel et al. (2018) avaliou o processo de compostagem em reatores facultativos domésticos com o tratamento de tabaco e RSO, variando as razões iniciais de C/N em 19,6/1; 18,3/1; 18,9/1; e 17,2/1 obteve compostos maturados em todos os processos analisados.

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.

3.5.2 Análises espectroscópicas em matéria orgânica

Os efeitos resultantes da interação de radiações eletromagnéticas com a matéria proporcionam evidências do comportamento microscópico. Estas observações levam-nos a sugerir modelos que permitam compreender ou prever as propriedades do material estudado (BASSI, 2001). .

A espectroscopia permite a percepção dessas evidências. E com a utilização dos métodos espectroscópicos pode-se estudar tanto quantitativamente como qualitativamente a presença de moléculas.

Com foi elucidado anteriormente, as substâncias húmicas são moléculas ainda desconhecidas, pela sua complexidade e variedade. O uso de análises espectroscópicas auxilia nesse estudo.

Charnier, et al. (2017), em seus estudos compararam os métodos por espectroscopia para determinação dos ácidos orgânicos e obtiveram como resultado uma análise de infravermelho validada e com maior precisão e robustez para determinação de proteína, carboidrato e lipídeo de RSO do que as outras técnicas avaliadas.

Na tentativa de definir a estrutura do ácido húmico Nebbioso; Piccolo (2011) associaram técnicas analíticas com técnicas espectroscópicas e cromatográficas. A técnica utilizada nomeada de "humeomic", não conseguiu definir a estrutura do ácido húmico, no entanto teve um grande avanço na definição e foi capaz de desenhar a estrutura, sendo, portanto um grande passo para a caracterização molecular do ácido húmico e da matéria orgânica natural.

3.5.3 Espectroscopia molecular na região do UV-Vis

As faixas de radiação (UV de 200 a 400 nm e visível de 400 a 800nm) provocam transições eletrônicas, onde os elétrons passam do estado de energia mais baixa, estado fundamental, para o estado de energia mais alta, o estado excitado. A energia absorvida é quantizada, sendo a diferença entre o estado excitado e fundamental, a radiação então é emitida quando o elétron retorna do estado excitado para o estado fundamental.

As transições eletrônicas são detectadas através de picos. Os picos são proporcionais à concentração na molécula e à probabilidade de ocorrência. A absorção eletrônica, ocorre

sobre movimentos rotacionais e vibracionais, assim o espectro tem característica de banda (PAIVA et al., 2010). As moléculas orgânicas são formadas por inúmeros cromóforos (cor do composto), sendo que o primeiro e mais natural critério de classificação espectroscópico das substâncias húmicas é absorção do espectro no UV-Vis, porque a cor marrom é atributo intrínseco (KUMADA, 1987).

O UV-Vis é utilizado para obter a evolução do processo de compostagem e a qualidade do material humificado (ALBRECHT et al., 2011).

O espectro de ácido húmico varia em diferentes estágios da degradação assim como com diferentes materiais utilizados na degradação (STEVENSON, 1994). Há três regiões do espectro UV-Vis onde a absorbância é mensurada para análise da formação de composto humificado, que são 285nm, 465nm e 665nm. Na região de 285 nm é característico de lignina e quinona, material bem do início do processo de compostagem; 465 nm refletem as cadeias alifáticas, indicando o começo do processo de humificação; e em 665 nm é indicativo de material fortemente humificado, com aumento dos anéis aromáticos e grupos condensados (ALBRECHT et al., 2011).

Chen; Senesi; Schinitzer (1977) propuseram um método para análise do processo de maturação durante a compostagem, utilizando o espectro de UV-Vis. O método utiliza a razão entre as absorbâncias E_4 (465 nm) e E_6 (665 nm). A diminuição razão E_4/E_6 ao longo do processo de compostagem indica a redução de cadeias alifáticas (correspondente a estrutura molecular da matéria orgânica) e aumento das cadeias aromáticas e condensação da estrutura (formação de composto humificado). Valores próximo a 5 indicam a formação de ácido húmico e entre 6 e 8 revelam maior formação de ácido fúlvico do que ácido húmico.

3.5.3.1 Espectroscopia de absorção na região do IV

O processo de absorção no infravermelho ocorre quando as moléculas são excitadas para atingir um estado maior de energia em frequências selecionadas de IV. Uma radiação infravermelha com número de onda de aproximadamente 10.000 cm^{-1} a 100 cm^{-1} ao ser absorvida por uma molécula converte-se em energia de vibração molecular. O processo quantizado origina uma série de bandas (PAIVA et al., 2010).

A alteração do nível de energia vibracional está relacionada a uma série de mudanças de níveis de energia rotacionais. As bandas de vibração-rotação utilizadas na espectroscopia de IV estão situadas na faixa de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} . As frequências ou os números de onda

estão relacionados às massas relativas dos átomos, às constantes de força das ligações e à sua geometria (PAIVA et al., 2010).

A FTIR (espectroscopia infravermelho por transformada de Fourier) é uma análise qualitativa, sendo adequada para previsão da composição da estrutura analisada e não para identificação da composição (MESQUITA et al., 2017).

A técnica de FTIR é muito utilizada para prever parâmetros de estabilidade em processos de compostagem. Com a técnica é possível também estudar a maturidade do composto com base na predição das substâncias húmicas, principalmente ácidos húmicos e fúlvicos (MESQUITA et al., 2017). Stevenson (1994) elucida que o espectro de infravermelho das substâncias húmicas e seus derivados contêm uma variedade de bandas que são diagnosticadas para estruturas de peso molecular específico. Espectroscopia de infravermelho é de considerável valor para pesquisa sobre compostos humificados, pelos seguintes motivos:

- Fornece como principais informações a natureza reagrupante, reatividade e arranjos estruturais de grupos funcionais oxigenados;
- a ocorrência de proteínas e carboidratos pode ser estabelecidas;
- a presença ou ausência de impurezas inorgânicas (íons metálicos, argilas) em frações húmicas isoladas podem ser demonstradas;

Alguns picos são característicos de substâncias húmicas, como 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; $1600\text{-}1620\text{ cm}^{-1}$ 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; $1507\text{-}1510\text{ cm}^{-1}$ 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, $1030\text{-}1050\text{ cm}^{-1}$ vibração de alongamento C-C de alifáticos (OUAQOUDI et al., 2014).

3.5.4 Análises biológicas

3.5.4.1 Análises Microbiológicas

Os RSO podem ter contaminação por micro-organismos patogênicos dependendo das condições de armazenamento. Essa contaminação pode ser prolongada para o composto caso a fase termófila não apresente temperaturas acima de 40 °C, temperaturas acima a esta garantem que micro-organismos patogênicos sejam eliminados durante o processo de compostagem (SALAS, 2010).

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).

A relação tempo/temperatura está intimamente ligada a inibição do crescimento desses micro-organismos ou a proliferação dos mesmos e são os fatores mais utilizados (JONES; MARTIN, 2003). Para EPPO (2008) e para (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 e por 4 horas durante o período de cinco dias a temperatura exceda 55°C.

Os micro-organismos mais comumente envolvidos na contaminação são: *Salmonella spp* e ovos viáveis de helmintos e coliformes totais, que são indicativos de contaminação microbiológica. Diversas normativas estabelecem limites máximos desses possíveis contaminantes, as quais podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1: limites máximos de patógenos estabelecidos pelas normativas.

	Coliformes Termotolerantes (NMP/g)	Salmonella (10g de matéria seca)	Ovos viáveis de Helmintos
MAPA (2014)	<1000	Ausente	1/4g de ST
CCME (2005)	<1000	< 3 MPN/4g	-----
USEPA (2003)	<1000	< 3 MPN/4g	1/g de ST

NMP –Número mais provável

ST – sólidos totais

Fonte: os autores

3.5.4.2 Índice de germinação

O índice de germinação pode fornecer informações sobre a fitotoxicidade do composto, que pode estar relacionada à presença de compostos tóxicos para as plantas. Tais compostos estão tipicamente presentes no composto instável, de modo que a avaliação da

estabilidade biológica pode ser uma opção adequada para integrar adequadamente a caracterização do composto para sua utilização segura no solo (CESARO; BELGIORNO; GUIDA, 2015).

A fitotoxicidade do extrato do composto em diferentes estágios de compostagem pode ser qualificada avaliando o grau de maturação do composto baseado na germinação de sementes (normalmente utiliza-se *Lepidium sativum*, popularmente conhecido como agrião d'água, por ser muito sensível a toxicidades e ter crescimento rápido) e no crescimento inicial das raízes, utilizando extrato aquoso do composto e relacionando com o controle (branco) (BELO, 2011).

A maturidade do composto refere-se ao grau de humificação e implica a ausência tanto de compostos fitotóxicos como de agentes patogênicos (BERNAL et al., 1997).

A definição de índices de germinação (IG) tem-se mostrado útil para qualificar os níveis de fitotoxicidade. A Tabela 2 proposta por Belo (2011) apresenta uma revisão bibliográfica das qualificações possíveis dos níveis de fitotoxicidade.

Tabela 2: Qualificações dos níveis de fitotoxicidade.

Referência	IG (%)	Classificação
Trautmann e Krasny, 2009	80-100	Não inibe o crescimento da planta
	60-80	Inibição moderada
	40-60	Inibição forte
	<40	Inibição severa
Batista e Batista, 2007 (cit. Woods End, 2000)	>85	V- não tóxico
	70-80	IV- moderadamente tóxico
	50-70	III- tóxico
	30-50	II- muito tóxico
	<30	I- extremamente tóxico
Batista e Batista, 2007 (cit. Brinton et al., 2001)	>90	Bastante maturado
	80-90	Maturado
	<80	Imaturo

Fonte: Belo (2011)

Com análise da tabela é possível observar que para a maioria dos autores propõem como composto livre de fitotoxinas porcentagens de IG superiores a 80.

3.5.5 Metais potencialmente tóxicos

Silva; Voigt; Campos (2014) apresentam a contaminação por metais potencialmente tóxicos no cigarro contrabandeado no Brasil.

No Brasil o MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Normativa N° 46/2011), define os valores máximos para a concentração de metais em composto orgânico e a CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005), define valores máximos de metais para solo.

Zittel, 2014 que tratou 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.

4 Materiais e métodos

4.1 Construção dos reatores

Para construção de dois reatores, baseado nos trabalhos de Campos et al. (2017) e Zittel et al. (2018).

Foram construídos dois reatores, e o preenchimento de cada um foi diferente quanto a proporção de resíduos.

Ambos os reatores seguem o mesmo procedimento de construção. Para uma melhor descrição da construção do reator, o processo foi dividido em duas etapas: primeira, a tampa do reator e segunda, corpo do reator, como pode ser observada na Figura 12.

Figura 12: As duas principais partes que compõem o reator: tampa do reator e corpo do reator.



Fonte: os autores

Para a construção da tampa do reator, perfurou-se a parte central da tampa da caixa d'água, mantendo sua estrutura, permitindo a troca gasosa entre o interior e o exterior do reator, como mostra a Figura 13.

Figura 13: Tapa do reator com a retirada da parte central mantendo a estrutura da caixa.



Fonte: os autores

Posteriormente, utilizou-se o tambor de 200L para produzir o trocador gasoso, que foi acoplado a tampa da caixa d'água para produzir a tampa do reator. Assim, cortou-se ao meio o tambor, sendo que cada uma das metades foi utilizada para a construção de um trocador gasoso.

No centro da parede do trocador gasoso foram feitos orifícios de 5 mm de diâmetros, equidistantes 2 cm, distribuídos simetricamente em três carreiras (orifícios responsáveis pelas trocas gasosas). A Figura 14 apresenta as etapas de preparação do trocador gasoso.

Figura 14: Fases de construção do trocador gasoso do reator a) Tambor utilizado na construção do reator com a marcação para o corte; b) As duas metades do tambor utilizadas na construção do reator; C) Orifícios de 5mm de diâmetro dispostas no centro da parede do trocador gasoso.



Fonte: os autores

O trocador gasoso foi então acoplado na tampa da caixa d'água, utilizando cantoneiras de metal em formato de L e fixado com rebite metálico, finalizando então a primeira etapa da construção do reator.

Pode-se observar a tampa do reator finalizada na Figura 15.

Figura 15: Tampa do reator finalizado.



Fonte: os autores

Para a construção do corpo do reator, inicialmente construiu-se o sistema de drenagem. Assim instalou-se a flange, juntamente com o registro esférico, na base da caixa d'água. O sistema pode ser visualizado na Figura 16.

Figura 16: Válvula para drenagem do chorume.



Fonte: os autores

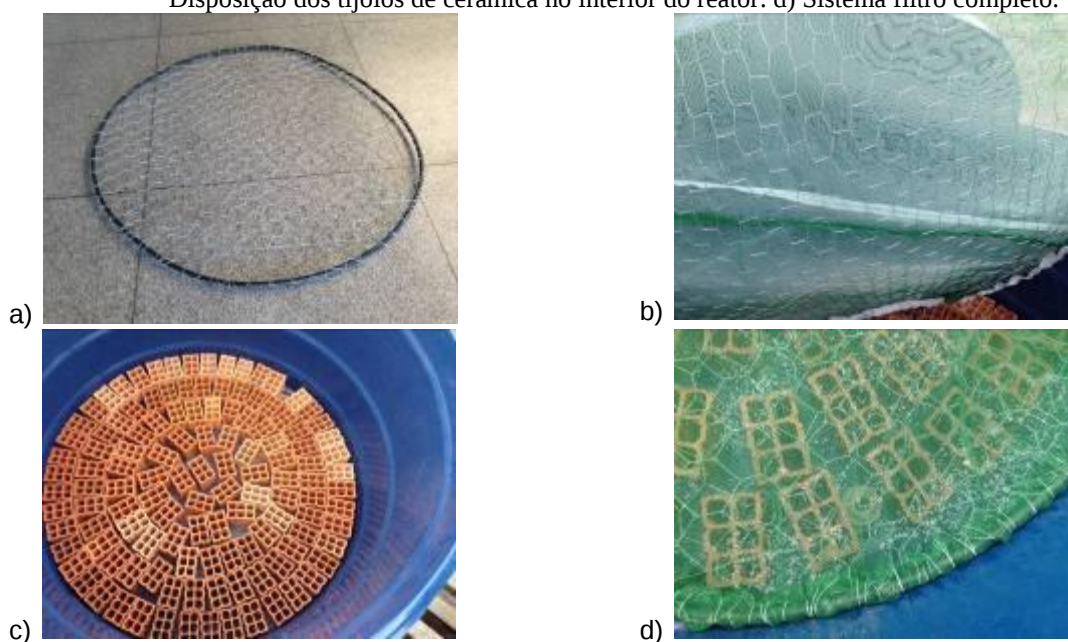
No interior do reator, para uma melhor eficiência do sistema de drenagem, foi produzida uma estrutura para separar líquidos de sólidos durante o processo de compostagem, que se denominou filtro.

O filtro é constituído por um anel, tela suporte e tela filtrante. O anel foi feito passando o vergalhão por dentro da mangueira de PP, cujo diâmetro coincide com o diâmetro interno do reator na altura em que o mesmo foi instalado. A tela suporte, onde utilizou-se tela de alambrado, foi amarrada ao anel. Já a tela filtrante, utilizou-se tela de nylon em camada dupla, acoplada sobre a tela suporte.

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 tijolos de cerâmica. Os tijolos foram posicionados com os furos na posição vertical para evitar retenção do líquido.

Os passos para a construção do filtro e seu suporte podem ser observadas na Figura 17.

Figura 17: Filtro. a) Tela suporte amarrada ao anel. b) Tela filtrante acoplada a tela suporte e anel. c) Disposição dos tijolos de cerâmica no interior do reator. d) Sistema filtro completo.



Fonte: os autores

Para reduzir o volume morto e facilitar o escoamento de chorume, o reator foi acondicionado sobre estrados de madeira com uma pequena inclinação, ficando a flange do reator posicionado na parte mais baixa.

Desta forma, finalizou-se a segunda etapa e completou-se a construção do reator, cuja imagem pode ser observada na Figura 18.

Figura 18: reator finalizado.



Fonte: os autores

4.2 Resíduos Sólidos Orgânicos

4.2.1 Cepilho

O cepilho utilizado no processo de compostagem foi obtido das serrarias de Jaguariaíva. O material de origem foi a madeira de pínus, com tamanho da partícula de cerca de 3 cm.

O cepilho utilizado pode ser observado na Figura 19.

Figura 19: Cepilho utilizado no processo de compostagem.



Fonte: os autores

4.2.2 Tabaco de cigarro contrabandeado

O tabaco utilizado no processo de compostagem teve origem de cigarros contrabandeados e apreendidos pela Receita Federal na unidade de Ponta Grossa. Foram utilizadas 40 caixas de cigarro contrabandeado para desenvolvimento do estudo, o equivalente a 400 kg de cigarro contrabandeado bruto apreendido.

Os cigarros foram desempacotados, triturados em triturador de resíduos orgânicos TRAPP TR200 e posteriormente peneirados em peneiras com orifícios de 6 mm de espessura, para separação do filtro.

As imagens do tratamento do cigarro podem ser observadas na Figura 20.

Figura 20: Processo de tratamento do tabaco. a) Cigarro contrabandeado desempacotado. b) Equipamento utilizado para trituração do cigarro. c) Cigarro após a trituração. d) Tabaco de cigarro contrabandeado após peneiramento.



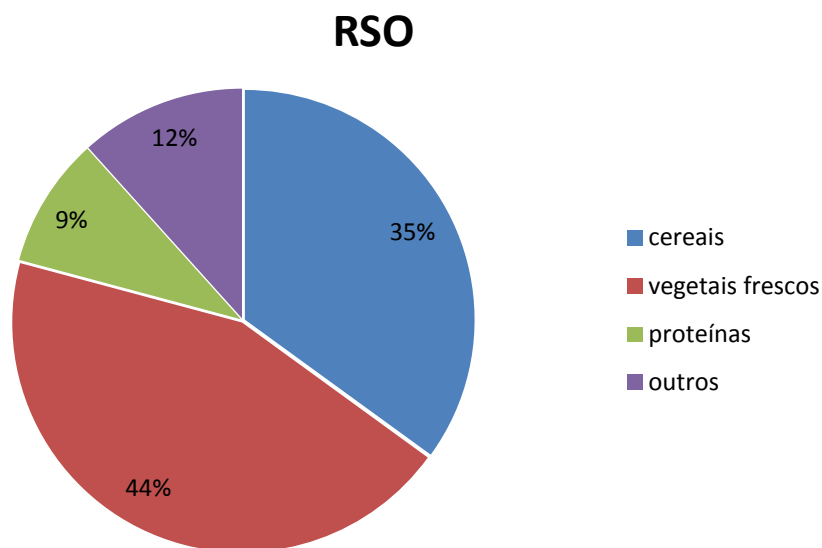
Fonte: os autores

4.2.3 Resíduos sólidos orgânicos

Os RSO foram cedidos pela restaurante industrial Sodexo, situado na cidade de Jaguariaíva.

Os RSO depositados nos reatores foram analisados através da técnica de amostragem da ABNT -NBR:10007, teve composição aproximada conforme demonstrado no **Erro! Fonte de referência não encontrada..** Para acondicionamento nos reatores, os RSO foram triturados manualmente utilizando-se de facas.

Figura 21: Resíduos sólidos orgânicos oriundos de restaurante industrial e utilizado nos reatores 1 e 2.



Fonte: os autores

4.3 Preenchimento dos reatores

Foram montados dois reatores, cada reator teve diferentes razões C/N iniciais a serem avaliados os processos.

A composição inicial de cada reator foi determinada baseada inicialmente no cálculo teórico para duas diferentes razões C/N iniciais, de acordo com a equação 1:

Equação 1: Cálculo teórico da razão C/N

$$\frac{C}{N} = \frac{C_a + C_b + C_c}{N_a + N_b + N_c} \quad (1)$$

Sendo:

C = Carbono

N = Nitrogênio

a = RSO

b = tabaco de cigarro contrabandeado

c = cepilho

Posteriormente foi obtido valor real de C/N inicial, de acordo com o método descrito no item 4.5.4.

A composição de ambos os reatores pode ser observada na Tabela 3.

Tabela 3: Constituição inicial dos reatores.

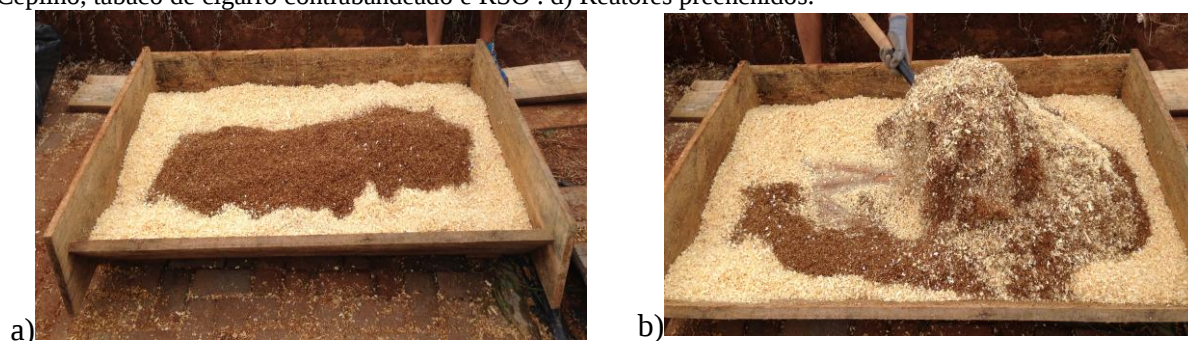
	<i>Cepilho</i>	<i>Tabaco de cigarro contrabandeado</i>	<i>RSO</i>	<i>Massa de resíduos (secos)</i>	<i>Razão C/N</i>
Reator 1	168 kg	64 kg	64 kg	296 kg	28
Reator 2	120 kg	120 kg	120 kg	360 kg	21

Fonte: os autores

Para preparo da matéria orgânica antes de serem adicionados aos reatores, os resíduos foram homogeneizados com mesmo procedimento, sendo adicionados em uma caixa de madeira de 1,5 m de comprimento por 1 m de largura por 0,25 m de profundidade.

Utilizou-se as proporções de massa seca para o Reator 1 e para o Reator 2, indicada acima. Foi adicionado à caixa de madeira o cepilho, depois o tabaco de cigarro contrabandeado e por último o RSO. A mistura foi homogeneizada, depois umedecida e finalmente alocada no reator, conforme o procedimento observado na Figura 22. O processo foi repetido até os reatores serem completamente preenchidos.

Figura 22: Preenchimento do reator. a) Cepilho e tabaco de cigarro contrabandeado antes de homogeneizar. b) Cepilho e tabaco de cigarro contrabandeado durante o processo de homogeneização. c) Cepilho, tabaco de cigarro contrabandeado e RSO. d) Reatores preenchidos.





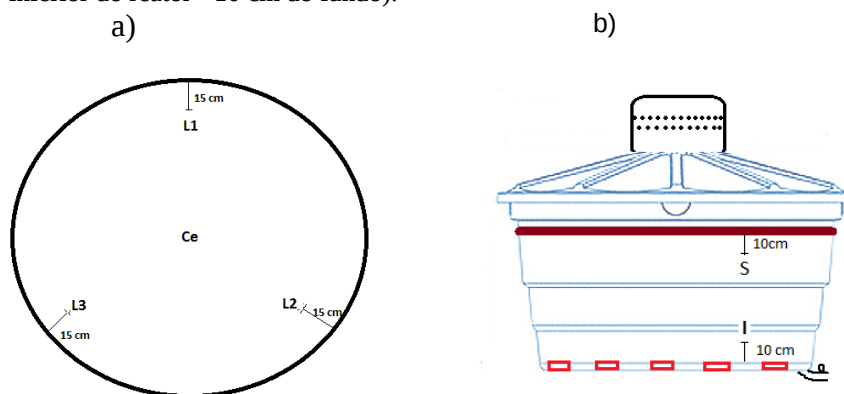
Fonte: os autores

4.4 Amostragem

As amostras de resíduos para as análises seguiram a ABNT -NBR:10007 e foram retirados de quatro pontos do reator da parte superior e quatro da parte inferior, sendo três laterais equidistantes a 120° e a 15 cm da lateral do reator, e um ponto central Figura 23a.

O processo foi feito tanto para a parte superior dos reatores, distante 10 cm da superfície da massa, como também para a parte inferior dos reatores, sendo coletadas 10 cm acima do fundo do material compostado, Figura 23b.

Figura 23: Pontos de coleta das amostras. a) Vista aérea dos pontos de coleta (L1, L2 e L3 laterais 1,2 e 3, respectivamente e Ce central. b) Pontos de coleta, vista frontal (S ponto próximo a superfície - 10 cm- e I ponto próximo inferior do reator - 10 cm do fundo).

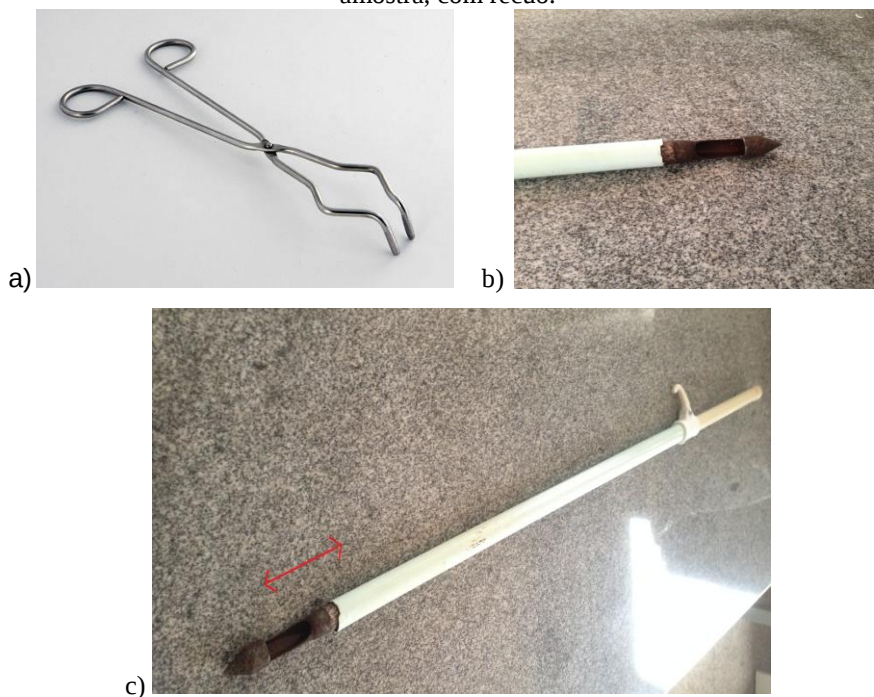


Fonte: os autores

As amostras da superfície foram coletadas, com o auxílio de uma pinça de laboratório, conforme Figura 24- a. Para a retirada das amostras da parte inferior foi utilizado

o instrumento apresentado em Figura 24 - b e c, o instrumento possui área de recolhimento, garantindo que a amostra coletada seja somente a da parte inferior do reator.

Figura 24: Utensílios utilizados para coleta de amostras. a) Pinça utilizada para amostragem da parte superior do reator. b) Ponta do coletor de amostra utilizado na da parte inferior do reator. c) Utensílio usado para coletar amostra, com recuo.



Fonte: os autores

4.5 Análises físico-químicas

4.5.1 Temperatura

Para aferir a temperatura superficial foi utilizado termômetro da marca incoterm® e para aferir a temperatura do fundo foram utilizados termo-higrômetros

As medidas foram realizadas diariamente no começo da manhã (maior tempo sem incidência do sol) e no fim da tarde (maior tempo com incidência do sol).

Os pontos de coleta da temperatura são os mesmos da coleta de amostra.

4.5.2 pH

O valor do pH foi determinado em períodos quinzenais em amostras do topo e do fundo da mistura, utilizando 5g de amostra do composto dissolvidas em 50 mL de solução de cloreto de cálcio (CaCl_2). A mistura foi agitada por 30 minutos em um agitador magnético e, após repouso e filtração foi medida em pHmetro com eletrodo combinado de vidro da marca ASKO ®, seguindo o método oficial do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (Normativa nº 28, 2007). As análises foram feitas em triplicata.

4.5.3 Umidade

O teor de umidade foi analisado 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 2 (APHA, 2005). As análises foram realizadas em triplicatas.

Equação 2: Teor de umidade (%)

$$\text{Umidade (\%)} = \frac{100 \times (\text{massa úmida} - \text{massa seca})}{\text{massa úmida}} \quad (2)$$

4.5.4 Razão C/N

A análise química elementar foi realizada utilizando-se Analisador Elementar TruSpec CN Analyser, marca LECO®, St. Joseph, Mi, USA, pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa, laboratório de Análises de Solos do Curso de Agronomia (ZITTEL et al., 2018).

A proporção C/N analítica foi obtida a partir dos valores de porcentagem de C e N das amostras.

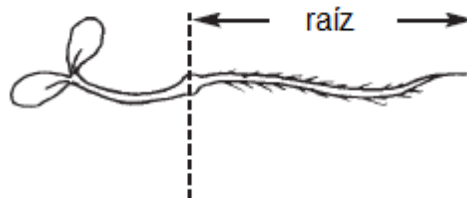
4.6 Análises biológicas

4.6.1 Índice de Germinação

A fitotoxicidade é uma indicação de que o fertilizante não se encontra suficientemente curado ou que contém substâncias tóxicas. 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. Foram colocados em placas *petri*, forradas com papel filtro, 5 mL do filtrado, adicionadas as sementes de *Lepidium sativum* (agrião d'água) e colocadas em câmara escura por 120 horas a temperatura de 26 °C. Observou-se então o número de sementes germinadas e o tamanho da raiz. Figura 25, com base nas Equações 3, 4 e 5 foram calculados os IG (CAMPOS et al., 2017).

Figura 25: Figura ilustrativa da raiz de *Lepidium sativum*.



Fonte: Belo (2011)

Equação 3: Percentual relativo de germinação de sementes.

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

Fonte: Campos et al. (2017)

Equação 4: percentual relativo do comprimento da raiz.

$$RRG(\%) = \frac{\text{Média aritmética n° dos comprimentos das raízes de cada extrato} \times 100}{\text{Média aritmética dos comprimentos das raízes do branco}} \quad (4)$$

Fonte: Campos et al. (2017)

Equação 5: Índice de Germinação (IG).

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

Fonte: Campos et al. (2017)

4.6.2 Salmonela

Para a análise da presença de *Salmonella spp.*, 10 g da amostra foi diluída em 10 mL de água esterilizada, a solução foi então semeada em placas com Agar SS (*Salmonella Shigella*) e incubadas em estufa bacteriológica a 36°C por 24-48h. A coloração das colônias negras indicam que a amostra está contaminada com *Salmonella spp.* (ANVISA, 2004).

4.6.3 Coliformes termotolerantes

Os coliformes (FENG et al., 2002) foram analisados de acordo com o método proposto pela FDA – *Food and Drug Administration*, manual bacteriológico e analítico.

A análise possui três fases. A fase presuntiva, onde homogeneizou-se e transferiu-se diluições (10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} em triplicata) da amostra para tubos de ensaios contendo, no fundo, um tubo invertido para coleta de gás (tubo de Durham), e o meio de cultura apropriado (caldo lauril triptose). Todos os tubos foram incubados a 35°C durante 24 a 48 horas e posterior identificação dos que tiverem crescimento (positivo) de coliformes totais, resultado ou produção de gás (retida no tubo de Durham).

Na fase confirmativa, ocorreu o repique (transferência de alíquotas com alça de platina) dos tubos presuntivos positivos para tubos preparados da mesma forma que no anterior, porém contendo caldo verde brilhante. Todos os tubos foram incubados a 35°C durante 24 a 48 horas e posterior identificação dos que tiverem crescimento (positivo) de coliformes totais, identificado pela ocorrência de produção de gás nos tubos de Durham.

E finalmente a fase complementar, que identifica os coliformes termotolerantes. Nessa fase fez-se o repique dos tubos presuntivos para outros tubos, desta vez contendo meio EC, foram ser incubados a 44,5°C durante 24 horas.

De acordo com o número de tubos positivos em cada uma das diluições e das fases utilizadas, determina-se o número mais provável (NMP), tendo como base tabelas estatísticas.

4.6.4 Ovos viáveis de helmintos

Os ovos de helmintos (*Hymenolepis spp.*) foram aferidos pelo método (Hoffman; Pons; Janer, 1934)

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.

4.7 Análises Espectroscópicas

4.7.1 Espectroscopia molecular na região do UV-Vis

As amostras foram dissolvidas em solução de hidróxido de sódio (NaOH) 0,5 mol.L⁻¹ (10 mg do composto seco em 25 mL de solução) em seguida foi agitado por 1 hora e após realizada centrifugação (7 min a 7000rpm), o sobrenadante foi diluído na proporção 2:1 e as soluções tiveram seu pH corrigido para 8,3 - 8,6 com solução HCl 2 mol. L⁻¹. As leituras de absorção UV-Vis (comprimento de onda de 200 nm a 800 nm) foram realizadas mensalmente no aparelho *Varian Cary 50 BIO* ® da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) - método adaptado de Albrecht et al. (2011).

A relação E₄/E₆ foi determinada através da razão das absorbâncias na faixa de 465 nm e 665 nm respectivamente, para observar o grau de condensação do composto húmico formado.

4.7.2 Espectroscopia de absorção na região do IV

As análises de IV do material orgânico foram realizadas mensalmente 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).

4.8 Análise de metais

Para as análises dos íons metálicos foi utilizada a metodologia EPA 3050-b (USEPA, 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. Utilizando o material de referência CRM-AGRO C1003a – folhas de tomate 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). 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®).

4.9 Avaliação do rendimento do processo

Para avaliação do rendimento dos reatores, as massas iniciais e finais foram medidas, assim como os volumes, posteriormente foram feitos os cálculos de rendimento de massa e de volume.

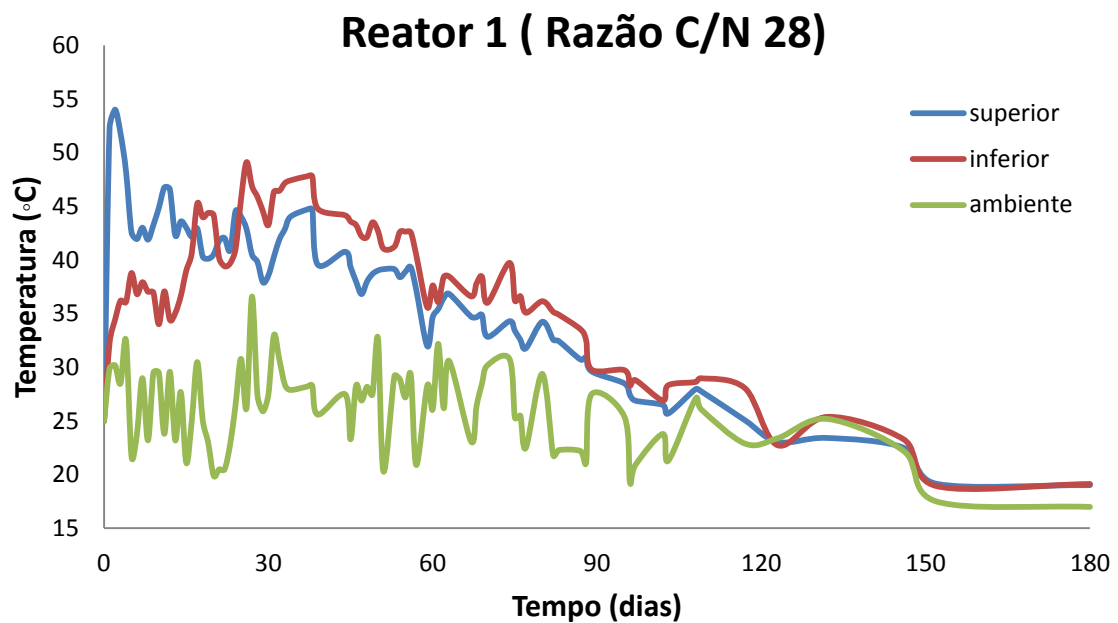
5 Resultados e Discussão

5.1 Análises Físico-químicas

5.1.1 Temperatura

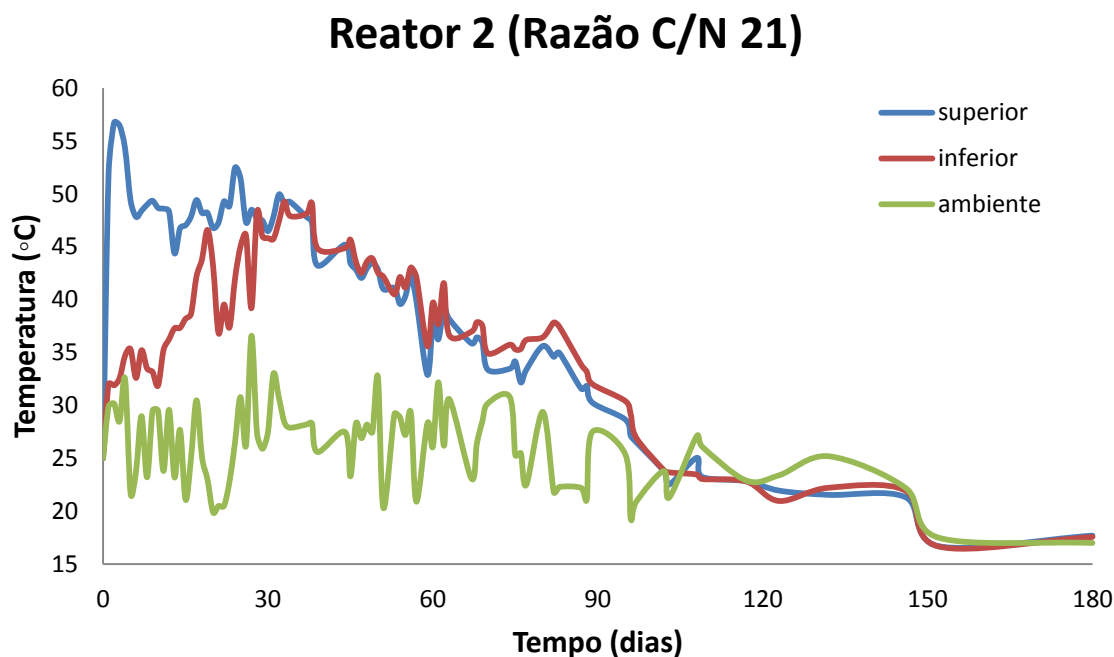
Os resultados da temperatura para os 180 dias de processo de compostagem do reator 1 e do reator 2 podem ser observados na Figura 26 e na **Figura 27**, respectivamente.

Figura 26: Variação da temperatura (°C) nas partes superior e inferior durante o período de 180 dias no reator 1.



Fonte: os autores

Figura 27: Variação da temperatura (°C) nas partes superior e inferior durante o período de 180 dias no reator 2.



Fonte: os autores

O comportamento da temperatura em ambos os reatores é muito semelhante.

Pode ser observado para os dois reatores que nos primeiros 3 dias houve um pico da temperatura mantendo-se acima de 40°C por mais de 30 dias. Na sequência dos dias a temperatura decai, demonstrando conduzir o processo para a fase mesófila. A partir de 120 dias a temperatura de ambos os reatores se aproxima da temperatura ambiente. Portanto, as três fases termófila, mesófila e de maturação foram alcançadas.

Fernandes e Silva (1996) citam que caso a compostagem registre temperatura da ordem de 40-60°C no segundo ou terceiro dia é sinal que o ecossistema está bem equilibrado e que a compostagem tem todas as chances de ser bem sucedida. Fato que ocorreu nos reatores 1 e 2.

Quando a quantidade de compostos prontamente degradáveis (açúcares, hidratos de carbono, hemiceluloses e celulose) é adequada e a compostagem é bem arejada e isolada, a temperatura subirá geralmente dentro de alguns dias até à fase mesófila e depois à fase termófila (40° a 70 °C), refletindo uma vigorosa atividade microbiana e uma rápida taxa de degradação de compostos orgânicos (CHANG; CHEN, 2010; GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014; CHOWDHURY et al., 2014). Xie et al. (2016) ainda relata que o processo de compostagem aeróbio atinge temperaturas mais altas, ao contrário do que ocorre no processo anaeróbio. Em ambos os reatores há uma diferença significativa na temperatura entre a parte superior e inferior do reator no início do processo. Na parte superior há troca de gases de

forma natural pelos orifícios presentes na tampa do reator, através da velocidade com que a temperatura aumenta, pode-se observar uma atividade microbiana de maior intensidade, quando comparado a parte inferior dos reatores, pressupondo então que tal parte é aeróbia.

Chowdhury et al. (2014), apontam que a temperatura também é afetada pela porosidade do processo. Como a parte inferior suporta todo o peso do composto acima dele, o processo ocorre então sob menor porosidade e maior compactação. Na parte inferior do reator não há essa troca natural de gases e além disso há a compressão natural pela massa superior, acredita-se que o ambiente então apresente uma anaerobiose.

Outro fato que merece atenção é que em ambos os reatores, nos primeiros dias do processo, a medida que a temperatura da parte superior diminui, a temperatura da parte inferior aumenta, próximo de 30 dias a temperatura de ambas as partes (superior e inferior) se aproximam e seguem mantendo a curva similar até o final do processo. Características estas que indicam ser a parte inferior do reator compostagem anaeróbica e a parte superior compostagem aeróbica.

Os reatores facultativos para compostagem foram pouco estudados até o presente momento. No entanto, De Clippeleir et al. (2012) mostram evidências de que em reatores facultativos os micro-organismos vivem em mutualismo, mantendo então o equilíbrio dentro do sistema fechado. Campos; Ressetti; Zittel (2014) apresentam que a parte superior em aerobiose acelera o processo de estabilização do composto via nitrificação do sistema.

A degradação por bactérias termófilas (fase termofílica) também ajuda no controle de patógenos e morte de larvas de moscas, sementes de plantas daninhas, caso a temperatura acima de 45°C seja mantida por três dias ou mais (GILL; JANA; SHRIVASTAV, 2014).

A relação tempo/temperatura está intimamente ligada a inibição do crescimento de micro-organismos patogênicos ou a proliferação dos mesmos (JONES; MARTIN, 2003). Algumas legislações dissertam sobre tal fato. A EPPO (2008), que indica que a temperatura do sistema deva exceder 55°C por pelo menos 3 dias consecutivos destruir os patógenos nos materiais da compostagem. A USEPA (2003) indica que a compostagem em reatores ou em pilhas estáticas deva manter a temperatura de 40°C por um mínimo de 5 dias, sendo que durante esse período a temperatura exceda 55°C por pelo menos 4 horas. Em ambos os reatores as temperaturas, definidas como apropriadas para eliminação de patógenos, foram atingidas.

5.1.2 pH

Os resultados encontrados de pH estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Resultados de pH nas partes superiores e inferiores dos reatores 1 e 2 durante todo o processo de compostagem

tempo (dias)	pH			
	reator 1		reator 2	
	superior	Inferior	superior	inferior
0	5	5	5,5	5,5
15	7,9	6,9	8,5	4,9
30	7,8	7,5	8,2	7,1
45	7,6	7,4	8	7,3
60	7,3	7,2	7,4	7,8
75	7,6	7,8	7,5	7,4
90	8,3	8,7	8,2	8,4
105	8,9	8,8	8,5	8,9
120	9	8,8	8,7	8,8
135	8,7	8,8	8,8	8,6
150	8,7	8,8	8,4	8,5
165	8,7	8,6	8,2	8,7
180	8,2	8	8,3	8,3

Fonte: os autores

Os valores de pH demonstram o início do processo de compostagem ácido e o final alcalino, em ambos reatores, tanto para parte superior como inferior.

Para o reator 1 os valores de pH tiveram aumento, que ocorreu de forma mais lenta para a parte inferior. Os valores de pH de ambas as partes (superior e inferior) se aproximam perto do período de 30 dias de compostagem, o mesmo ocorre com a temperatura, demonstrando que a partir desse período ambas partes avaliadas no reator formam um único sistema de compostagem com valores de pH em torno de 7,6, aumentando até valores em torno de 8,5 – 8,8, mantendo estabilidade até o final do processo.

O reator 2 tem para a parte superior um aumento de pH, já na parte inferior houve uma pequena queda no pH nos primeiros 15 dias, com limite inferior de 4,9 e posteriormente um aumento até os valores da parte superior e inferior se aproximarem, perto de 60 dias do início do processo de compostagem com valores de pH em torno de 7,6, após isso o pH de ambas as partes (superior e inferior) aumentam gradativamente até o final do processo, finalizando com pH 8,3.

Iyengar; Bhavé (2006) desenvolveram estudos em reatores aeróbicos, anaeróbicos e facultativos. Observaram que diminuição do pH durante as primeiras semanas de compostagem ocorreram devido à formação de ácidos orgânicos, (aminoácidos e outros ácidos graxos voláteis). Após esse período, o pH tende a se mover para neutro, quando estes ácidos são convertidos em dióxido de carbono pela ação microbiana e, durante a fase de maturação, o pH se apresentou alcalino.

O comportamento do pH nos reatores de Iyengar; Bhavé (2006) são condizentes com o comportamento do pH dos reatores analisados no presente trabalho.

Baixos valores de pH estão associados a baixas taxas de respiração, significando processos de compostagem anaeróbios, que são mais lentos, quando comparados aos processos aeróbicos (RAZAA et al., 2017). As partes inferiores dos reatores 1 e 2 obtiveram pH ácidos com 15 dias do processo de compostagem, sugerindo ser uma região com menor presença de oxigênio ou anaeróbica.

Um dos resíduos utilizados nos reatores foi o tabaco de cigarro contrabandeado. O tabaco tem em sua composição nicotina, que é um alcaloide do grupo orgânico das aminas. Para Kopicic et al. (2014) que estudaram a compostagem de tabaco em reatores, o aumento do pH ocorre devido à evolução da amônia e perdas de nitrogênio do substrato. Além disso, o composto maturado pode promover a imobilização do nitrogênio no solo, reduzindo NH_4^+ e aumento NO_3^- .

O pH alcalino é recomendado ao final do processo de compostagem, com os valores entre 6,9-8,3 (RAZAA et al., 2017), pH também e o processo analisado nos reatores 1 e 2 finalizam com pH entre os valores recomendados pelo autor supracitado.

5.1.3 Umidade

A Tabela 5 apresenta os resultados em relação a umidade dos reatores 1 e 2, tanto na parte superior, como na parte inferior do processo de compostagem.

Tabela 5: Umidade das partes superiores e inferiores nos reatores 1 e 2 durante o processo de compostagem

Tempo (dias)	Umidade (%)			
	reator 1		reator 2	
	superior	Inferior	superior	inferior
0	70,72	70,72	72,55	72,55
15	59,99	58,34	64,62	65,8
30	63,17	62,58	58,02	62,93

45	53,22	56,59	51,2	60,52
60	56,78	55,01	45,93	56,39
75	45,51	39,14	60,67	40,88
90	44,45	43,99	43,81	45,09
105	45,11	37,28	56,67	37,69
120	38,84	35,91	48,88	37,61
135	43,9	38,71	42,05	35,27
150	47,59	34,07	57,42	35,41
165	46,01	33,88	47,36	34,25
180	42,42	37,31	55,97	32,91

Fonte: os autores

Foi obtido comportamento semelhante em termos de umidade com redução em todos os pontos analisados, sendo semelhante para ambos os reatores tanto na parte superior como na parte inferior, tendo um início com umidade em torno de 71% e uma redução gradativa durante todo o processo de compostagem.

A perda de umidade provavelmente foi causada pela percolação da parte líquida, sendo liberada na forma de chorume, como também pela transpiração que ocorreu livremente na parte superior do reator, uma vez que os reatores ficam acondicionados expostos a céu aberto.

Sendo a compostagem um processo biológico de decomposição da matéria orgânica, a presença de água é imprescindível para o bom desenvolvimento dos micro-organismos. Umidade abaixo de 40% reduz a atividade microbiana (KIEHL, 1985).

Para Khalid et al. (2011) a umidade ideal para que ocorra o processo de compostagem é de 50 a 70 % e segundo, a umidade ótima é de 50%.

O teor de umidade do composto tende a diminuir ao longo do processo. A umidade é um dos parâmetros que devem ser monitorados durante a compostagem para que o processo se desenvolva satisfatoriamente (KIEHL, 1985; FERNANDES; SILVA, 1996).

Campos; Ressetti; Zittel (2014) ao desenvolver a compostagem em reator facultativo em escala doméstica obtiveram no início do processo 67% de umidade, no final, 59%.

Os reatores avaliados no presente trabalho obtiveram a umidade dentro do intervalo adequado para o processo de compostagem e pode ser evidenciado pelos parâmetros como temperatura, pH entre outros que demonstram efetiva degradação.

5.1.4 Razão C/N

A razão C/N inicial é um fator crucial para considerar na desempenho da compostagem. Resíduos com baixa razão C/N inicial diminuem a produção de amônia o que leva a inibir a produção de metano, enquanto altas razões podem causar insuficiência de nitrogênio para manter a biomassa microbiana (ESTEVEZ; LINJORDET; MORKEN, 2012)

Nesse trabalho duas diferentes razões C/N iniciais foram avaliadas. A razão 28/1 inicial de C/N, que de acordo com Estevez; Linjordet; Morken (2012) está próximo do ideal, mas trata menor quantidade de resíduos poluidores. E a razão inicial de C/N de 21/1 que está abaixo do valor ideal, mas trata maior proporção de resíduos que afetam grandemente o meio ambiente.

O carbono e nitrogênio são os nutrientes mais consumidos por bactérias, o carbono provê energia para bactérias e o nitrogênio é utilizado para síntese das células, sendo o acompanhamento das razões C/N de grande importância para o processo de compostagem (WU et al., 2015).

A razão ótima de C/N iniciais está entre 25/1 e 30/1 (WU et al., 2015). Estevez; Linjordet; Morken (2012) indicam que razões próximo de 25/1 são ideais C/N para iniciar o processo de compostagem, mas estudos recentes apontam que as razões iniciais dependem do substrato utilizado e que valores menores da razão C/N tem efeito positivo para o processo (GUO et al., 2012).

Yen; Brune (2007) afirmam que a razão ótima de C/N varia com o tipo da matéria prima utilizada na compostagem.

Silva et al. (2014a) avaliaram a compostagem utilizando como resíduos farelo de arroz e comida de cachorro, utilizando seis diferentes razões C/N sendo cinco abaixo de 20/1 e uma acima de 20/1, concluíram que as razões C/N iniciais não inibiram a formação de composto humificado.

Wang et al. (2013a) avaliaram a compostagem em reator aeróbico utilizando como resíduos farelo de arroz e estrume de suínos utilizando a razão C/N inicial de 13/1, obtiveram composto humificado com características similares a compostos com razão C/N iniciais entre 20/1 e 30/1.

Os trabalhos evidenciados acima demonstram que é possível obter composto humificado de qualidade, mesmo utilizando razões C/N inferiores ao considerado ideal pela literatura.

Os resultados obtidos em ambas razões C/N avaliadas nos reatores 1 e 2 não tiveram variações significativas, considerando as variações de temperatura, pH, umidade. Nas duas razões avaliadas foi obtido compostos maturado e estabilizado, livre de contaminantes, o que pode ser justificado com base nos resultados nas análises físico-químicas e espectroscópicas.

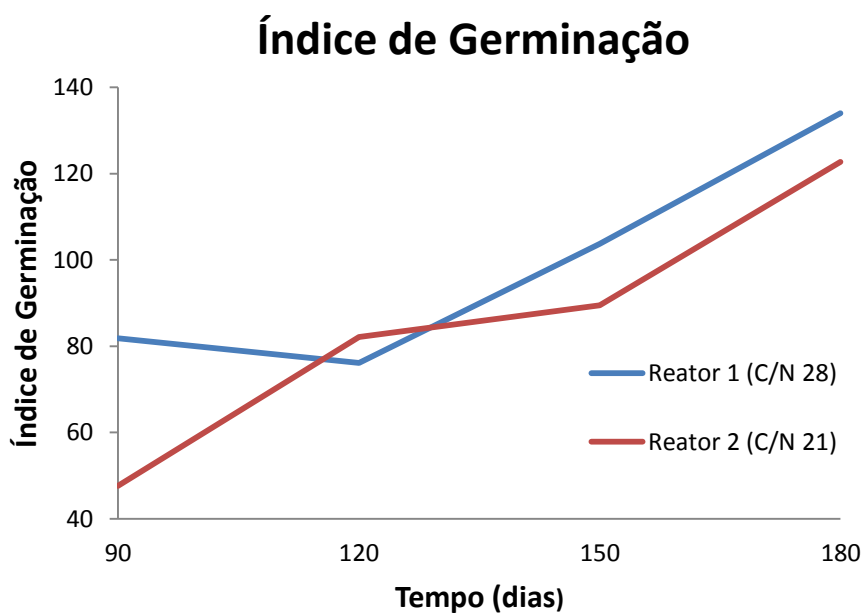
5.2 Análises Biológicas

5.2.1 Índice de germinação

Para os cálculos de IG, os dados de referência (100%) foram a germinação ocorrida na placa identificada como branco, portanto caso a germinação com extrato dos compostos sejam superior aos resultados encontrados na referência, o IG ocorre acima de 100%.

Os IGs observados para os reatores 1 e 2 podem ser observados no Figura 28

Figura 28: índice de germinação para os reatores 1 e 2.



Fonte: os autores

Pode-se observar no Figura 28 para o reator 1 que em 90 dias do início do processo de compostagem o IG é de aproximadamente 80% e manteve-se até 120 dias, após esse período o IG teve aumento constante, atingindo em 180 dias valores próxima 130%. A curva

do reator 2, apresenta em 90 dias do processo de compostagem IG próximo a 50 e após esse período tem uma evolução constante até o final do processo, atingindo em 180 dias valor próximo a 120.

O aumento do IG está atribuído à migração ou transformação de compostos tóxicos como amônia, compostos fenólicos, entre outros (GUO et al., 2012).

Para diferentes autores um IG acima de 80 indica composto maturados, livre de fitotóxicos (BELO, 2011; GUO et al., 2012; YANG et al., 2016; WANG et al., 2017a). 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 (SILVA et al., 2014a).

A maturidade é um importante critério para garantir a qualidade do composto quando aplicado à agricultura ou usado como condicionantes de solos (OVIDO-OCAÑA et al., 2015) . O IG normalmente é utilizado com indicador de composto maturado porque é um medidor direto de fitotoxicidade do composto produzido sobre germinação de sementes, as sementes sofrem influência do extrato do composto utilizado, havendo nutrientes, germinam e crescem mais rápido, havendo fatores fitotóxicos, a germinação é alterada e o crescimento prejudicado (WANG et al., 2017b).

Considerando os dados descritos acima sobre o IG, pode-se considerar que o composto do reator 1 atingiu maturidade com 90 dias do processo de compostagem e que o composto do reator 2 atingiu maturidade após 120 dias do processo de compostagem, podendo ser aplicado no uso da agricultura.

5.2.2 Análises Microbiológicas

Os compostos humificados para serem utilizados na agricultura requerem que sejam livres de micro-organismos patogênicos, evitando assim posterior contaminação alimentar.

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). A relação tempo/temperatura está intimamente ligada a inibição do crescimento desses micro-organismos ou a proliferação dos mesmos e são os fatores mais utilizados (JONES; MARTIN, 2003).

Na Tabela 6 estão apresentados os resultados referentes as análises microbiológicas patogênicas dos reatores 1 e 2.

Tabela 6: Resultado das análises sobre patógenos dos reatores 1 e 2 e limites máximos permitidos

	<i>Unidade</i>	<i>R1</i>	<i>R2</i>	<i>LMR</i>
Coliformes Termotolerantes	NMP/1g MS	<3	23	1000
<i>Salmonella spp.</i>	NMP/10g MS	A	A	A
Ovos viáveis de Helmintos	NMP/4g de ST	A	A	1

NMP- Número mais provável; LMR – Limite máximo recomendado; MS – Matéria Seca; A – Ausente; ST- sólidos Totais.

Fonte: os autores

Observando a Tabela 6, pode-se concluir que o composto final analisado está dentro do padrão de qualidade microbiológico exigido pela legislação brasileira Ministério da Agricultura e Abastecimento MAPA (2014), CCME (2005) e US.EPA (2003). A variação de temperatura ao longo do processo permanece acima de 40°C por mais de cinco dias, somado a isso ambos os reatores tem um pico de temperatura, atingindo em torno de 55°C, temperaturas consideradas pela US.EPA (2003) suficiente para eliminação/redução dos patógenos.

5.3 Análise de metais

A contaminação do composto final por metais potencialmente tóxicos é um grave problema, podendo acarretar problemas de saúde pela ingestão de alimentos produzidos com o composto contaminado.

A Tabela 7 apresenta os resultados das análises de metais no composto final dos reatores.

Tabela 7: concentração de metais no R1 e R2 e limites máximos permitidos

	<i>R1</i> (<i>mg kg⁻¹±SD</i>)	<i>R2</i> (<i>mg kg⁻¹±SD</i>)	<i>USDA</i>	<i>CCME</i>
Cu	11,36±0,6	16,04±1,72	1000	400
Mn	188,99±20,21	252,62±41,06	-	-
Fe	432,49±25,62	589,64±67,75	-	-
Ni	6,23±0,92	7,21±0,71	200	62
Cd	2,23±0,08	2,32±0,06	10	3
Pb	10,32±0,33	10,84±0,20	250	150
Cr	<LQ	<LQ	1000	210
Zn	25,26±0,66	41,20±5,86	2500	700

Fonte: os autores

SD- desvio padrão

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

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

Em análise, as concentrações dos metais nos reatores apresentaram valores inferiores aos limites máximos para os metais potencialmente tóxicos definidos pelas agências CCME – Diretrizes para Qualidade do Composto - Canadá e pela USDA Recomendação sobre Agricultura Orgânica – Departamento de Agricultura Americano, 1980.

Não foram encontrados na literatura valores máximos para os metais Fe e Mn. Esses metais são micronutrientes para o solo e não são considerados metais potencialmente tóxicos em composto humificado (KIEHL, 1985)

Estudos demonstram que cigarros contrabandeados apresentam elevados teores de metais potencialmente tóxicos e, portanto causam preocupação quanto à contaminação por esses metais no composto final analisado no presente trabalho (SILVA; VOIGT; CAMPOS, 2014).

Para Greenway; Song (2002) a compostagem tende a redistribuir os metais de diversas maneiras para formas mais fixas. Podendo ser uma solução promissora para a contaminação por metais potencialmente tóxicos.

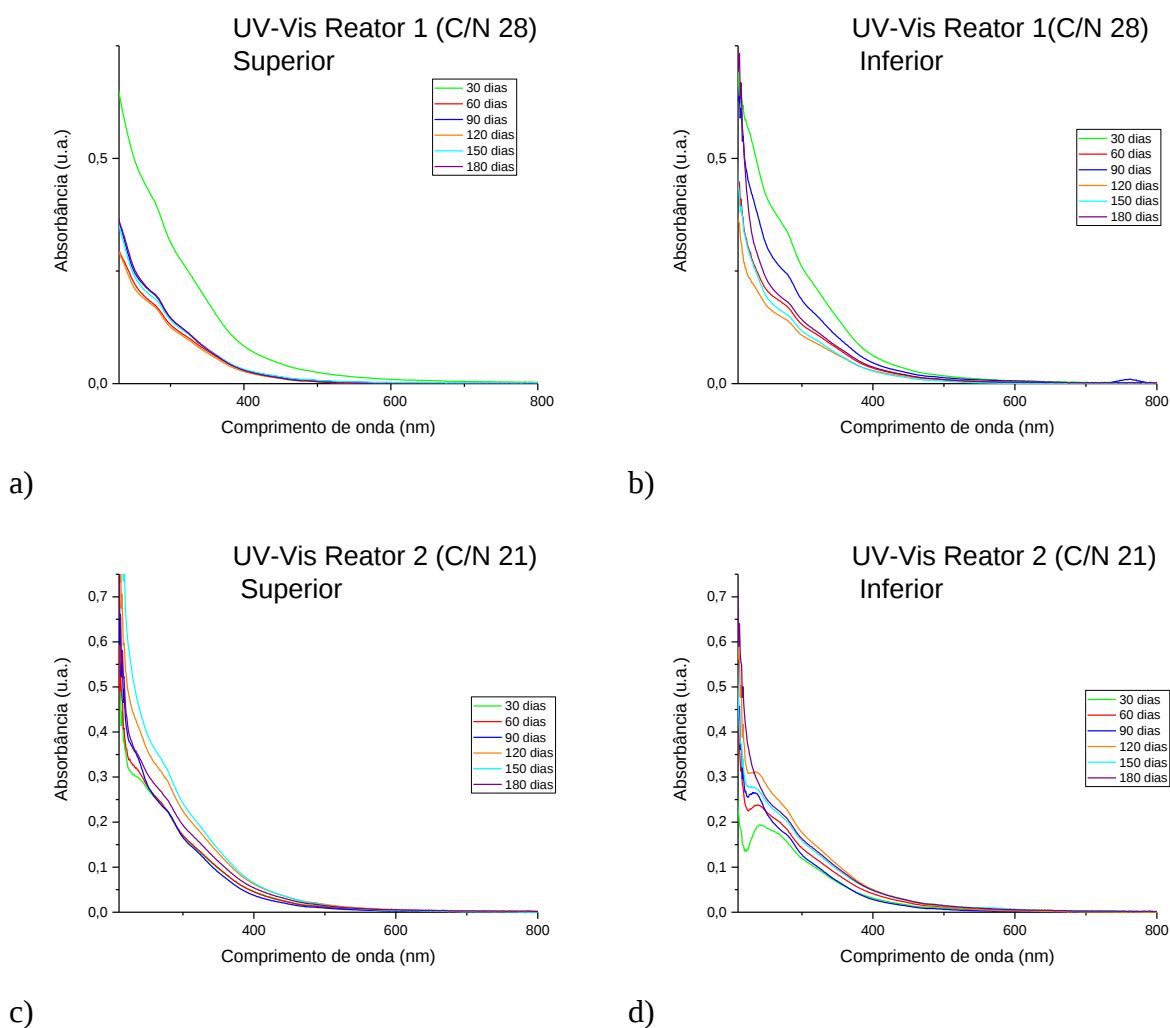
Para Zittel et al. (2018) que utilizaram em seu estudo de compostagem com RSO e tabaco de cigarro contrabandeado em reator facultativo doméstico, a mistura de resíduos proposta nos reatores para o processo de compostagem permitiu a redução dos metais potencialmente tóxicos através do efeito diluição, 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.

5.4 Análises Espectroscópicas

5.4.1 Espectroscopia molecular na região do UV-Vis

A Figura 29 apresenta os espectros no UV-Vis obtidos do composto em diferentes estágios da degradação para os reatores 1 e 2.

Figura 29: Espectro UV-Vis a) Parte superior do reator 1. b) Parte inferior do reator 1. c) Parte superior do reator 2. d) Parte inferior do reator 2.



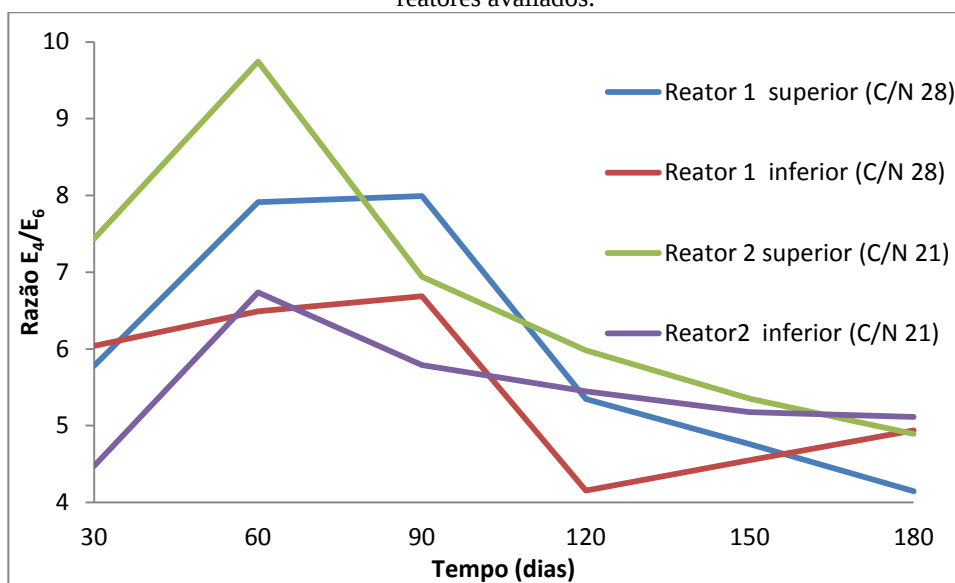
Fonte: os autores

Observou-se no Figura 29 que as partes superior e inferior de ambos os reatores obtiveram absorbâncias nos comprimentos de ondas maiores que 400 nm muito baixas e semelhantes em todas as amostras.

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 (WU et al., 2015).

As razões E_4/E_6 obtidas a partir dos reatores 1 e 2 podem ser observadas na Figura 30.

Figura 30 Razão E_4/E_6 durante os 180 dias do processo de compostagem para as partes superior e inferior dos reatores avaliados.



Fonte: os autores

Avaliando a Figura 30 é possível observar que para o reator 1 as partes superiores e inferiores tem ligeira diferença na razão E_4/E_6 , que se aproximam em 120 dias (tempo que coincide com a estabilidade da temperatura e consequente diminuição da atividade dos micro-organismos decompositores) aproximando os valores da razão avaliada de 5, a razão é mantida próximo desse valor até os 180 dias avaliados.

Apresenta-se também a razão E_4/E_6 para o reator 2, para as partes superior e inferior que demonstram comportamento semelhante, mas diferentes valores da razão analisada. Em 120 dias os valores das razões se aproximam, atingindo valores próximo a 5 e permanecem próximo ao valor até os 180 dias avaliados.

Comparando os valores iniciais e finais da razão de ambos reatores, houve com o aumento do tempo do processo de compostagem uma diminuição da razão. Sellami et al. (2008) sugerem nesse caso que carboidratos e quinonas são mineralizados, compostos

fenólicos são oxidados e grupos metoxilo e/ou cadeias laterais alifáticas ligadas nas substâncias húmicas.

Para Campos; Ressetti e Zittel (2014) a relação E_4/E_6 é inversamente proporcional ao grau de condensação das estruturas de condensação carbono-carbono, de forma que altos valores de E_4/E_6 indicam um baixo grau de condensação das insaturações carbono carbono e a presença de várias estruturas alifáticas. Baixo E_4/E_6 reflete uma alta degradação de cadeias aromáticas condensadas e indica alto grau de humificação da matéria orgânica.

Ao final do processo de compostagem, um grau de maturidade e estabilidade adequado é considerado em valores baixos de E_4/E_6 .

Para Stevenson (1994) razões menores que 5 são indicativos de ácidos húmicos e razões entre 6,0 e 8,5 são indicativos de uma maior presença de ácido fúlvico no composto humificado. Os reatores avaliados, a partir de 120 dias, atingiram valores da razão E_4/E_6 próximo a 5, indicando que ambos reatores tiveram a condensação das cadeias carbonicas, com a formação de composto humificado e que alcançaram estabilidade e maturidade

5.4.2 Espectroscopia de absorção na região do IV

As absorções típicas de substâncias húmicas são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Bandas de Absorção de IV para substâncias húmicas.

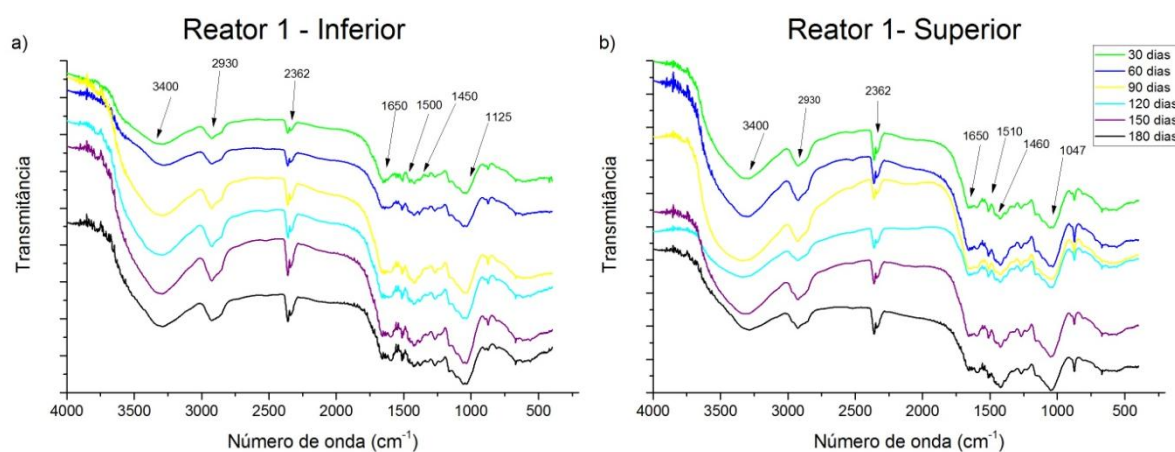
<i>Frequência</i> (cm^{-1})	<i>Atribuição</i>
3400-3300	Estiramento O-H, alongamento N-H (traços)
2940-2900	Estiramento alifáticos C-H
1725-1720	Estiramento C=O de COOH e cetonas (traços)
1660-1630	Estiramento C=O de grupos amida (banda amida primária), C=O de quinonas e/ou C=O de ligações de H de cetonas 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)

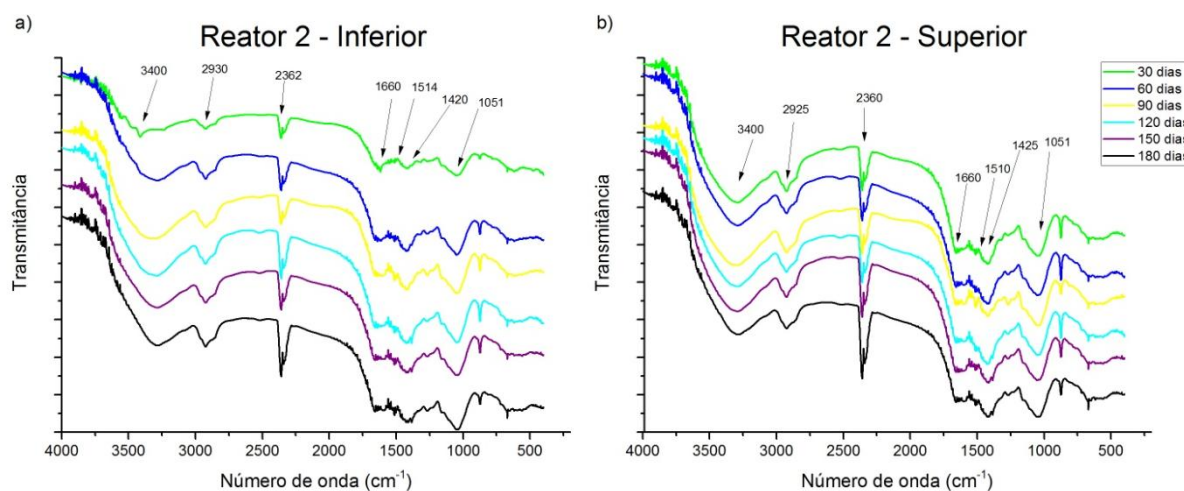
Os espectros de IV das amostras de ambos reatores em diferentes estágios do processo são apresentados na Figura 31 e Figura 32.

Figura 31: Espectro IV do reator 1. a) Espectro de IV parte inferior do reator 1 . b) Espectro IV parte superior reator 1.



Fonte: os autores

Figura 32: Espectro IV do reator 2. a) Espectro de IV parte inferior do reator 2 . b) Espectro IV parte superior reator 2.



Fonte: os autores

Para a matéria orgânica, os espectros na região do IV possuem correntemente bandas de absorção alargadas. Como o ambiente químico é bastante complexo, os grupos funcionais de ácidos húmicos podem ocorrer com sobreposições das bandas de absorção (CANELLAS; SANTOS, 2005).

Não foi observada diferença significativa entre os espectros de IV superiores e inferiores dos reatores. Mas foi observada diferença no espectro no decorrer do tempo de compostagem. Tal fato evidencia que a formação de composto humificado está relacionado com o tempo de compostagem e não com os ambientes aeróbios e anaeróbios.

Os principais picos de absorção na região do espectro de IV, analisados no composto dos experimentos referentes aos reatores, estão relacionados na Tabela 9.

Tabela 9: Principais picos de absorção do espectro de Infra Vermelho em diferentes estágios do experimento.

<i>Bandas (cm⁻¹)</i>	<i>Atribuições</i>
3450 - 3270	O-H, N-H de alcoóis, fenóis, ácidos orgânicos
2924 - 2926	C-H de grupos alifáticos (CH ₂ , CH ₃)
1650 - 1660	C=C de anéis aromáticos e C=O
1519 - 1510	C=C de grupos aromáticos, quinonas conjugadas a carboxilas e cetonas
1420 - 1410	C-O, C-O-H; de grupos carboxílicos
1060- 1030	C-O de polissacarídeos

Fonte: os autores

Os espectros exibiram a absorbância em regiões semelhantes, entretanto diferem na intensidade de alguns picos, observando-se a diminuição de picos na região de 2920 cm⁻¹, indicando a biodegradação de grupos alifáticos.

Na região de 1100 cm⁻¹ também ocorre diminuição da intensidade das bandas que podem ser atribuídas a estiramento C-O de polissacarídeos ou substâncias tipo polissacarídeos ou também podem estar atribuídas a impurezas Si-O de silicatos (STEVENSON, 1994).

Observa-se nos espectros de ambos os reatores, Figura 31 e Figura 32, que os espectros apresentam banda larga em 3400 cm⁻¹, devido ao estiramento OH (FIALHO et al., 2010).

O pico próximo a 2315 cm⁻¹ ocorre devido ao CO₂ preso na matriz de KBr (utilizado nas pastilhas para a análise de IV), aparentemente da descarboxilação do grupo COOH (STEVENSON, 1994).

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 carbonicas (CAMPOS; RESSETTI; ZITTEL, 2014).

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 (DROUSSIA et al., 2009).

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).

Nos resultados apresentados no FTIR, os dois reatores mostraram um comportamento semelhante, mas apresentaram uma diferença na intensidade dos picos. Ambos os reatores indicaram que ocorreu a degradação do tabaco misturado com RSO e cepilho. Também demonstraram que o tratamento de maior volume de resíduos tóxicos foi favorável ao processo, com redução de matéria orgânica e formação de composto humificado.

5.5 Avaliação do rendimento do processo

A Tabela 10 apresenta as massas, volumes iniciais e finais e rendimentos encontrados para ambos reatores.

Tabela 10: variação de massa, volume e rendimento dos reatores 1 e 2.

	<i>Massa</i> (kg)		<i>Volume</i> (L)		<i>Variação do volume</i> (%)	<i>Rendimento em massa</i> (%)
	inicial	final	inicial	final		
Reator 1	417,75	296,30	1800	1360	24,44	70,85
Reator 2	482,22	360,23	1599	1101	31,14	74,65

Fonte: os autores

O reator 1 iniciou o processo com um volume aproximado total de composto em 1800 L e após 180 dias atingiu um volume de 1360 L.

O reator 2 iniciou o processo com um volume aproximado total de composto em 1599 L e após 180 dias atingiu volume de 1101 L.

Variações aproximadas das massas totais também sofreram modificações.

Inicialmente o reator 1 estava com massa (quantidade em base umida) de 417,75 kg e ao final do processo de compostagem atingiu a massa de 296,30 kg. O reator 2 inicialmente possuía massa de 482,22 kg e ao final atingiu a massa de 360,23 kg.

Observa-se na Tabela 10 ainda, que o rendimento do reator 1 foi de 70,85 enquanto do reator 2 foi de 74,65%.

Huerta-Pujol et al. (2010) e Yue et al. (2008) comentam que durante o processo de compostagem ocorre a perda de água devido ao aquecimento (fase termófila) o que significa perda da massa. A perda de água, nos dois reatores analisados, ocorreu tanto pela evaporação quanto pela saída de chorume do sistema, o que pode ser comprovado pela variação da umidade durante o processo, os dados referente a variação da umidade estão contidos na Tabela 5.

Huerta-Pujol et al. (2010) relata ainda que durante o processo de compostagem acontece também a redução de poros entre as partículas, ficando o composto mais compactado, ocasionando a redução de volume final, quando comparado ao volume inicial.

Yue et al. (2008) fez estudos com compostagem em pilhas estáticas utilizando lodo, alterando o agente de massa em casca de árvore, farelo de milho e podas de jardim, obteve resultados referentes a variação de volume entre 17% e 31%, justificou a variação volume pela perda de água no processo. Os valores obtidos nos dois reatores compreendem dentro da variação de volume obtido por Yue et al. (2008).

6 Conclusão

Diante dos resultados obtidos a respeito da biodegradação da mistura de tabaco de cigarros contrabandeados, RSO e cepilho, verificou-se que:

O reator facultativo apresenta vantagens tais como: experimento de baixo custo, ausência de odores, controle de umidade e de temperatura, não necessitando de revolvimento do material e de injeção de oxigênio, não necessita de grandes espaços, podendo ser alocados próximos a áreas residenciais e comerciais.

As temperaturas termofílicas foram atingidas, esse aumento foi essencial para a degradação da matéria orgânica e para a eliminação de agentes patogênicos. A umidade alcançou equilíbrio nos reatores até o final do processo.

Os valores de pH tiveram variações nas regiões analisadas, decorrente, possivelmente, da influência da distribuição não uniforme de oxigênio nas camadas analisadas, acarretando a produção de ácidos na fase inicial na camada inferior com a degradação anaeróbia.

A concentração dos metais analisados no composto apresentou-se abaixo dos valores máximos estabelecidos pelas normas CCME e USDA.

O teste de fitotoxicidade e a razão C/N final indicam que o composto atingiu maturidade. O IG demonstrou que a partir de 120 dias, o composto não apresentou toxicidade.

Através da análise de UV-Vis, observou-se uma diminuição da razão E_4/E_6 ; sugerindo um aumento da aromaticidade, sugerindo a formação de substâncias húmicas.

Os espectros obtidos no IV demonstraram a degradação de grupos alifáticos e formação de grupos aromáticos de substâncias húmicas, sugerindo a estabilização da matéria orgânica.

Diante dos resultados satisfatórios, verifica-se que o resíduo de tabaco de cigarros contrabandeados combinado a outros substratos pode ser degradado e, as diferentes proporções desse resíduo não interferiram na eficácia do processo.

Os resultados indicaram rendimento acima de 70% e confirmaram a produção de um composto orgânico estabilizado e maturado, viável para utilização na agricultura.

Contudo, embora os reatores produzidos e avaliados tenham dimensões aumentadas, em relação aos estudos já propostos anteriormente, eles atingiram as características físico-químicas, espectroscópicas e biológicas, sendo, portanto, possível o tratamento por compostagem em reator facultativo com escala de 2000 L.

7 Referências Bibliográficas

- ABNT. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **Amostragem NBR 10007:2004** Associação Brasileira de Normas Técnicas, , 2004.
- ABNT(ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **Compostagem, NBR 13591**, 1996.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**, 2016.
- ABREU, M. J. DE. **Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos** Brasília, DF.Ministério do Meio Ambiente, 2017.
- AGUIAR, A. et al. Mecanismo e aplicações da reação de fenton assistida por compostos fenólicos redutores de ferro. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 223–228, 2007.
- 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.
- 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, p. 4495–4500, 2011.
- ANVISA. **Deteção e Identificação de Bactérias de Importância Médica**, Brasil, 2004.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. WashingtonAmeriacan Public Health Association, 2005.
- BACHA, C. J. C.; BARROS, A. L. M. Reflorestamento no Brasil: evolução recente e perspectivas para o futuro. **Scientia Forestalis**, v. 66, p. 191–203, 2004.
- BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, v. 61, p. 856–881, 2014.
- BASSI, A. B. M. S. **Conceitos Fundamentais em Espectroscopia**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química, 2001.
- BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. [s.l.] Universidade de Coimbra, 2011.
- BERNAL, M. et al. Maturity and stability of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technololy**, v. 63, p. 91–99, 1997.
- BRASIL LEI NO 12.305 DE 02 DE AGOSTO DE 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos;Política Nacional de Resíduos Sólidos**;Brasília, DF.Diário oficial da União, , 2010.

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.

CAMPOS, S. X. DE et al. HOME COMPOSTING USING FACULTATIVE REACTOR. In: MIHAI, D. F.-C. (Ed.). . **Solid Waste Management in Rural Areas**. [s.l.] intech, 2017. p. 103–121.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. **Humosfera : tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. [s.l.] Wiley, 2005.

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.

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

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

CHARNIER, C. et al. Fast characterization of solid organic waste content with near infrared spectroscopy in anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 59, p. 140–148, 2017.

CHEN, Y.; SENESI, N.; SCHNITZER, M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. **Soil Science Society of America journal**, 1977.

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

CNI (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA). **Florestas e indústria: agenda de desenvolvimento** Brasília, 2016.

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

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.

DE WILDE, T. et al. The influence of small- and large-scale composting on the dissipation of pesticide residues in a biopurification matrix. **Journal Scienci Food Agriculture**, v. 90, n. 7, p. 1113–1120, 2010.

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.

DUTRA, R. I. J. P.; NASCIMENTO, S. M.; NUMAZAWA, S. Resíduos de indústria madeireira: caracterização, consequências sobre o meio ambiente e opções de uso. **Revista científica eletrônica de engenharia florestal**, v. 5, 2005.

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.

FELS, L. EL et al. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 87, p. 128–137, 2014.

FENG, P. et al. **Bacteriological Analytical Manual Chapter 4: Enumeration of Escherichia coli and the Coliform Bacteria**. USA, 2002. Disponível em: <www.fda.gov/FOIA/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm>

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **MANUAL PRÁTICO PARA A COMPOSTAGEM DE BÍOSSÓLIDOS**. Londrina: PROSAB - programa de Pesquisa em saneamento Básico- Universidade Estadual de Londrina, 1996.

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, 2010.

FILHO, A. V. S.; SILVA, M. I. V. Importância das Substâncias Húmicas para a Agricultura. In: **Agência Nacional de água (ANA)**. [s.l: s.n.]. v. Audiência.

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.

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.

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

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.

GURUSAMY, R.; NATARAJAN, S. . Current Status on Biochemistry and Molecular Biology of Microbial Degradation of Nicotine. **The ScientificWorld Journal**, p. 1–13, 2013.

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

HUANG, D.-L. et al. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4062–4067, 2010.

HUERTA-PUJOL, O. et al. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 995–1001, 2010.

INCA (INSTITUTO NACIONAL DE COMBATE AO CÂNCER). **Observatório da Política Nacional de Controle ao Tabaco**. Disponível em: <http://www2.inca.gov.br/wps/wcm/connect/observatorio_controle_tabaco/site/home>. Acesso em: 18 mar. 2018a.

INCA (INSTITUTO NACIONAL DE COMBATE AO CÂNCER). **Programa Nacional de controle ao tabagismo**. Disponível em: <http://www2.inca.gov.br/wps/wcm/connect/acoes_programas/site/home/nobrasil/programa-nacional-controle-tabagismo>. Acesso em: 5 mar. 2017b.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos** Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, , 2012.

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

JONES, P.; MARTIN, M. **THE OCCURRENCE AND SURVIVAL OF PATHOGENS OF ANIMALS AND HUMANS IN GREEN COMPOST**The Waste and Resources Action Programme, 2003.

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

KHAYER, A. et al. Olive mill waste composting: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 108–119, 2013.

KIEHL, E. . **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Editora Agrônoma “CERES” LTDA, 1985.

KLOCK, U. et al. **Química da Madeira**. 3^o edição ed. Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná - Fupef, 2005.

KLOCK, U.; ANDRADE, A. S. **QUÍMICA DA MADEIRA**. 4^o ed. Curitiba: [s.n.].

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.

KUMADA, K. **Chemistry of soil organic matter**. first ed. tokyo: ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS, 1987.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Perspective RESEARCH**, 2015.

LIN, J.-G.; CHANG, C.-N.; CHANG, S.-C. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresouce. Technololy**, v. 62, n. 3, p. 85–90, 1997.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A. et al. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 574–584, 2013.

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. 2017.

MESQUITA, D. P. et al. Monitoring biological wastewater treatment processes: recent advances in spectroscopy applications. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, p. 395–424, 2017.

MILAT, A. J. et al. Increasing the scale and adoption of population health interventions: experiences and perspectives of policy makers, practitioners, and researchers. **Health Research Policy & Systems**, v. 12, n. 1, p. 1–20, 2013.

NEBBIOSO, A. .; PICCOLO, A. Basis of a Humeomics Science: Chemical Fractionation and Molecular Characterization of Humic Biosuprastructures. **Biomacromolecules**, v. 12, p. 1187–1199, 2011.

NEBBIOSO, A. .; PICCOLO, A. A. Modification of chemical and conformational properties of natural organic matter by click chemistry as revealed by ESI-Orbitrap mass spectrometry. **Research Paper**, v. 407, p. 8515–8523, 2015.

NEGRÃO, M.; ALMEIDA, A. . **Incineração de resíduos: contexto e riscos associados**.

OKUR, N. et al. Organic Amendment Based on Tobacco Waste Compost and Farmyard Manure: Influence on Soil Biological Properties and Butter-Head Lettuce Yield. **Turkey Journal for Agriculture**, v. 32, p. 91–99, 2008.

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.

PAIVA, D. L. et al. **Introdução a espectroscopia**. [s.l.] Cengage Learning, 2010.

PEGORARO, A. **Quase 70% do contrabando que entra no Brasil é de cigarros vindos do Paraguai**. Disponível em: <<http://www.folhadomate.com/noticias/policia/quase-70-do-contrabando-que-entra-no-brasil-e-de-cigarros-vindos-do-paraguai>>. Acesso em: 29 jan.

2017.

RAZAA, S. et al. Effect of pH During Composting of Municipal Solid Waste. **Pakistan Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 60, n. 2, p. 114–116, 2017.

RESSETTI, 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.

ROSEMBERG, J. **Nicotina: Droga Universal** São Paulo SES/CVE, 2003.

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.

SCHULTEN, H.-R.; SCHNITZER, M. A State of the Art Structural Concept for Humic Substances. **the science of nature**, v. 80, n. 1, p. 29–30, 1993.

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.

SHIELL-DAVIS, K. **Scaling-Up Innovations Evidence Review** WHAT WORKS SCOTLAND, 2015.

SILVA, A. G. et al. Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 13, n. 4, p. 371–379, 2008.

SILVA, C. P. et al. Determination of Smuggled Cigarette Characteristics in Brazil and Their Potential Risk to the Human Health. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 8, n. 3, p. 127–137, 2016.

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, 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, 2014a.

SILVA, S. T. DA et al. Combate ao Tabagismo no Brasil: a importância estratégica das ações governamentais. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 9, n. 2, p. 539–552, 2014b.

SIQUEIRA, J. O. **Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas**. Brasília: MEC, 1998.

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

TAKEUCHI, T. M. **Extração supercrítica de macela, cravo-da-índia e vetiver: aspectos tecnológicos e econômicos**. [s.l.] Universidade Estadual de Campinas, 2009.

TORRES, I. F. et al. The role of lignin and cellulose in the carbon-cycling of degraded soils

under semiarid climate and their relation to microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 75, p. 152–160, 2014.

TUOMELA, M. et al. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 169–183, 2000.

US.EPA. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge** United States Environmental Protection Agency, , 2003. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-625-r-92-013.pdf>>

WANG, L. et al. Fluorescence characteristics of dissolved organic matter during composting at low carbon/nitrogen ratios. **Waste Management & Research**, v. 31, n. 2, p. 203–211, 2013a.

WANG, S.-P. et al. Aerobic composting of distilled grain waste eluted from a Chinese spiritmaking process: The effects of initial pH adjustment. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 778–785, 2017a.

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, 2017b.

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, 2013b.

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.

WICKINGS, K. et al. The origin of litter chemical complexity during decomposition. **Ecology Letters**, v. 15, p. 1180–1188, 2012.

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.

WU, C. et al. Stimulation of waste decomposition in an old landfill by air injection. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 66–74, 2016.

XIE, S. et al. Anaerobic co-digestion: A critical review of mathematical modeling for performance optimization. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 498–512, 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.

YEN, H.-W.; BRUNE, D. E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 130–134, 2007.

YUE, B. et al. Pile settlement and volume reduction measurement during forced-aeration static composting. **Bioresource Technology**, v. 99, p. Bioresource Technology, 2008.

ZENG, J. et al. Dynamics of oxygen supply and consumption during mainstream large-scale composting in China. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 104–109, 2016.

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, 2018.