

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ASSOCIADO UEL/UEPG/UNICENTRO
DOUTORADO EM QUÍMICA

ROLAN RONEY RESSETTI

ESTUDO COMPARATIVO SOBRE A AÇÃO DE COMPOSTO, BIOCARVÃO E
CELULASE NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE TABACO EM REATOR
FACULTATIVO

PONTA GROSSA

2024

ROLAN RONEY RESSETTI

ESTUDO COMPARATIVO SOBRE A AÇÃO DE COMPOSTO, BIOCARVÃO E
CELULASE NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE TABACO EM REATOR
FACULTATIVO

Tese apresentada como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor em Química no
Programa de Pós-Graduação Associado
UEL/UEPG/UNICENTRO da Universidade
Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de
Campos

PONTA GROSSA

2024

R435 Ressetti, Rolan Roney
Estudo comparativo sobre a ação de composto, biocarvão e celulase no processo de compostagem de tabaco em reator facultativo / Rolan Roney Ressetti. Ponta Grossa, 2024.
85 f.

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

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1. Compostagem. 2. Aditivos - compostagem. 3. Composto. 4. Biocarvão. 5. Celulase. I. Campos, Sandro Xavier de. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Química. III.T.

CDD: 540

TERMO DE APROVAÇÃO

ROLAN RONEY RESSETI

“ESTUDO COMPARATIVO SOBRE A AÇÃO DE COMPOSTO, BIOCARVÃO E CELULASE NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE TABACO EM REATOR FACULTATIVO”

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

Documento assinado digitalmente
gov.br SANDRO XAVIER DE CAMPOS
Data: 12/12/2024 10:59:30-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

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



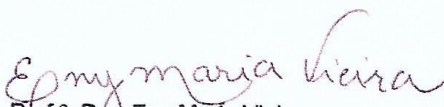
Prof.^a Dra. Elaine Regina Lopes Tiburtius
UEPG/PR



Prof.^a Dra. Vanessa Egéa dos Anjos
UEPG/PR



Prof.^a Dra. Sueli Percio Quinaia
UNICENTRO/PR



Prof.^a Dra. Eny Maria Vieira
IQSC/USP

Ponta Grossa, 05 de dezembro de 2024

À minha mulher Joslaine de Fátima Anhaia Ressetti.

Aos meus filhos Danielle Christiana Ressetti Dall'Agnol e Rodrigo Immanuel Ressetti.

Aos meus netos João Gabriel Dall'Agnol e Maria Júlia Dall'Agnol.

À minha avó Erina Bandechi Brandão (*in memoriam*).

Aos meus pais Ephigênia Lais Ressetti (*in memoriam*) e Acyr Antonio Ressetti (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos, pela amizade, compreensão, incentivo e ajuda incondicional. Minha eterna gratidão e respeito.

À minha colega e amiga, a Doutoranda Karine Marcondes da Cunha, pelo valioso auxílio prestado em diversas ocasiões.

Ao Prof. Dr. Ruben Auccaise Estrada.

Ao Prof. Dr. Jarem Raul Garcia.

Às Profas. Dras. Elaine Regina Lopes Tiburtius, Vanessa Egéa dos Anjos, Eny Maria Vieira, Sueli Pérsio Quinaia e Christiana Andrade Pessoa.

Aos meus colegas: Danilo Gabriel dos Santos Matos e Milene Fernanda Bornat Machado, sempre prestativos.

A todos os professores e funcionários da UEPG que contribuíram para o andamento deste trabalho.

RESUMO

Uma das alternativas mais viáveis para o tratamento de vários resíduos orgânicos, inclusive tabaco de cigarros apreendidos, é a compostagem em reator facultativo. Existem muitos estudos sobre a utilização de aditivos para otimizar a compostagem, melhorando a qualidade do produto final e/ou reduzindo o tempo do processo. Porém não são encontrados trabalhos comparando a ação de diferentes aditivos, agindo individualmente, em um mesmo substrato. Neste trabalho foi realizado um estudo comparativo sobre a influência de três aditivos (composto, biocarvão e celulase), na compostagem de tabaco de cigarros apreendidos, com resíduos orgânicos alimentares e serragem, em reator facultativo. Foram confeccionados quatro reatores. Em um dos reatores foi adicionado apenas o substrato, nos demais foram adicionados os aditivos, separadamente, um em cada reator, de acordo com as proporções recomendadas pela literatura. O monitoramento do processo e a avaliação do composto obtido foram realizados por meio de parâmetros físico-químicos, espectroscópicos e análise de fitotoxicidade. As temperaturas dos reatores atingiram picos de até 60 °C, mantendo-se em torno de 50 °C, durante a fase termofílica, nos três reatores com aditivos, sendo suficientes para atingir a estabilidade do composto. Aos 110 dias, o índice de germinação de sementes (IGS) superou 95 %, nos três reatores com aditivos. Em todos os reatores a redução das relações E_2/E_3 e E_4/E_6 (UV/Vis) e os dados obtidos por FTIR e RMN de ^{13}C , indicaram que ocorreu a degradação das moléculas mais simples, aumento dos índices de humificação e de agrupamentos aromáticos condensados. Os dados obtidos demonstraram a eficiência dos aditivos na compostagem para o tratamento de tabaco em reator facultativo, pois apresentaram melhores resultados que do reator de referência. O biocarvão foi o aditivo que demonstrou maior eficiência, seguido pela celulase, em segundo lugar, e pelo composto, em terceiro lugar.

Palavras-chave: Compostagem; aditivos na compostagem; composto; biocarvão; celulase.

ABSTRACT

One of the most viable alternatives for the treatment of various organic wastes, including tobacco from seized cigarettes, is composting in a facultative reactor. There are many studies on the use of additives to optimize composting, improving the quality of the final product and/or reducing the process time. However, no studies have been found comparing the action of different additives acting individually on the same substrate. In this work, a comparative study was carried out on the influence of three additives (compost, biochar and cellulase) on the composting of tobacco from seized cigarettes, with organic food waste and sawdust, in a facultative reactor. Four reactors were built. In one of the reactors, only the substrate was added, while in the others the additives were added separately, one in each reactor, according to the proportions recommended in the literature. The process was monitored and the evaluation of the compost obtained was carried out by means of physical-chemical and spectroscopic parameters and phytotoxicity analysis. The reactor temperatures reached peaks of up to 60 °C, remaining around 50 °C during the thermophilic phase in the three reactors with additives, which was sufficient to achieve compost stability. At 110 days, the seed germination index (SGI) exceeded 95% in the three reactors with additives. In all reactors, the reduction in the E_2/E_3 and E_4/E_6 (UV/Vis) ratios and the data obtained by FTIR and ^{13}C NMR indicated that degradation of the simplest molecules occurred, and there was an increase in the humification indexes and condensed aromatic clusters. The data obtained demonstrated the efficiency of the additives in composting for the treatment of tobacco in a facultative reactor, as they presented better results than those of the reference reactor. Biochar was the additive that demonstrated the greatest efficiency, followed by cellulase in second place, and compost in third place.

Keywords: Composting; additives in composting; compost; biochar; cellulase.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 -	Impacto do biocarvão na degradação e humificação da matéria orgânica durante a compostagem.....	24
Figura 02 -	Processos de conversão de nitrogênio, durante a compostagem.....	25
Figura 03 -	Representação esquemática da ação catalítica da celulase no complexo celulolítico.....	29
Figura 04 -	Desenho com as dimensões dos reatores.....	42
Figura 05 -	Reator. Visão frontal.....	43
Figura 06 -	Reator. Visão lateral.....	43
Figura 07 -	Reator. Tampa.....	43
Figura 08 -	Reator. Fundo (sistema de drenagem).....	43
Figura 09 -	Variação da temperatura em função do tempo; do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 1 (reator padrão).....	50
Figura 10 -	Variação da temperatura em função do tempo; do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 2 (reator com composto).....	51
Figura 11 -	Variação da temperatura em função do tempo; do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 3 (reator com biocarvão).....	51
Figura 12 -	Variação da temperatura em função do tempo; do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 4 (reator com celulase).....	52
Figura 13 -	Temperatura das partes inferiores dos reatores (em °C), em função do tempo (em dias).....	54
Figura 14 -	Temperatura das partes superiores dos reatores (em °C), em função do tempo (em dias).....	56
Figura 15 -	Umidade do material compostado, das regiões inferiores e superiores dos reatores, em diferentes etapas do processo.....	57

Figura 16 -	Variação do pH do material compostado, das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores, em diferentes fases do processo.....	58
Figura 17 -	Reator 1 (padrão), parte inferior.....	60
Figura 18 -	Reator 1 (padrão), parte superior.....	60
Figura 19 -	Reator 2 (composto), parte inferior.....	61
Figura 20 -	Reator 2 (composto), parte superior.....	61
Figura 21 -	Reator 3 (biocarvão), parte inferior.....	61
Figura 22 -	Reator 3 (biocarvão), parte superior.....	61
Figura 23 -	Reator 4 (celulase), parte inferior.....	61
Figura 24 -	Reator 4 (celulase), parte superior.....	61
Figura 25 -	Razões $1652/2930\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-alifático), $1652/1116\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C polissacarídeos) e $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ (C-fenólico/C aromático-N), das regiões inferiores (I) e das regiões superiores (S) dos quatro reatores, com 30, 90 e 140 dias.....	63
Figura 26 -	Reator 1, parte inferior.....	65
Figura 27 -	Reator 1, parte superior.....	65
Figura 28 -	Reator 2, parte inferior.....	65
Figura 29 -	Reator 2, parte superior.....	65
Figura 30 -	Reator 3, parte inferior.....	65
Figura 31 -	Reator 3, parte superior.....	65
Figura 32 -	Reator 4, parte inferior.....	66
Figura 33 -	Reator 4, parte superior.....	66
Figura 34 -	Variação da razão E_2/E_3 em função do tempo (em dias), das partes inferiores e superiores, dos quatro reatores.....	67
Figura 35 -	Variação da razão E_4/E_6 em função do tempo (em dias), das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores.....	69
Figura 36 -	Espectros de RMN de ^{13}C das amostras sólidas das substâncias húmicas extraídas das regiões inferiores dos reatores, no final do processo de biodecomposição.....	70

Figura 37 - Espectros de RMN de ^{13}C das amostras sólidas das substâncias húmicas extraídas das regiões superiores dos reatores, no final do processo de biodecomposição.....	71
Figura 38 - Distribuição relativa do sinal em relação ao deslocamento químico (ppm) em Espectros de RMN de ^{13}C dos HA obtidos no final do processo (140 dias)., das regiões inferiores (I) e superiores (S), dos reatores.	71
Figura 39 - Índice de germinação de sementes (IGS) em função do tempo (em dias), das regiões inferiores e superiores, dos reatores.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do composto.....	44
Tabela 2 - Características do biocarvão de bambu.....	45
Tabela 3 - Composição, em massa, do substrato dos reatores.....	46

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
AH – Ácidos húmicos
AF – Ácidos fúlvicos
BWG – Birmingham Wire Gauge
CE – Condutividade elétrica
CP – Polarização cruzada
CTC – Capacidade de troca catiônica
DD – Desacoplamento defasado
ECU – Endoglucanase Units
 E_2/E_3 – Razão entre as absorbâncias em 250 nm e 365 nm
 E_4/E_6 – Razão entre as absorbâncias em 465 nm e 665 nm
FTIR – Infravermelho com Transformada de Fourier
IGS – Índice de germinação de sementes
IHSS – Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas
IV – Infravermelho
MAS - Rotação em torno do ângulo mágico
MO – Matéria orgânica
PP – Polipropileno
RMN – Ressonância magnética nuclear
RSO – Resíduos sólidos orgânicos
RSU – Resíduos sólidos urbanos
SH – Substâncias húmicas
TMS – Tetrametilsilano
UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa
UV-Vis – Ultravioleta/visível

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	COMPOSTAGEM	17
3.2	COMPOSTAGEM EM REATOR FACULTATIVO	18
3.3	ADITIVOS	19
3.3.1	Composto	19
3.3.2	Biocarvão ou <i>biochar</i>	22
3.3.3	Celulase	28
3.4	PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO EMPREGADOS NO MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E NA CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO OBTIDO	31
3.4.1	Umidade	31
3.4.2	Temperatura	32
3.4.3	pH	33
3.4.4	Espectroscopia no infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) .	34
3.4.5	Espectroscopia no ultravioleta/visível (UV-Vis)	35
3.4.6	Espectroscopia de ressonância magnética nuclear de ¹³ C (RMN de ¹³ C)	38
3.4.7	Índice de germinação de sementes (IGS)	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1	CONSTRUÇÃO DOS REATORES	42
4.2	PREENCHIMENTO DOS REATORES	44
4.3	AMOSTRAGEM	46
4.4	TEMPERATURA	46
4.5	UMIDADE	46
4.6	pH	47
4.7	ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)	47
4.8	ESPECTROSCOPIA NO ULTRAVIOLETA/VISÍVEL (UV-VIS)	47
4.9	EXTRAÇÃO DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS (SH)	48

4.10 ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA NUCLEAR DE ^{13}C (RMN DE ^{13}C)	48
4.11 ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES (IGS)	49
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
5.1 TEMPERATURA	50
5.2 UMIDADE	57
5.3 pH	58
5.4 ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)	59
	64
5.5 ESPECTROSCOPIA DE ULTRAVIOLETA/VISÍVEL (UV-VIS)	
5.5.1 Razão E_2/E_3	67
5.5.2 Razão E_4/E_6	68
5.6 ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA NUCLEAR DE ^{13}C (RMN DE ^{13}C)	70
5.7 ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES (IGS)	73
6 CONCLUSÕES	75
7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	76
REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas enfrentados atualmente pela humanidade é a geração de resíduos, a qual tem aumentado exponencialmente, chegando a níveis preocupantes, devido à produção desenfreada, impelida pela sociedade de consumo capitalista e globalizada.

Segundo o Site Oficial do Governo Brasileiro (GOV.BR, 2023a), de acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos 2023, elaborado pela ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, estima-se que o brasileiro tenha gerado uma média de 1,04 kg de RSU (Resíduos Sólidos Urbanos) por dia em 2022, o que corresponde a aproximadamente 77,1 milhões de toneladas de RSU geradas no país em 2022. Isso corresponde a mais de 211 mil toneladas de resíduos geradas por dia, ou cerca de 380 kg/habitante/ano.

No Brasil, estima-se que 61% dos RSU coletados em 2022 foram encaminhados para aterros sanitários, correspondendo a 43,8 milhões de toneladas de resíduos, e 39% dispostos irregularmente.

Os aterros não representam a solução ideal, apresentando vários inconvenientes como a produção de metano e outros gases poluentes e tóxicos (responsáveis pelo odor desagradável), a formação de chorume, a proliferação de vetores, a possibilidade de contaminação dos lençóis freáticos e o longo período para a estabilização do solo do aterro, entre outros.

Cerca de 50 a 60 % dos RSU são compostos por resíduos sólidos orgânicos (RSO). Uma das alternativas mais viáveis para o tratamento destes resíduos é a sua biodecomposição ou compostagem, gerando um composto estabilizado, livre de toxicidade e rico em substâncias húmicas, para ser aplicado ao solo.

Por meio da compostagem podem ser tratados diversos substratos residuais entre os quais: RSO, resíduos agrícolas e agroindustriais, lodo de esgoto, lodo de tratamento de resíduos industriais e tabaco de cigarros apreendidos.

Os cigarros contrabandeados, que têm sido apreendidos em quantidades cada vez maiores, também constituem outro tipo de resíduo orgânico que pode ser tratado pelo processo de compostagem. O destino mais comum dado a esses cigarros tem sido a incineração, resultando na emissão de CO₂ e outras substâncias tóxicas e poluentes como hidrocarbonetos aromáticos, acetato de fenol, amônia, entre outras.

Por meio da compostagem evita-se o grande problema da emissão de gases altamente poluentes, transformando esse tabaco em um composto para ser aplicado ao solo.

A compostagem em reatores tem se mostrado uma tecnologia bastante eficiente e promissora para o tratamento adequado de diversos tipos de RSO (inclusive tabaco de cigarros apreendidos) quando comparada aos processos convencionais de compostagem, em leiras ou valas.

Também existem muitos estudos sobre a utilização de aditivos para otimizar a compostagem, melhorando a qualidade do produto final e/ou reduzindo o tempo do processo. Porém não são encontrados trabalhos comparando a ação de diferentes aditivos, agindo individualmente, em um mesmo substrato. Neste trabalho foi realizado um estudo comparativo sobre a influência de três aditivos: composto (produto da compostagem), biocarvão e celulase, na compostagem de tabaco em reator facultativo.

O monitoramento do processo de compostagem e a avaliação do composto produzido, podem ser realizados por meio de parâmetros físico-químicos, espectroscópicos e análise de fitotoxidade, os quais permitem avaliar a evolução da estabilidade, da maturidade e a formação de substância húmicas.

Desta forma, a compostagem em reatores facultativos constitui uma das alternativas mais viáveis para o tratamento de uma grande variedade RSO, inclusive de tabaco de cigarros apreendidos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Realizar um estudo comparativo sobre a ação de três aditivos (composto, biocarvão e celulase) no processo de compostagem, em reator facultativo, de um substrato composto por tabaco, resíduos sólidos orgânicos e serragem.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar, empregando técnicas convencionais (temperatura, umidade, pH e IGS), a ação de três aditivos (composto, biocarvão e celulase) no processo de compostagem, de um substrato composto por tabaco, resíduos sólidos orgânicos e serragem, em reator facultativo.
- Comparar, empregando técnicas espectroscópicas (Uv/Vis, FTIR e RMN de ^{13}C), a ação de três aditivos (composto, biocarvão e celulase) no processo de compostagem, de um substrato composto por tabaco, resíduos sólidos orgânicos e serragem, em reator facultativo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 COMPOSTAGEM

Um dos grandes problemas enfrentados atualmente pela humanidade é a geração de resíduos. Dentre os resíduos sólidos urbanos (RSU) cerca de 50 a 60% são constituídos de resíduos sólidos orgânicos (RSO). Uma das alternativas mais viáveis para o tratamento destes resíduos é a sua biodecomposição ou compostagem, gerando um composto para ser aplicado ao solo (Ressetti; Campos, 2020).

Por meio da compostagem, através da degradação microbiológica, ocorre a eliminação de patógenos, a imobilização de nutrientes (disponibilizados por mais tempo no solo) e a fixação de metais tóxicos (que têm seu efeito neutralizado), gerando um composto com grandes vantagens para ser empregado como adubo orgânico (Asadu et al., 2019; Awasthi et al., 2020; Bian et al., 2019; Chaher et al., 2020; Chen et al., 2020; Pergola et al., 2018; Reyes-Torres et al., 2018; Sokač et al., 2022).

Desta forma resíduos poluentes orgânicos são degradados pela atividade de diversos microrganismos, promovendo a decomposição de substâncias tóxicas. Portanto, por meio da compostagem, podem ser tratados diversos substratos residuais (como resíduos sólidos orgânicos, resíduos agrícolas e agroindustriais, lodo de esgoto, lodo de tratamento de resíduos industriais, tabaco de cigarros contrabandeados apreendidos, resíduos de tabaco, etc.) transformando estes materiais poluentes e tóxicos em um composto estabilizado, livre de fitotoxicidade, rico em substâncias húmicas (SH), para ser aplicado ao solo (Almeida et al., 2021; Asadu et al., 2019; Awasthi et al., 2020; Bian et al., 2019; Chaher et al., 2020; Chen et al., 2020; Di et al., 2022; Pergola et al., 2018; Reyes-Torres et al., 2018; Sokač et al., 2022; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

A compostagem costuma ser realizada em leira ou valas, o que requer espaço, abrigo contra as intempéries, revolvimento periódico, controle da temperatura e da umidade e possibilidade de atrair insetos e vetores. Porém a compostagem também pode ser realizada em Reatores (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

3.2 COMPOSTAGEM EM REATOR FACULTATIVO

Os reatores facultativos são constituídos por recipientes fechados que possuem orifícios na parte superior (tampa) para que ocorra uma aeração passiva no interior do reator. Este processo de compostagem tem se revelado uma excelente alternativa para o gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos e diversos outros tipos de resíduos, inclusive tabaco de cigarros contrabandeados apreendidos, apresentando diversas vantagens como baixo custo, necessidade de espaço reduzido e acompanhamento desnecessário (não há necessidade de revolvimento periódico do material, nem controle da temperatura e umidade). O substrato a ser compostado é simplesmente misturado e colocado no reator, onde o processo ocorre naturalmente, de forma espontânea. Além disso não atrai insetos e vetores, nem produz odores indesejados, lixiviados (que ficam retidos no fundo do reator) ou poluentes (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

Segundo Cunha e Campos (2023) parte do processo nesse sistema ocorre por biodegradação aeróbica e parte por degradação anaeróbica, o que resulta em grandes vantagens. Os orifícios existentes na parte superior (tampa) permitem a entrada de ar, possibilitando a ocorrência de uma fase predominantemente aeróbica, nas camadas superiores do substrato. A fase predominantemente anaeróbica ocorre nas camadas inferiores do substrato, devido à compactação ocasionado pelo peso das camadas superiores, reduzindo o fluxo de ar. Os gases responsáveis pelo mau odor, produzidos pela fase anaeróbica, são absorvidos e eliminados pela camada superior, aeróbica (Cunha et al., 2018).

O monitoramento do processo e a estabilidade e maturidade do composto produzido, em reatores facultativos, têm sido avaliadas por meio de análises físico-químicas (temperatura, umidade, pH, relação C/N, etc.), técnicas espectroscópicas (FTIR, UV-Vis e RMN de ^{13}C) e fitotoxicidade (IGS), e têm demonstrado a eficiência do processo. A qualidade do composto final também tem sido confirmada por meio da determinação da concentração de metais tóxicos e da ausência de microrganismos patogênicos (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

O tabaco de cigarros contrabandeados, que são apreendidos, constitui uma parcela significativa de resíduos que podem ser tratados através da compostagem em reatores facultativos, juntamente com resíduos sólidos orgânicos (Almeida et al., 2021; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

De acordo com o Site Oficial do Governo Brasileiro (GOV.BR, 2023b), em 2022 a Receita Federal destruiu 180 milhões de maços de cigarros contrabandeados apreendidos, o equivalente a 5300 toneladas de cigarros.

O destino mais comum dado aos cigarros contrabandeados apreendidos tem sido a incineração, o que resulta na emissão de CO₂ e outras substâncias tóxicas e poluentes como hidrocarbonetos aromáticos, acetato de fenol, amônia, entre outras (Zittel et al., 2018a).

Por meio da compostagem evita-se o grande problema da emissão de gases altamente poluentes, devido à incineração, transformando esse tabaco em um composto para ser aplicado ao solo (Almeida et al., 2021; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

3.3 ADITIVOS

De acordo com Reyes-Torres et al. (2018), em sua revisão sistemática sobre compostagem, uma das estratégias mais promissoras para otimizar o processo de compostagem, melhorando a qualidade do produto final e/ou reduzindo a duração do processo, é o emprego de aditivos.

Neste trabalho foi realizado um estudo comparativo sobre a ação de três aditivos (Composto, Biocarvão e Celulase) no processo de compostagem, em reator facultativo, empregando um substrato composto por tabaco de cigarros apreendidos, resíduos sólidos orgânicos e serragem.

3.3.1 Composto

Dentre os aditivos, os inoculantes têm sido objeto de muitos estudos, tendo se revelado eficientes na otimização do processo de compostagem (Awasthi et al., 2018b; Hemati; Aliasgharzad; Khakvar, 2018; Krusir et al., 2019; Song et al., 2018a, 2018b; Wei et al., 2019; Yang et al., 2018).

Os inoculantes são microrganismos adicionados ao material a ser compostado com o objetivo de melhorar as qualidades do produto final e/ou diminuir o tempo do processo (Awasthi et al., 2018b; Heidarzadeh; Amani; Javadian, 2019; Hemati; Aliasgharzad; Khakvar, 2018; Krusir et al., 2019; Song et al., 2018a, Song et al., 2018b; Wei et al., 2019; Yang et al., 2018).

Existem trabalhos sobre a utilização de composto pronto como material de volume e inoculante, para otimizar o processo de compostagem, uma vez que o composto é um material rico em microrganismos decompositores que promovem o processo de biodegradação (Kato; Miura, 2008; Karnchanawong; Nissaikla, 2014; Ma et al., 2019; Ressetti; Campos, 2020; Yeh et al., 2020; Sanadi et al., 2020; Yeh et al., 2020; Wang; Tang; Yuan, 2022; Yang; Zhang, 2022).

No composto são abundantes os gêneros *Pseudoxanthomonas* (também encontrados em solo fértil, lodo e águas residuais), bactérias celulolíticas, capazes de degradar a celulose e a lignocelulose, controlar nematoides e fungos parasitas de plantas, promovendo o seu crescimento (Mohammadipour et al., 2021; Morales-Borrell et al., 2020). Outros gêneros abundantes no composto são *Chelativorans* (também presentes em ambientes ricos em nutrientes orgânicos, como solo da rizosfera e lodo), que incluem várias bactérias *Gramnegativas* aeróbicas, as quais podem secretar metabólitos secundários, como bacteriocinas, produção de terpenos e ectoína, benéficos para crescimento das culturas (Meng et al., 2021). Os gêneros de *Cellvibrio*, que incluem várias bactérias celulolíticas mesófilas, que secretam hidrolases de celulose e desempenham um papel importante na compostagem de resíduos com lignocelulose (Sung et al., 2021).

A adição de composto aumenta a abundância de bactérias relacionadas à maturidade durante o estágio inicial, e essas bactérias (principalmente *SBR1031* e *Actinomarinales*), crescem novamente durante o estágio de resfriamento, promovendo a maturidade do composto. A adição de composto aumenta a abundância de *Ureibacillus*, *Lysinibacillus*, *Limochordaceae* e *Tepidimicrobium*, melhorando o metabolismo de aminoácidos e carboidratos, promovendo a degradação da matéria orgânica e a nitrificação, inibindo a amonificação e a desnitrificação, originando um composto de melhor qualidade, podendo também diminuir o tempo de compostagem (Wang; Tang; Yuang, 2022).

Kato e Miura (2008), em seu estudo sobre o efeito de um composto, como agente de volume e inoculação na comunidade microbiana e na maturidade do composto de esterco bovino, constataram que a utilização de um composto obtido anteriormente, como agente de volume e inoculação para a produção subsequente de um novo composto, acelerou a sucessão da comunidade microbiana e ajudou a manter a sua diversidade durante o processo, reduzindo o período de compostagem.

Karnchanawong e Nissaikla (2014), em sua pesquisa sobre os efeitos da inoculação microbiana na compostagem de resíduos sólidos orgânicos, compararam a utilização de dois inoculantes populares comercialmente disponíveis na Tailândia com o emprego de um composto. A conclusão final foi de que os inoculantes comerciais, para facilitar a compostagem do lixo orgânico doméstico, podem ser substituídos por um composto, o qual produz os mesmos efeitos.

Ma et al. (2019) em seu trabalho sobre a influência da inoculação de composto maturado na compostagem de lodo de esgoto, concluíram que a utilização de composto amadurecido como agente de volume, misturado com serragem, melhorou significativamente a uniformidade da comunidade bacteriana e afetou a estrutura das comunidades bacteriana e fúngica, ao mesmo tempo em que alterou a correlação entre alguns microrganismos funcionais e as atividades enzimáticas, otimizando o processo de compostagem.

Yang et al. (2020) em seu estudo sobre o desempenho de um composto no controle de emissões gasosas na compostagem de resíduos alimentares, concluíram que a sua utilização reduz significativamente a emissão de gases de efeito estufa, inclusive de amônia, conservando o nitrogênio, melhorando a qualidade do composto obtido.

Sanadi et al. (2020) em seu estudo sobre o efeito de composto no processo de compostagem e na qualidade do produto final, concluíram que a adição de 25 % (em massa) de composto promove o desempenho da compostagem, acelerando o processo e originando um produto final de melhor qualidade.

Yeh et al. (2020) em seu estudo sobre otimização dos parâmetros de compostagem de resíduos alimentares e avaliação da geração de calor investigaram o teor de umidade inicial ideal e a quantidade de semente com composto, necessários para uma compostagem eficaz. Concluindo que os teores iniciais de umidade de 55-70% e 20% (em massa) de composto maturado são ótimos para uma compostagem eficaz de resíduos alimentares.

Wang, Tang e Yuan (2022) em seu estudo sobre a melhoria da eficiência da compostagem de resíduos alimentares com adição de composto demonstraram que a adição de composto aumentou a degradação da matéria orgânica e encurtou o período de compostagem. A análise da dinâmica microbiana revelou que a adição de composto aumentou as bactérias relacionadas à maturidade durante o estágio inicial, as quais tornaram a se desenvolver mais facilmente durante o estágio de resfriamento, diminuindo assim o tempo de compostagem. A adição de composto também aumentou a abundância de bactérias relacionadas à degradação da matéria orgânica, fornecendo um ambiente de temperatura, que promoveu a função de metabolismo de aminoácidos e carboidratos.

Yang e Zhang (2022) em seu trabalho sobre a adição de composto maturado para melhorar a compostagem de resíduos verdes concluíram que a adição de 25 % de composto (em massa) resultou em um produto de melhor qualidade em apenas 40 dias.

3.3.2 Biocarvão ou *biochar*

O biocarvão ou *biochar* é um aditivo, cujo custo não irá encarecer demasiadamente o processo de modo a torna-lo inviável, que tem se revelado eficiente na otimização do processo da compostagem, tendo sido bastante citado na literatura (Akdeniz, 2019; Du et al., 2019; Liu, Wang, Lei, 2019; Ressetti; Campos, 2020; Sánchez-Monedero et al., 2018; Wang et al., 2021; Waqas et al., 2017; Zhou et al., 2019).

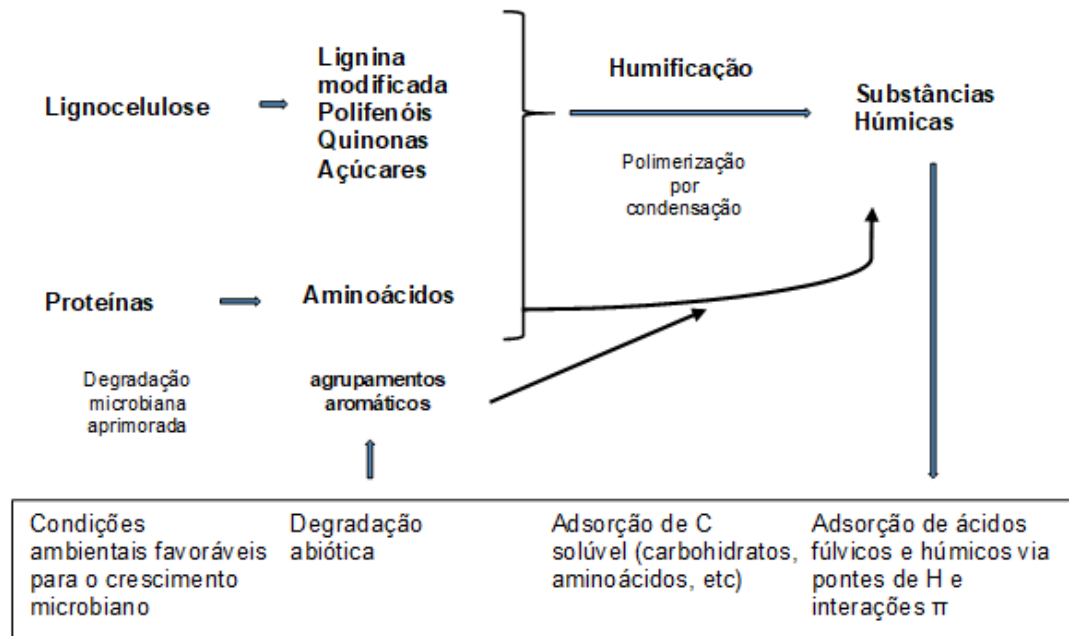
O biocarvão é um material rico em carbono, obtido pela pirólise de biomassa em ambiente com limitação de oxigênio, que pode melhorar a qualidade do solo, devido ao aumento da microporosidade, à reserva de carbono, à retenção de água e à sua capacidade ativa de adsorção de cátions do solo e da água de irrigação, sendo também utilizado como aditivo na compostagem (Marmioli et al., 2018; Reyes-Torres et al., 2018; Sánchez-Monedero et al., 2018; Zhang et al., 2018).

Um dos principais impactos do biocarvão na compostagem está relacionado ao seu potencial para promover o crescimento microbiano e aumentar a sua diversidade. A adição de biocarvão pode modificar os principais parâmetros físico-químicos que afetam o crescimento microbiano, como teor de umidade, aeração, disponibilidade de nutrientes e pH. A estrutura porosa do biocarvão e sua capacidade de aeração e de

retenção de água e de nutrientes, em sua grande área superficial, fornecem um habitat adequado para microrganismos, particularmente bactérias, actinomicetos e fungos. E essa adequação do biocarvão como habitat para microrganismos é ainda melhorada por sua capacidade de adsorver toxinas que, de outra forma, inibiriam o crescimento microbiano. Desta forma a maior atividade microbiana, no substrato contendo biocarvão, leva a uma degradação mais intensa da matéria orgânica durante o processo, o que ocasiona uma maior elevação da temperatura, na fase termofílica. Este aumento da atividade microbiana apresenta vários benefícios, intensificando a degradação da matéria orgânica, podendo reduzir o tempo de compostagem e/ou originar um composto de melhor qualidade. Diferentes frações de matéria orgânica, como proteínas e outros biopolímeros complexos como a lignocelulose, são degradadas, durante a compostagem, em compostos orgânicos mais simples: peptídeos e aminoácidos simples, pequenos carboidratos e compostos fenólicos. Esses compostos são utilizados pelos microrganismos como fonte de carbono e energia, mas também podem participar de outras reações que ocorrem na matriz de compostagem, como na formação de substâncias húmicas. O biocarvão também pode favorecer o processo de humificação por adsorção, em sua superfície, de compostos facilmente degradáveis e porções aromáticas derivadas do material compostado, protegendo-os da decomposição microbiana. Contribui para a obtenção de um composto com maior teor de P, K, Ca e Mg, o que está relacionado a sua superfície carregada negativamente que atrai cátions K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} através de interações eletrostáticas, impedindo que os mesmos sejam lixiviados. Promove o aumento do nitrogênio total, por proporcionar um ambiente favorável às bactérias nitrificantes, e a diminuição das perdas de nitrogênio devido a adsorção de NH_4^+ e NH_3 volátil. Apresenta grande afinidade com metais tóxicos, promovendo sua imobilização, de modo que os mesmos não serão eliminados, mas terão sua mobilidade significativamente reduzida, diminuindo o risco de sua migração para o meio ambiente. Absorve poluentes orgânicos dos mais variados tipos, o que reduz sua concentração biodisponível e, além disso, estimula a proliferação de microrganismos potencialmente capazes de degrada-los. Diminui emissão de CO_2 , devido a sua sorção, e estimula o desenvolvimento de microrganismos metanotróficos, reduzindo a emissão de CH_4 (Akdeniz; 2019; Godlewska et al.; 2017; Sanchez-Monedero, et al., 2018).

A Figura 1 representa o impacto do biocarvão na degradação e humificação da matéria orgânica durante a compostagem.

Figura 1. Impacto do biocarvão na degradação e humificação da matéria orgânica durante a compostagem.



Fonte: Adaptado de Sanchez-Monedero et al. (2018).

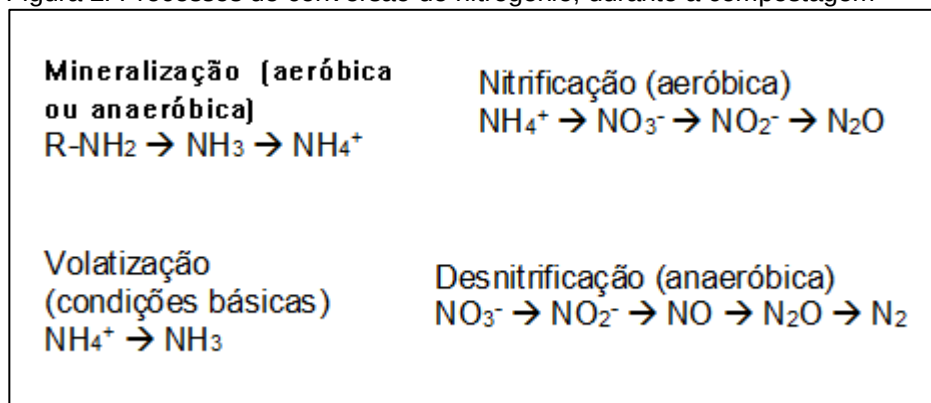
O biocarvão diminui a emissão de amônia, o que acarreta vários benefícios. O NH_3 é um gás de efeito estufa indireto que contribui para a emissão de odores, e sua emissão, a partir do composto, também representa uma perda de nitrogênio, o que reduz o valor fertilizante do composto final. O efeito do biocarvão nas emissões de NH_3 é frequentemente explicado em termos de dois mecanismos: (1) adsorção de NH_3 e NH_4^+ na sua superfície, o que leva a menores perdas de NH_3 , e (2) a criação de condições favoráveis para bactérias nitrificantes, que transformam amônia em nitrato e, assim, retêm nitrogênio no composto (Akdniz; 2019).

O biocarvão também diminui a emissão de gases de efeito estufa. Durante a compostagem, as fontes de carbono são usadas como fontes de energia e convertidas em CO_2 , cuja emissão não é considerada como contribuindo para a emissão de gases de efeito estufa, pois faz parte do ciclo de curto prazo do carbono. Nesse sentido, os principais gases que preocupam são o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). Um ambiente anaeróbico facilita a emissão de CH_4 . O biocarvão reduz a formação de bolsões anaeróbicos e, conseqüentemente, menos CH_4 é gerado. Além disso, as

condições aeróbicas melhoradas aumentam a atividade dos metanotróficos, que oxidam o CH_4 . O N_2O é produto de uma série de processos de conversão de nitrogênio (Figura 2). Durante o processo de compostagem, o nitrogênio orgânico é degradado em amônia e nitrato, sendo o N_2O produzido principalmente por meio da desnitrificação do nitrato. A diminuição das emissões de N_2O , obtidas pela adição de biocarvão, estão relacionadas a uma diminuição no nitrogênio disponibilizado para desnitrificação (pois o biocarvão pode absorver e reter com eficiência o gás NH_3 , bem como íons de nitrato) e pela presença de maior quantidade de bactérias redutoras de N_2O (Akdin; 2019).

A Figura 2 representa os processos de conversão de nitrogênio, durante a compostagem.

Figura 2. Processos de conversão de nitrogênio, durante a compostagem



Fonte: Adaptado de Akdin (2019).

Godlewska et al. (2017) em seu trabalho de revisão sobre biocarvão para melhoria da compostagem e redução de contaminantes, observaram que a adição de biocarvão acelera o processo de compostagem, reduz as perdas de nutrientes (Ca, Mg, N, etc.), aumenta a nitrificação, promove a formação de substâncias húmicas, bem como a imobilização de metais tóxicos (reduzindo sua biodisponibilidade), e diminui a emissão de gases do efeito estufa.

Chen et al. (2017) em sua investigação sobre os efeitos de diferentes tipos de biocarvão (milho, bambu, lenha, esterco e cascas de coco) na diminuição da emissão de metano e amônia durante a compostagem de esterco de galinha e serragem, constataram que, em geral, o biocarvão reduz o pH e a perda de nitrogênio, eleva a temperatura, aumenta a degradação da MO e reduz a emissão de NH_3 e CH_4 .

Liu et al. (2017) em seu trabalho sobre o papel do biocarvão de bambu na compostagem aeróbica de dejetos de aves, constataram que a adição de biocarvão

de bambu pode aumentar a porosidade, melhorar a permeabilidade ao ar e garantir um ambiente aeróbico, reduzindo a produção de CH_4 . Ao mesmo tempo, serve de abrigo e retém os elementos nutrientes necessários, facilitando o crescimento de vários microrganismos que promovem a degradação da matéria orgânica e a maturação. Além disso, a estrutura de poros e a capacidade de adsorção do biocarvão reduzem as emissões de NH_3 e de gases de efeito estufa CO_2 , CH_4 e N_2O . No entanto, a adição acima de 10% causa severa perda de água e dissipação de calor, afetando negativamente a compostagem.

Wang et al. (2017) em seu estudo comparativo sobre o biocarvão e zeólita como aditivos na compostagem de dejetos suínos, concluíram que a adição de 10 % em massa de biocarvão auxilia na degradação da matéria orgânica, diminui as perdas de N e aumenta os teores de nutrientes presentes no composto obtido.

De acordo com Waqas et al. (2017) em seu estudo sobre a otimização da compostagem de resíduos alimentares, a adição de biocarvão, numa taxa de 10 % a 15 % em massa, causou um rápido aumento da temperatura, alta decomposição da matéria orgânica, aumentou o pH do composto e favoreceu a nitrificação.

Sanchez-Monedero et al. (2018) em sua revisão sobre o papel do biocarvão como aditivo na compostagem de resíduos orgânicos, constataram que o uso de biocarvão, geralmente 10 % em massa, proporciona condições favoráveis que incluem grande porosidade, aumento da área superficial e da capacidade de troca catiônica, maior desenvolvimento das comunidades microbianas, maior retenção de nutrientes, redução na emissão de gases do efeito estufa e imobilização de metais tóxicos. Concluindo que o biocarvão é um substrato ideal para reduzir a duração do processo de compostagem e aumentar a qualidade do composto.

Segundo Zhang et al. (2018), em sua revisão sobre as características ambientais e aplicações do biocarvão, o biocarvão apresenta benefícios consideráveis ao ser utilizado na melhoria do processo de compostagem, devido às suas características como: grande área de superfície específica, alta porosidade, grupos funcionais de superfície, alta capacidade de troca catiônica e capacidade de adsorção. O biocarvão é um ambiente favorável à proliferação dos microrganismos, com propriedades físico-químicas importantes para a compostagem, reduzindo as emissões de gases do efeito estufa, diminuindo a emissão de amônia e a perda de nitrogênio total, diminuindo a

biodisponibilidade de metais tóxicos, adsorvendo poluentes orgânicos, acelerando a maturidade e melhorando a qualidade final do composto.

Akdeniz (2019) em sua revisão sistemática sobre o uso do biocarvão na compostagem de resíduos animais, constatou que a sua aplicação numa taxa de 5 a 10% pode diminuir o pH do material de compostagem, impedir a formação de lixiviados, reduzir as emissões de amônia, metano e óxido nitroso e estender a fase termofílica, otimizando o processo. Porém a utilização de quantidades superiores a 10% pode causar perda de água e dissipação de calor, o que seria prejudicial ao processo.

Liu, Wang e Lei (2019) em sua pesquisa sobre o impacto positivo do biocarvão de bambu no equilíbrio térmico da compostagem de dejetos de suínos, em temperatura ambiente relativamente baixa, constataram que a adição de 10% de biocarvão melhorou a degradação da matéria orgânica, prolongou o estágio termofílico, reduziu as emissões de amônia e gases de efeito estufa e produziu um composto com melhor IGS. Porém a adição excessiva (acima de 10%) afeta de forma adversa o processo, devido à severa perda de água e dissipação de calor.

Du et al. (2019) pesquisando os efeitos do biocarvão na atividade e na estrutura da comunidade microbiana, durante a compostagem de lodo de esgoto, concluíram que o biocarvão, nas dosagens de 10% e 20%, promove a atividade de enzimas (desidrogenase, aril-sulfatase, protease, celulase, β -glicosidase e peroxidase) e das comunidades bacterianas funcionais, contribuindo para um melhor desempenho do processo.

Duan et al. (2019) em seu estudo para avaliar o impacto de biocarvão de bambu na sucessão da comunidade fúngica durante a compostagem de esterco de galinha e palha de trigo, constataram que a adição de biocarvão influi positivamente na dinâmica e na diversidade das comunidades fúngicas, sendo 10 % (em massa) a proporção ideal, afetando positivamente a temperatura, o pH e a razão C/N.

Chaher et al. (2020) em seu estudo sobre a otimização da compostagem de resíduos alimentares utilizando biocarvão concluíram que a adição de 10 % de biocarvão (em massa) como co-substrato elevou as temperaturas na fase termofílica, melhorou a evolução do processo e as características do biofertilizante produzido.

Li et al. (2020) em sua pesquisa sobre os efeitos de aditivos externos (biocarvão de bambu, bentonita e fosfato) na cocompostagem de dejetos suínos e palha de milho,

concluíram que o biocarvão elevou a temperatura durante o processo e aumentou o IG do composto final em 150 %.

Yang et al. (2020) em seu estudo sobre as características da matéria orgânica durante a compostagem de dejetos suínos com borra de feijão, empregando 10 % (em massa) de biocarvão como aditivo, concluíram que ocorreu aceleração da decomposição da matéria orgânica com a formação de substâncias húmicas, de modo que a utilização do biocarvão promove a humificação durante a compostagem.

Liu et al. (2021) em sua pesquisa sobre as mudanças nas características químicas do húmus em resposta à adição de biocarvão e à variação de agentes de volume durante a compostagem concluíram que a adição de 10 % (em massa) de biocarvão intensificou a humificação e promoveu significativamente a formação de ácidos húmicos ricos em grupos aromáticos e carboxílicos, aumentando o valor agronômico do composto.

Wang et al. (2021) em sua pesquisa sobre a adição de biocarvão para reduzir a perda de nitrogênio e acelerar o processo de compostagem de grãos de destilados (resíduos da indústria de bebidas alcoólicas) concluíram que a adição de 10% em massa (quantidade ideal) de biocarvão reduziu a perda de N, melhorando a qualidade do composto, promoveu a diversidade microbiana e acelerou a degradação da matéria orgânica, encurtando assim o ciclo de compostagem em 14 dias.

3.3.3 Celulase

A celulase, apesar ser citada na literatura como uma substância bastante viável para otimizar o processo de compostagem, ainda não foi utilizada em muitos estudos com esta finalidade (Ressetti; Campos, 2020; Liu et al., 2018; Marco et al., 2017; Reyes-Torres et al., 2018; Sun et al., 2021).

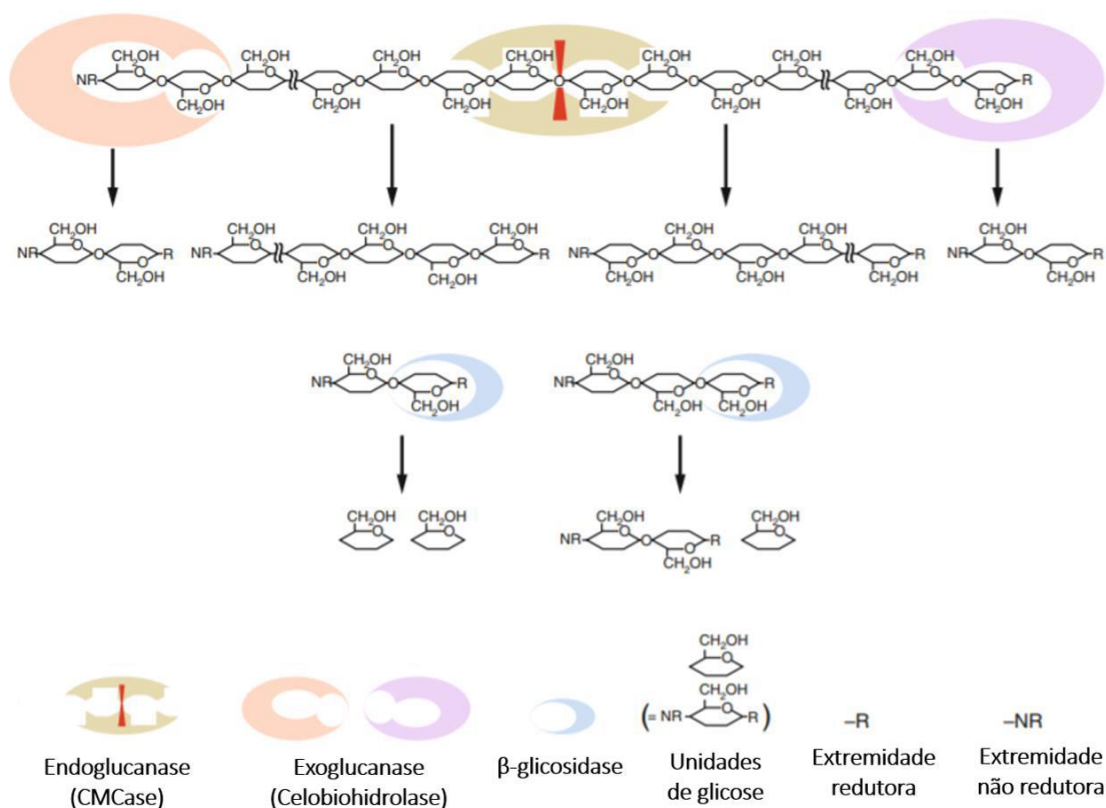
Celulases são enzimas responsáveis pela degradação da celulose, principal composto presente nas células vegetais. A celulose $(C_6H_{10}O_5)_n$ é um polissacarídeo formado por várias unidades de β -glicose unidas entre si através de ligações β -1,4-glicosídicas. As celulases realizam a quebra das ligações químicas existentes entre as unidades de glicose que formam a celulose (Akintola et al., 2019; Marco et al., 2017).

As celulases são classificadas pelo seu local de atuação na molécula de celulose, gerando como produtos a glicose, celobiose e celo-oligossacarídeos. Para a

hidrólise completa da celulose é necessária uma ação sinérgica das enzimas: endoglucanases, exoglucanases e β -glicosidasas (Lee et al., 2018; Ribeiro, 2020; Wang et al., 2018b).

A Figura 3 representa esquematicamente a ação catalítica das celulasas no complexo celulolítico.

Figura 3. Representação esquemática da ação catalítica das celulasas no complexo celulolítico.



Fonte: Adaptado de Ribeiro (2020).

As endoglucanases ou endo-1,4- β -D-glucanases (EC 3.2.1.4) hidrolisam internamente e as moléculas de celulose. Neste grupo destaca-se a enzima carboximetilcelulase (CMCase), que atua no meio da cadeia nas ligações internas da região amorfa, criando extremidades não redutoras e redutoras, para posterior ação das exoglucanases, tendo como produto final celo-oligossacarídeos, celobiose e glicose (Bashirova et al., 2019; Oni; Oke; Sani, 2020; Ribeiro, 2020).

As exoglucanases ou exo-1,4- β -D-glucanases (EC 3.2.1.91) fazem a hidrólise do polímero a partir das extremidades, liberando moléculas de celobiose na solução. Entre as mais eficientes exoglucanases estão as celobiohidrolases (CBHs) ou β -1,4-D-glucana-celobiohidrolase, as quais agem essencialmente nos processos de

decomposição, sendo divididas em: celobiohidrolase tipo I (EC 3.2.1.176) (CBH I), que cliva as regiões terminais redutoras; e tipo II (EC 3.2.1.4) (CBH II), que cliva as regiões terminais não redutoras. Outra importante exoglucanase é a exoglicohidrolase (EC 3.2.1.74) ou β -1,4-D-glicana-glicobiohidrolase (GH), a qual promove a degradação da fibra celulósica liberando glicose diretamente do polímero. Tanto as celobiohidrolases quanto as exoglicohidrolases sofrem inibição pelo produto da hidrólise (celobiose e glicose, respectivamente).

A β -glicosidase (EC 3.2.1.21) é uma enzima específica para a celobiose, tendo como produto final a glicose. Ela atua minimizando a ação inibitória que a presença de celobiose exerce sobre as atividades de endo e exoglucanases (Barbosa, 2019; Ribeiro, 2020).

A celulase, ao degradar a celulose (principal componente das células vegetais predominantes no substrato), dando origem a compostos facilmente assimiláveis pelos microrganismos, promove o metabolismo, estimulando a proliferação da comunidade microbiana. Desta forma irá intensificar a degradação da matéria orgânica, o metabolismo do nitrogênio e a formação de substâncias húmicas, otimizando o processo e melhorando a qualidade do composto (Akintola et al., 2019; Barbosa, 2019; Liu et al., 2018; Marco et al., 2017; Ressetti; Campos, 2020; Reyes-Torres et al., 2018; Ribeiro, 2020; Sun et al., 2021).

Marco et al. (2017), em seu trabalho sobre a purificação e caracterização de uma celulase alcalina termoestável, produzida por *Bacillus licheniformis* 380, isolado de um composto, concluíram que a mesma pode ter potencial aplicação em biotecnologia, acelerando a degradação da matéria orgânica, degradando resíduos celulósicos durante a fase de degradação primária, fornecendo também uma base para estudos sobre a otimização da compostagem.

De acordo com Reyes-Torres et al. (2018) a aplicação de celulase na mistura de compostagem é uma forma inovadora de melhorar a degradação da celulose e promover a formação de substâncias húmicas, que é um dos principais requisitos para um produto final de qualidade

Liu et al. (2018) avaliaram os efeitos da celulase e de um inócuo microbiano no processo de compostagem de resíduos verdes. Segundo eles a adição de ambos poderia acelerar o processo e melhorar a qualidade do produto final em termos de promover as temperaturas termofílicas, reduzir a relação C/N e aumentar o índice de germinação no composto.

Sun et al. (2021) em seu estudo sobre a utilização da celulase na compostagem de substrato de cogumelos (composto de resíduos da indústria alimentícia) concluíram que a celulase otimizou o processo de decomposição da matéria orgânica, promoveu a proliferação da comunidade microbiana, acelerou a formação de substâncias húmicas, prolongou o estágio termofílico e reduziu as emissões de amônia, aumentando a quantidade de nitrogênio no composto final.

3.4 PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO EMPREGADOS NO MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E NA CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO OBTIDO

3.4.1 Umidade

A umidade é um fator importante no processo de compostagem, garantindo um ambiente adequado para o desenvolvimento microbiano.

Um excesso de umidade irá reduzir a passagem do ar limitando a oxigenação e uma umidade baixa inviabiliza a sobrevivência dos microrganismos decompositores impedindo a divisão celular, sendo que a faixa de umidade considerada ideal para o processo de compostagem é em torno de 50 a 65 %.

Uma das grandes vantagens do reator facultativo é o controle natural da umidade. Como trata-se de um sistema fechado não ocorrem grandes perdas por evaporação e não fica exposto às alterações climáticas do meio ambiente, portanto sem risco de excesso de umidade devido a possíveis precipitações pluviométricas. (Almeida et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

De acordo com Cunha e Campos (2023) nos reatores facultativos a umidade deve estar no limite superior para o processo de biodegradação, ou seja, em torno de 70 %. Diminuindo gradualmente durante o processo, porém sem grande variação, mantendo-se dentro dos limites próprios para a compostagem. A umidade influencia na formação dos ambientes aeróbios e anaeróbios, pois a água tende a descer devido à gravidade, de modo que a região inferior apresenta maior umidade (Campos et al., 2017).

Nos estudos sobre compostagem em reatores facultativos a umidade tem se mantido dentro dos valores adequados, mesmo sem nenhum tipo de manipulação durante o processo (Assandri et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha;

Campos, 2023; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Onwosi et al., 2017; Song et al., 2021; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

3.4.2 Temperatura

De acordo com Sun et al. (2021) a temperatura é o fator mais importante para monitorar o processo de compostagem devido à sua estreita relação com o metabolismo microbiano e a consequente degradação da matéria orgânica.

Conforme Cunha e Campos (2023) nos processos de compostagem facultativa, a temperatura é um dos principais parâmetros de monitoramento, podendo ser monitorada com facilidade, definindo as fases da compostagem, sendo diferenciada nos processos aeróbios e anaeróbios (Campos; Silva; Zittel, 2020; Jordão et al., 2017; Nozhevnikova et al., 2019).

Nos processos de compostagem costumam ser observadas três fases distintas de temperatura. Inicialmente a fase mesofílica, com temperaturas acima do ambiente, mas abaixo de 40° C. A fase termofílica, com temperaturas acima de 40° C, até 60° C, sendo esta a temperatura limite para os microrganismos decompositores. Finalmente temos a fase de estabilização, na qual a temperatura se mantém próxima à do ambiente. (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

No processo aeróbio, devido à maior oxigenação, a atividade metabólica dos microrganismos decompositores é maior, de modo que já nas primeiras horas observa-se a fase mesofílica, passando para a fase termofílica já nos primeiros dias, rapidamente retornando à fase mesofílica, a qual permanece mais tempo, para finalmente chegar à temperatura de estabilização (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Margaritis et al., 2017; Mukai; Oyanagi, 2021).

No processo anaeróbio, a atividade metabólica dos microrganismos decompositores é menos intensa, de modo que as temperaturas são inferiores às do processo aeróbio. A temperatura aumenta gradativamente, chegando à fase termofílica, com as temperaturas máximas, sempre inferiores às da fase aeróbia, para finalmente chegar à fase de estabilização (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023).

As temperaturas elevadas da fase termofílica são importantes para a eliminação de microrganismos patogênicos (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2020).

3.4.3 pH

Conforme Cunha e Campos (2023) o pH influencia diretamente a atividade microbiana, apresentando um comportamento diferenciado nos processos aeróbicos e anaeróbicos (LIN et al., 2018). A compostagem pode ocorrer dentro de uma ampla faixa de pH (~3–11). Porém, considera-se que o ideal é entre 5,5 e 8 (Azim et al., 2018). Para os processos de compostagem facultativa, o pH inicial deve estar entre 5,0 e 7,0 (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2020).

No processo de biodegradação aeróbia inicialmente o pH diminui devido à hidrólise dos polímeros (carboidratos e lipídeos). No início da fase termofílica ocorre a formação de ácidos orgânicos (Cunha; Campos, 2023; Azim et al., 2018). Na fase termofílica ocorre um aumento do pH, devido à hidrólise das proteínas em aminoácidos formando amônia ($\text{NH}_{3(g)}$), a qual é volatizada (Cáceres et al., 2018; Cunha; Campos, 2023). A seguir o nitrogênio é utilizado pelos microrganismos para sintetizar compostos húmicos, iniciando a estabilização da matéria orgânica (Cunha; Campos, 2023; Wang; Zeng, 2018a). Finalmente, quando o pH encontra-se próximo ao neutro inicia-se a fase de amadurecimento (Azim et al., 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023).

No processo de degradação anaeróbia ocorre inicialmente um declínio do pH, devido ao processo de degradação metanogênico, onde temos a formação de ácidos graxos voláteis, durante toda a fase mesofílica (Cunha; Campos, 2023). A seguir ocorre um aumento do pH, com a mineralização da matéria orgânica e decomposição de ácidos com grupos carboxílicos e fenólicos. Por último observa-se a estabilização do pH em valores próximos à neutralidade, com a formação de substâncias húmicas (Al-Alawi et al., 2019; Cunha; Campos, 2023).

Nos reatores facultativos ocorrem ambos os processos de decomposição (aeróbio na região superior e anaeróbio na região inferior) de modo que as variações de pH ocorrem simultaneamente em cada região do reator (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Cunha et al., 2018).

3.4.4 Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A radiação infravermelha situa-se no espectro eletromagnético aproximadamente entre as regiões das micro-ondas e do visível.

Uma radiação infravermelha com número de onda menor que 100 cm^{-1} ao ser absorvida por uma molécula converte-se em energia de rotação molecular. Este processo é quantizado e origina um espectro formado por uma série de linhas separadas.

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. Este processo também é quantizado, mas ao invés do espectro ser formado por linhas ele aparece como uma série de bandas. Isto ocorre porque cada mudança de nível de energia vibracional corresponde a uma série de mudanças de níveis de energia rotacionais. São essas bandas de vibração-rotação que são utilizadas na espectroscopia de IV, principalmente as situadas na faixa de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} . As frequências, os comprimentos ou os números de onda estão relacionados às massas relativas dos átomos, às constantes de força das ligações e à geometria dos átomos (Silverstein et al.; 2019).

A análise espectroscópica no infravermelho tem sido bastante empregada no estudo da MO e das SH. Os espectros obtidos apresentam diversas bandas correspondentes a diferentes grupos funcionais que permitem avaliar as transformações ocorridas com a MO durante os processos de biodecomposição e dar indicações referentes à sua estabilização ou humificação (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Hagemann et al., 2018; Liu et al., 2021; Yang et al., 2020; Zittel et al., 2018b).

Os espectros de IV são dados em número de ondas (cm^{-1}) que correspondem ao inverso do comprimento de onda (λ).

Principais grupos de absorção no IV para SH (Silverstein et al.; 2019):

- $3395\text{-}3400\text{ cm}^{-1} \rightarrow$ estiramento OH ligado e estiramento N-H
- $2930\text{ cm}^{-1} \rightarrow$ estiramento CH alifático
- $1705\text{-}1716\text{ cm}^{-1} \rightarrow$ estiramento C=O de acetona e de ácidos COOH

- 1630-1650 cm^{-1} → estiramento assimétrico C-O dos íons carboxilato COO^- , estiramento C=C dos anéis aromáticos, estiramento C=O e deformação N-H das amidas primárias
- 1510 cm^{-1} → deformação N-H de amida secundária e estiramento C=C dos aminoácidos
- 1450 cm^{-1} → deformação C-H dos $-\text{CH}_2$ e $-\text{CH}_3$
- 1420 cm^{-1} → estiramento assimétrico C-O, deformação O-H e deformação C-O-H dos COOH e estiramento simétrico dos íons COO^-
- 1230 cm^{-1} → estiramento simétrico C-O e deformação OH dos COOH
- 1125 cm^{-1} → estiramento C-O de álcoois, éteres, ésteres e COOH
- 1035 cm^{-1} → estiramento C-O de polissacarídeos

As razões entre os números de onda 1652/2930 cm^{-1} (que corresponde à razão C-aromático/C-alifático), entre os números de onda 1652/1116 cm^{-1} (que corresponde à razão C-aromático/C-polissacarídeos) e entre os números de onda 1387/1544 cm^{-1} (que corresponde à razão C-fenólico/C-aromático-N), são utilizadas para avaliar o desempenho do processo de compostagem. Um aumento da razão 1652/2930 cm^{-1} (C-aromático/C-alifático) indica a redução de carboidratos facilmente degradáveis. A elevação da razão 1652/1116 cm^{-1} (C-aromático/C-polissacarídeos) corresponde à oxidação de compostos alifáticos e à formação de estruturas aromáticas de HA. E um aumento da razão 1387/1544 cm^{-1} (C-fenólico/C-aromático-N) está associada ao aumento de grupos fenólicos e carboxilato (Li et al., 2017; Zittel et al. 2018b).

3.4.5 Espectroscopia no ultravioleta/visível (UV/Vis)

As radiações ultravioletas encontram-se na faixa de comprimento de onda situada entre 200 nm a 400 nm e as de luz visível entre 400 nm a 800 nm. Estas radiações provocam transições eletrônicas onde os elétrons ligantes σ e π e os não ligantes n são promovidos do estado fundamental para os estados excitados σ^* e π^* , denominados antiligantes. Estas transições vão ser detectadas na forma de picos proporcionais à probabilidade de ocorrência da transição e à concentração da molécula na amostra. Devido às associações dos estados rotacionais e vibracionais estes picos aparecem alargados formando bandas de absorção UV/Vis, as quais apresentam como principais características a sua posição e a sua intensidade. A

posição da banda de absorção corresponde ao comprimento de onda da radiação que possui a energia necessária para que ocorra a transição eletrônica. A intensidade da banda de absorção depende de dois fatores: a probabilidade de interação entre a radiação e o sistema eletrônico, e a diferença entre os estados fundamental e excitado (Silverstein et al.; 2019).

O espectro eletrônico é usualmente representado como um gráfico de absorbância em função do comprimento de onda da irradiação onde os parâmetros usados para caracterizar uma ligação são a energia dada pelo comprimento de onda λ (nm) no máximo de sua absorção e sua intensidade.

A intensidade de luz é medida usando a lei de Beer-Lambert (Equação 1) para um certo comprimento de onda:

$$\log_{10} (I_0/I) = \epsilon cL \quad (1)$$

Onde:

I_0 = radiação incidente na amostra;

I = radiação transmitida pela amostra;

c = concentração da amostra;

ϵ = coeficiente de extinção molar;

L = caminho ótico que a radiação percorre pela cela.

A cor de um composto é determinada por uma parte da molécula denominada cromóforo. Como nas macromoléculas húmicas existe uma grande variedade de grupos cromóforos seus espectros são formados pela sobreposição de várias bandas sem picos definidos.

Embora os espectros de UV-Vis de matéria orgânica não apresentem bandas específicas que possam ser atribuídas a um determinado grupo cromóforo, capaz de caracterizar um grupo funcional, esta técnica vem sendo bastante utilizada na avaliação do grau de aromaticidade e do grau de humificação. Através dela também é possível avaliar o grau de condensação de anéis aromáticos, pois no espectro de UV/Vis ocorre um aumento no comprimento de onda proporcional ao aumento do número de anéis condensados (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos;

Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Yang et al., 2020; Zittel et al., 2018b).

Nos espectros de UV-Vis podemos observar três faixas de absorção importantes: A faixa de 200 a 290 nm que se relaciona aos grupos de lignina, quinona e grupos alifáticos, presentes no início do processo. A faixa de 460 a 480 nm que corresponde à despolimerização de macromoléculas orgânicas e ao início da humificação. E a faixa de 600 a 670 nm a qual encontra-se relacionada ao grau de humificação do composto, com os de grupos oxigenados, ligados às estruturas aromáticas de ácidos húmicos, com alto grau de grupos aromáticos condensados (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

A razão E_2/E_3 , relaciona as intensidades de absorção entre 250 nm e 365 nm. Este índice de absorção, corresponde às regiões de baixo comprimento de onda (< 400 nm), as quais se referem às moléculas mais simples, que absorvem nesta região. Portanto uma diminuição neste índice significa que houve degradação ou transformações dessas moléculas (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Yang et al., 2020).

A razão E_4/E_6 , corresponde às intensidades de absorção entre 465 nm e 665 nm, e é considerado o maior indicativo relacionado ao grau de humificação, reduzindo significativamente com o tempo de compostagem, demonstrando que carboidratos e quinonas são mineralizados e compostos fenólicos são oxidados ligando-se a grupos metoxil e/ou cadeias alifáticas, de modo que diminuem os grupos alifáticos e aumentam as massas moleculares, correspondentes ao grau de condensação aromática. Portanto a relação E_4/E_6 encontra-se relacionada com os anéis condensados e não com a aromaticidade total. Dessa forma, uma estrutura do tipo da lignina, apesar de possuir uma grande quantidade de anéis aromáticos, possui uma relação E_4/E_6 elevada, pois estes anéis não se encontram condensados (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Zittel et al., 2018b).

Estudos realizados por Saab e Martin-Neto (2007) utilizando RMN CP/MAS (polarização cruzada com rotação em torno do ângulo mágico) de ^{13}C em estado

sólido, empregando a técnica DD (desacoplamento defasado), na análise de AH, demonstraram que a razão E_4/E_6 está associada à quantidade de anéis aromáticos condensados e não com a aromaticidade total da amostra.

3.4.6 Espectroscopia de ressonância magnética nuclear de ^{13}C (RMN de ^{13}C)

A Ressonância Magnética Nuclear (RMN) tem sido bastante empregada no estudo da MO e das SH.

Os prótons, como os elétrons, possuem “spin”, que pode ser relacionado a um movimento de rotação. Por possuírem carga elétrica este movimento faz com que se comportem como minúsculos ímãs, podendo assumir duas orientações: $\uparrow$ (α) ou $\downarrow$ (β).

O núcleo de um átomo também possui spin, denominado “número quântico do momento angular” ou “spin nuclear” (ℓ). A RMN só é observada para isótopos que possuem $\ell \neq 0$, como por exemplo, aqueles que possuem número atômico ímpar: H^1 , ^{13}C , N^{15} , O^{17} , etc. Núcleos que possuem $\ell = \frac{1}{2}$, como o H^1 ou o ^{13}C podem assumir, como os prótons e elétrons, dois estados de spin: $\uparrow$ (α) ou $\downarrow$ (β).

Quando um campo magnético externo é aplicado estas duas orientações correspondem a energias diferentes e a separação entre elas é proporcional à intensidade do campo aplicado. Esta separação corresponde à frequência da radiação eletromagnética absorvida. Ao se submeter a amostra a radiação eletromagnética, os núcleos mudam de uma orientação para outra quando a energia dos fótons incidentes for igual à diferença de energia entre as duas orientações de spin. Denomina-se *condição de ressonância* a coincidência entre a diferença de energia entre as duas orientações de spin e a radiofrequência. São empregados ímãs supercondutores para gerar campos magnéticos muito intensos e para que ocorra ressonância são necessárias radiações de radiofrequência da ordem de 400 MHz. Ao se satisfazer a condição de ressonância a radiação será fortemente absorvida fazendo com que um pico fino seja observado no sinal de saída do detector (Atkins; Jones, 2011).

Ao absorver a energia eletromagnética o núcleo passa para um estado de energia mais elevado e depois retorna ao estado fundamental, o que se denomina processo de relaxação que pode ocorrer de diferentes maneiras. No processo de relaxação longitudinal ou spin-rede ocorre a transferência de energia do núcleo no estado excitado para as moléculas mais próximas (rede molecular), sendo a eficiência

do processo caracterizada pela constante de tempo T_1 . Na relaxação transversal ou spin-spin, com constante de tempo T_2 , acontece a transferência de energia de um núcleo para o outro. Não ocorre perda de energia no processo, porém o espalhamento (defasagem) de energia entre os núcleos causa perda de sinal e o alargamento do pico de absorção (Silverstein et al.; 2019).

Por meio da espectroscopia de RMN é possível analisar amostras sólidas e líquidas, medindo as pequenas diferenças de energia (deslocamentos químicos) que refletem pequenas diferenças na estrutura molecular. Amostras sólidas têm sido bastante utilizadas por apresentarem a vantagem de não destruir a amostra, a qual pode ser utilizada para outras análises, e dispensarem o uso de solventes. A caracterização da MO e SH por RMN de ^{13}C é realizada preferencialmente no estado sólido devido à concentração das amostras serem muito pequenas em solução (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b).

A RMN de ^{13}C em estado sólido apresenta alguns problemas práticos. A resolução dos espectros é limitada pelas interações magnéticas dipolares e quadrupolares e pelo deslocamento químico anisotrópico, o que pode levar a um grande alargamento das linhas detectadas. A sensibilidade é muito baixa devida à pequena abundância isotópica do ^{13}C em relação ao C^{12} , que é de 1,1%. O tempo de relaxação em análises de amostras sólidas é bastante longo tornando o processo muito demorado.

Para eliminar estas limitações da análise por espectroscopia de RMN de ^{13}C em amostras sólidas foram desenvolvidas determinadas técnicas como por exemplo: polarização cruzada (CP), rotação segundo o ângulo mágico (MAS) e desacoplamento defasado (DD) (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b).

Na literatura são encontrados diversos trabalhos sobre as regiões de absorção por RMN CP/MAS de ^{13}C em estado sólido de grupamentos químicos para a MO e as SH (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b).

Os espectros de RMN são dados em deslocamento químico ou constante de blindagem nuclear σ_i (ppm) a qual é dada pela seguinte fórmula (Equação 2):

$$\sigma_i = \nu_i - \nu_r / \nu_1 \times 10^6 \quad (2)$$

Onde:

ν_i = frequência do núcleo

ν_r = frequência da referência TMS (tetrametilsilano)

ν_1 = frequência da fonte

Principais grupos funcionais detectados por RMN de ^{13}C em estado sólido (Silverstein et al.; 2019):

- 32-33 ppm → C associado a grupos metileno em longas cadeias alifáticas e C parafínicos.
- 57-59 ppm → C alifáticos em grupos metoxílicos (OCH_3) e nitrogenados (aminoácidos, peptídeos e proteínas).
- 73-75 ppm → C alifáticos ligados a grupos éter e OH (carboidratos).
- 131-133 ppm → C de anéis aromáticos ligados a grupos alquila e não a elementos eletronegativos como O e N.
- 156 ppm → C fenólicos ou O-aromáticos, podendo ter também contribuição de C aromáticos contendo N ou grupos éteres.
- 176 ppm → C grupos carboxílicos ($-\text{COOH}$).
- 210 ppm → C de grupos carboxílicos de ésteres e amidas.

3.4.7 Índice de Germinação de sementes (IGS)

O índice de germinação de sementes (IGS) serve para avaliar a fitotoxicidade do composto, indicando se o mesmo apresenta ou não efeitos nocivos na germinação e crescimento radicular. A maturidade do composto é associada ao potencial de crescimento das plantas ou fitotoxicidade, enquanto que a estabilidade refere-se a um estado específico de decomposição da MO relacionada aos compostos orgânicos remanescentes, relacionada à atividade microbiana (Almeida et al., 2021; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zhang et al. 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

Para se avaliar o índice de germinação utiliza-se normalmente o agrião d'água (*Lepidium sativum*) que possui crescimento rápido e é sensível às toxidades. O cálculo é feito comparando-se o número de sementes germinadas e o crescimento radicular das sementes, no extrato aquoso do composto relacionado com o controle (branco)

(Almeida et al., 2021; Cunha; Campos, 2023; Luo et al., 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

Campos, Ressetti e Zittel (2014) em seu trabalho sobre a compostagem de resíduos sólidos orgânicos em reator facultativo domiciliar obtiveram um índice de germinação de 93,3 %, demonstrando a eficiência deste tratamento para este tipo de resíduos.

Outros estudos sobre compostagem em reator facultativo, envolvendo resíduos sólidos orgânicos, com tabaco de cigarros contrabandeados e lodo de esgoto, também demonstraram a eficiência deste tratamento para tais resíduos, obtendo-se sempre compostos com ausência de fitotoxicidade (Almeida et al., 2021; Cunha; Campos, 2023; Luo et al., 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CONSTRUÇÃO DOS REATORES

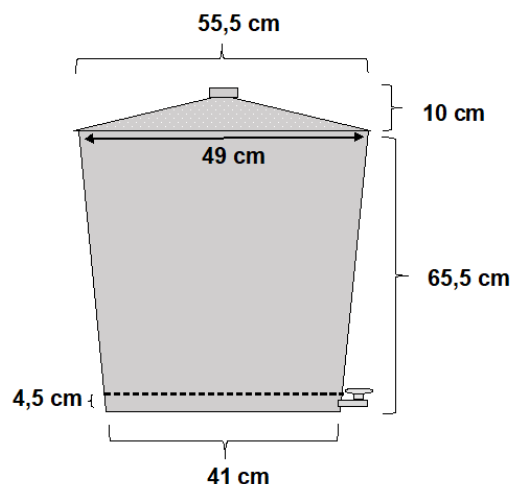
Para a realização deste estudo, com o objetivo comparar a ação de três aditivos (composto, biocarvão e celulase), no processo de compostagem de tabaco de cigarros apreendidos e resíduos sólidos orgânicos em reator facultativo, foram confeccionados 4 reatores baseados no modelo proposto por Campos, Ressetti e Zittel (2014) entre outros (Campos et al., 2017; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

Os reatores foram confeccionados com recipientes cilíndricos verticais, de polipropileno (PP), com tampa, com capacidade de aproximadamente 100 L (Duan et al. 2019; Wang et al. 2017; Yang et al. 2020).

Nas tampas dos reatores foram realizados 120 furos de 4 mm, distribuídos uniformemente, para realizar a aeração passiva. Esse sistema de aeração possibilita o controle natural da umidade e da temperatura dos reatores facultativos (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

A Figura 4 apresenta um desenho com as dimensões dos reatores utilizados neste estudo.

Figura 4. Desenho com as dimensões dos reatores.



Fonte: O autor.

O sistema de drenagem do chorume foi composto por um aro metálico, de diâmetro ajustável, de arame galvanizado BWG (Birmingham Wire Gauge) 16 (diâmetro 1,65 mm), ao qual foi acoplada uma tela de nylon (poliamida), malha 16x16 (16 fios por polegada), fio 31, quadrada, de 50 cm de lado. Este sistema foi colocado no fundo do reator, a 4,5 cm do fundo, acomodada pelas próprias saliências e concavidades do fundo dos recipientes.

Na lateral dos reatores, na parte inferior, foi colocada uma torneira para drenagem do chorume.

Nas Figuras 5-8 pode-se observar fotos dos reatores.

Figura 5. Reator. Visão frontal.



Fonte: O autor.

Figura 6. Reator. Visão lateral.



Fonte: O autor.

Figura 7. Reator. Tampa.



Fonte: O autor.

Figura 8. Reator. Fundo (sistema de drenagem).



Fonte: O autor.

4.2 PREENCHIMENTO DOS REATORES

Os reatores foram preenchidos com tabaco de cigarros apreendidos, serragem e resíduos sólidos orgânicos (RSO).

Os cigarros contrabandeados apreendidos, dos quais foi extraído o tabaco, foram cedidos pela Receita Federal do Brasil (Unidade de Ponta Grossa).

A serragem utilizada foi “Serragem para Composteira”, adquirida junto à empresa “LOJA DAS ABELHAS”, misturada com serragem adquirida de uma das serrarias locais (Piraí do Sul, PR).

Os RSO utilizados foram resíduos alimentares obtidos do Restaurante Ozório, situado em Piraí do Sul, PR. Resíduos alimentares compostos por: proteína animal 5%, cereais (grãos) 15%, legumes (tubérculos e frutos) 55% e verduras 25%.

As proporções entre tabaco, serragem e RSO foram distribuídas de acordo com as referências na literatura, para este tipo de substrato, em reatores facultativos (Cunha et al., 2021; Cunha; Campos, 2022).

Os materiais foram misturados de forma homogênea e adicionados no interior dos reatores.

Ao reator 1 (R1 – referência) não foi acrescentado nenhum aditivo. Para seu preenchimento foram adicionados 7 kg de RSO, 7 kg de tabaco e 7 kg de serragem, quantidades apropriadas para o preenchimento de um reator facultativo com este volume (Cunha et al., 2021; Cunha; Campos, 2022).

No reator 2 (R2 – composto) foram adicionados 7 kg de RSO, 7 kg de tabaco, 7 kg de serragem e 5,25 kg de composto (material compostado) como aditivo. Essa quantidade de material compostado foi utilizada para se obter a proporção final de 25 % em massa, conforme as referências (Sanadi et al., 2020; Yang; Zhang, 2020).

O material compostado foi adquirido da empresa “PROJETORAIZ”.

As principais características do composto utilizado são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características do composto.

Características do composto		
	Resultados	Unidade de medida
Nitrogênio Total (N)	0,4	(%m/m)
Carbono Orgânico Total (COT)	5,49	(%m/m)
Relação C/N	13,73	N.A.
Umidade a 65°C	23,47	(%)

Fonte: O autor.

Ao reator 3 (R3 – biocarvão) foram adicionados 7 kg de RSO, 7 kg de tabaco, 7 kg de serragem e 2,1 kg de biocarvão; quantidade necessária para se obter a proporção final de 10 % de biocarvão em massa, que é a quantidade indicada pelas referências (Akdeniz, 2019; Chaher et al., 2020; Chen et al., 2017; Duan et al., 2019; Liu et al., 2017; Liu; Wang; lei, 2019; Liu et al., 2021; Yang, et al., 2020; Waqas et al., 2017; Wang et al., 2021).

O biocarvão foi adquirido da Empresa “TAKUATEC FLORESTAL”, sendo “BIOCHAR DE BAMBU” (Chen et al., 2017; Duan et al., 2019; Li et al., 2020; Liu et al., 2017; Liu, Wang, Lei, 2019).

As principais características do biocarvão utilizado são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Características do biocarvão de bambu.

Características do biocarvão de bambu								
	%		%		%		%	
Umidade	8,68	C orgânico	49,63	Resíduo mineral insolúvel	2,60	Mg	0,15	
Materiais voláteis	12,15		Resíduo mineral total		6,79		S	0,03
C fixo	81,76						Fe	0,256
Cinzas	6,09	P		0,39			Mn	0,010
Matéria orgânica	89,88	Resíduo mineral	4,19	K	1,33	Zn	0,003	
				Ca	0,16	B	<0,001	
Relação C/N = 79						Na	0,026	

Fonte: O autor.

No reator 4 (R4 – celulase) foram adicionados 7 kg de RSO, 7 kg de tabaco, 7 kg de serragem e 840 mL de celulase, proporção recomendada pelo fabricante para a degradação da celulose (1mL de enzima para cada 10 g de sólido encontrado no substrato).

A celulase é proveniente da empresa “DAG Química Indústria e Comércio e Representações Ltda.”, sendo denominada “DAG 001 AR” (EC 3.2.1.4), com atividade enzimática de 675 ECU/g (ECU-Endoglucanase Units).

A Tabela 3 apresenta a composição, em massa, do substrato de cada reator

Tabela 3. Composição, em massa, do substrato dos reatores.

	RSO (kg)	Tabaco (kg)	Serragem (kg)	Total (kg)	Composto (kg) 25%	Biocarvão (kg) 10%	Celulase (kg)
Reator 1	7	7	7	21	x	x	x
Reator 2	7	7	7	21	5,25	x	x
Reator 3	7	7	7	21	x	2,1	x
Reator 4	7	7	7	21	x	x	0,84

Fonte: O autor.

4.3 AMOSTRAGEM

A coleta das amostras foi realizada de acordo com as normas da ABNT-NBR: 10007. Foram coletadas das regiões superiores (5 cm abaixo da superfície) e inferiores (5 cm abaixo da parte mediana do substrato) de cada reator. Para minimizar o revolvimento do substrato, utilizou-se um coletor adaptado, confeccionado de material plástico de cloreto de polivinila (PVC). Sendo cada amostra coletada de quatro pontos equidistantes, um ponto central e três laterais equidistantes a 120°. Aproximadamente 100 g de amostra foram coletadas em cada período de amostragem, as quais foram homogeneizadas. Destas 100 g, 50 g foram utilizadas para determinação de umidade, pH e IGS e 50 g, após secagem a 40 °C e trituração em almofariz, foi usada para caracterização espectroscópica (Zittel et al., 2018b).

As amostras foram coletadas no primeiro dia e depois de 15 em 15 dias, até o final no processo (140 dias).

4.4 TEMPERATURA

A temperatura foi monitorada com termômetro capilar decimal de escala interna, com enchimento de líquido vermelho, escala de – 10° C a 110° C, e margem de erro de + ou – 0,2° C.

Foram aferidas as temperaturas do ambiente, da parte superior e da parte inferior de cada reator, diariamente, durante os 140 dias.

4.5 UMIDADE

O teor de umidade foi determinado pela diferença da massa da amostra antes e depois do material seco em estufa a 60° C até massa constante.

Foi determinada a umidade de cada amostra, da parte superior e da parte inferior de cada reator, recolhida a cada 15 dias, conforme citado anteriormente.

As análises foram realizadas em duplicata.

O cálculo da porcentagem de umidade foi feito realizado através da Equação 3 (APHA, 2005).

$$\text{Umidade (\%)} = \frac{100 \times (\text{massa úmida} - \text{massa seca})}{\text{massa úmida}} \quad (3)$$

4.6 pH

O pH foi determinado usando 5,0 g de composto com a adição de 50 ml de cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹ (o pH no cloreto de cálcio determina a concentração dos íons de hidrogênio em solução e aqueles aderidos à superfície dos coloides). Agitou-se a mistura em um agitador orbital por 30 minutos e após repouse filtrou-se e fez-se a medida do pH em potenciômetro com eletrodo combinado de vidro, da marca Quimis® (Cunha et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

4.7 ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

Os espectros de FTIR foram obtidos através de pastilhas contendo 1,0 mg de amostra seca com 100 mg de brometo de potássio, prensados a vácuo por 1 min. As amostras foram analisadas na faixa de 400 cm⁻¹ a 4000 cm⁻¹, utilizando o espectrofotômetro Shimadzu, modelo IR PRESTIGE 21. A absorbância em 2930, 1652, 1544, 1387 e 1116 cm⁻¹ foi utilizada para calcular os seguintes índices de humificação: 1652/2930, 1652/1116 e 1387/1544 (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Zittel et al., 2018b).

4.8 ESPECTROSCOPIA NO ULTRAVIOLETA/VISÍVEL (UV-VIS)

Os espectros UV/Vis foram obtidos utilizando amostra de 0,01 g de amostra seca dissolvida em 25 ml de solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹, agitada por 1:00 h e filtrada. O filtrado foi diluída em 2 partes de solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹ e o pH corrigido para

8,3 – 8,6 com solução de HCl 2,0 mol L⁻¹. As medidas de absorvância foram obtidas na faixa de trabalho de 200–800 nm, utilizando um espectrofotômetro Varian Cary 50 BIO ®. As razões E₂/E₃ e E₄/E₆ foram calculadas a partir das absorvâncias: 250 e 365 nm, 465 e 665 nm, respectivamente (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Zittel et al., 2018b).

4.9 EXTRAÇÃO DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS (SH)

As substâncias húmicas foram extraídas de acordo com a metodologia proposta pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS, 2014), modificada. Inicialmente as amostras foram liofilizadas e trituradas em almofariz de ágata. Pesou-se 100 g de amostras secas à temperatura ambiente e acrescentou-se solução de NaOH (0,1 mol L⁻¹) na proporção 1:10 (m/v) e, agitou-se por 2 horas, deixando em repouso por período de 24 horas. Posteriormente, centrifugou-se por 5 minutos à rotação de 7000 rpm. Em seguida, separou-se o sobrenadante (frações de AH e AF) e acidificou-se com solução de ácido clorídrico (HCl, 1 mol L⁻¹) até pH 2, permanecendo em repouso por 24 horas. Centrifugou-se por 5 minutos a 7000 rpm. O precipitado era constituído pela fração de ácido húmico (AH) (Zittel et al., 2018b).

Finalmente as amostras em solução foram liofilizadas novamente, sendo o resíduo sólido encaminhado para as análises de espectroscopia de RMN de ¹³C.

Para a liofilização foi utilizado um liofilizador da marca TERRONI, modelo LD, 1500 A, da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Essa extração foi realizada apenas nas amostras finais (140 dias) e utilizadas para a análise de RMN ¹³C.

4.10 - ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA NUCLEAR DE ¹³C (RMN DE ¹³C)

Para as análises de RMN foram utilizadas amostras dos compostos obtidos dos quatro reatores, das regiões superiores e inferiores, ao término do processo (140 dias), as quais foram submetidas à extração dos ácidos húmicos, seguindo o procedimento modificado, descrito pela International Humic Substance Society (IHSS, 2014). A espectroscopia de RMN de ¹³C em estado sólido foi realizada em um Bruker 400 MHz. A sequência de pulsos de giro de ângulo mágico de polarização cruzada de

amplitude variável (VACP-MAS) com supressão total de bandas laterais de giro (TOSS) foi implementada usando uma sonda MAS padrão de 4,0 mm em temperatura ambiente (Zittel et al., 2018b).

Os espectros foram obtidos aplicando os seguintes procedimentos e parâmetros: amostras de AH foram colocadas em um rotor Kel-F e giradas a 5 KHz; a sequência de pulsos de polarização cruzada foi realizada usando tempo de contato de 1,0 ms; o sinal foi detectado por 15,92 ms de parâmetro de tempo de aquisição (uma sequência de pulsos SPINAL-64 foi realizada para o processo de desacoplamento entre núcleos de hidrogênio e núcleos de carbono); entre cada varredura, houve 0,5 s de parâmetro de atraso de tempo de reciclagem e aproximadamente 58000 varreduras foram acumuladas para cada espectro.

4.11 ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES (IGS)

O Índice de germinação de sementes (IGS) serve para avaliar a fitotoxicidade do composto, ou se contém substâncias tóxicas, estando relacionado ao grau de maturidade do composto.

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 de 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.

O IG foi calculado através da Equação 4 (Zittel et al., 2018b).

$$IG\% = (SGT \times RLT) / (SGC \times RLC) \times 100 \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: SGT e SGC: número de sementes germinadas no tratamento e controle, respectivamente; e RLT e RLC: comprimento da raiz no tratamento e controle, respectivamente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TEMPERATURA

A temperatura foi monitorada desde o primeiro dia em que o material foi colocado nos reatores, até 140 dias.

Nas Figuras 9 - 12 pode-se observar as curvas de temperatura (do ambiente e das regiões inferiores e superiores) de cada um dos reatores em função do tempo (em dias).

Figura 9. Variação da temperatura em função do tempo (em dias); do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 1 (reator padrão).

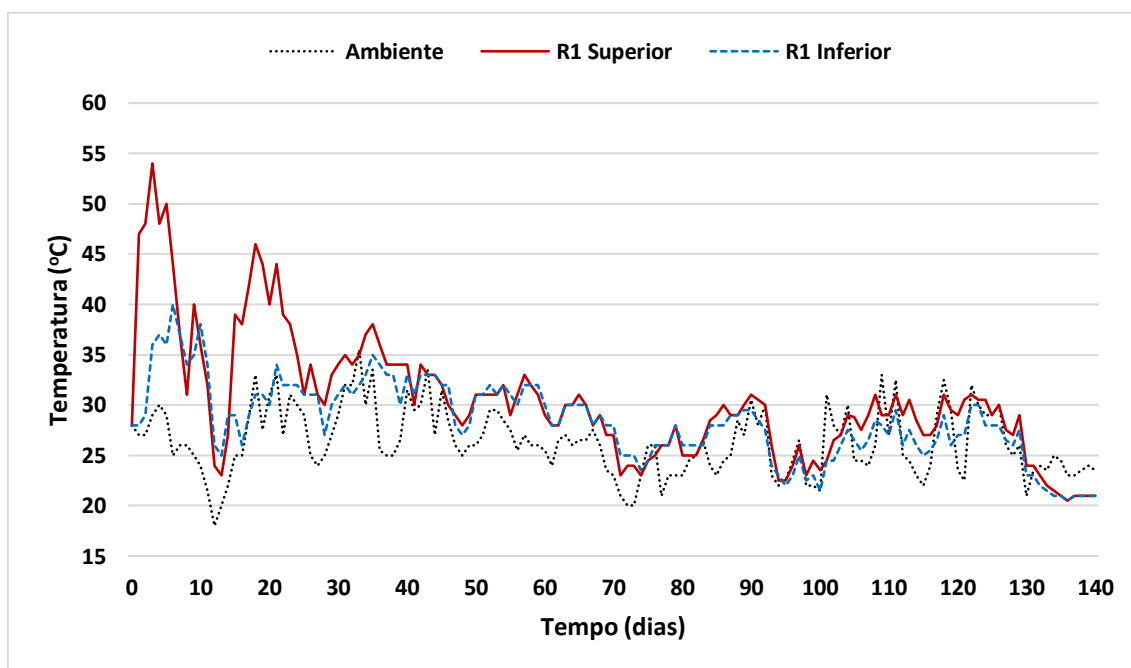


Figura 10. Variação da temperatura em função do tempo (em dias); do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 2 (reator com composto).

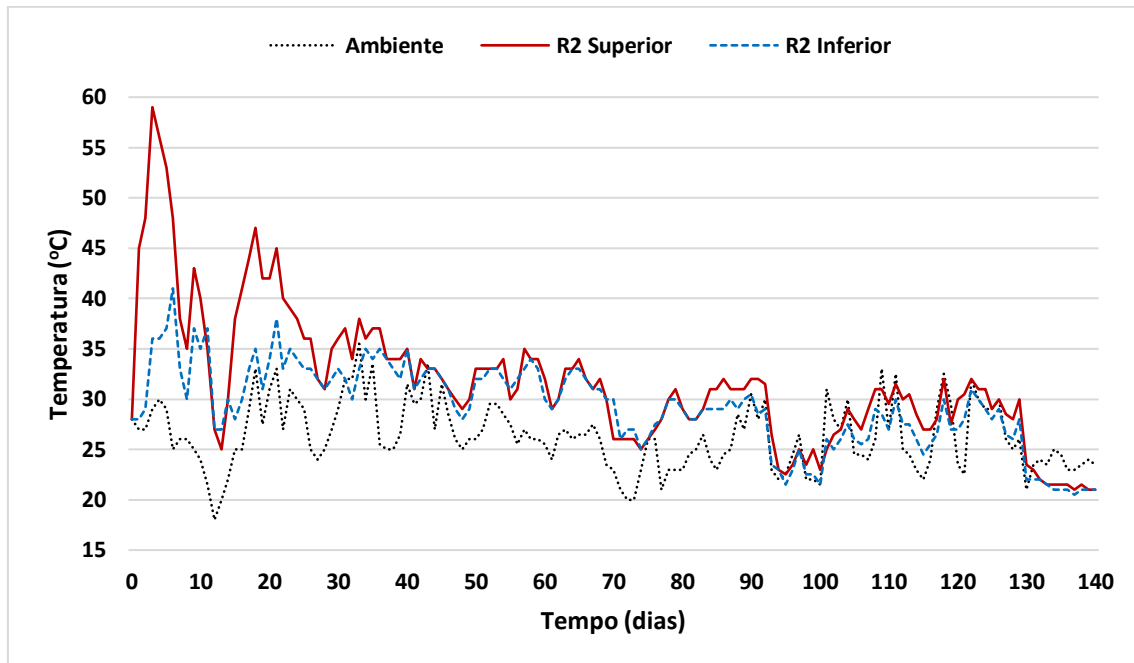


Figura 11. Variação da temperatura em função do tempo (em dias); do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 3 (reator com biocarvão).

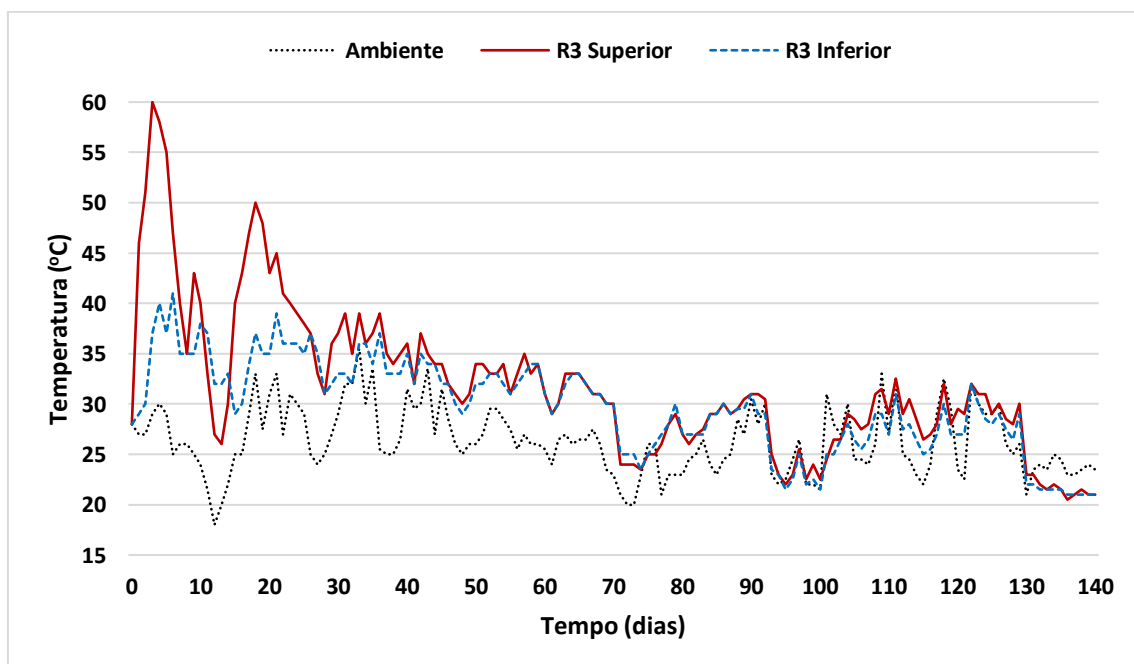
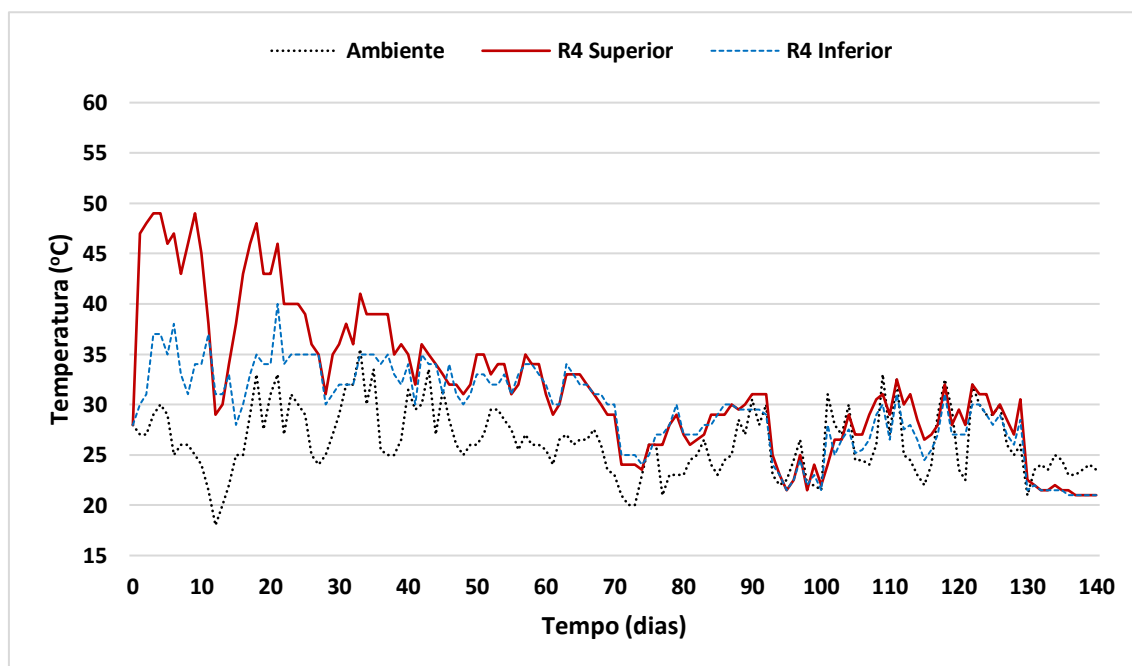


Figura 12. Variação da temperatura em função do tempo (em dias); do ambiente, da parte superior e da parte inferior, do Reator 4 (reator com celulase).



Pode-se observar que desde os primeiros dias já houve uma grande elevação da temperatura em todos os reatores, bem acima da temperatura ambiente. O que indica uma intensa degradação da matéria orgânica. Essas temperaturas mais elevadas se mantiveram bem acima, em todos os reatores, com ligeiras oscilações acompanhando as variações do ambiente. Os reatores apresentaram variações semelhantes.

No início do processo, com a presença de compostos facilmente biodegradáveis (como açúcares e hidratos de carbono), com a devida aeração, ocorre um rápido aumento de temperatura, atingindo a fase termofílica com temperaturas de até 65 °C, devido ao aumento da atividade microbiana e à consequente degradação da matéria orgânica. (Almeida et al., 2021; Azim et al., 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Onwosi et al., 2017; Song et al., 2021; Zittel et al., 2020; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

O aumento de temperatura é um indicativo da evolução do processo de degradação da matéria orgânica pela ação dos microrganismos, os quais também possuem sua dinâmica bastante influenciada pela temperatura. Temperaturas inferiores a 20 °C tornam o processo ineficiente, fazendo com que a decomposição torne-se muito lenta ou mesmo, seja interrompida. Porém, temperaturas muito

elevadas, acima de 60° C, também tornam o processo lento, reduzindo a atividade microbiana (Almeida et al., 2021; Azim et al., 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Onwosi et al., 2017; Song et al., 2021; Zittel et al., 2020; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

Observa-se, em todos os reatores, que as temperaturas mais elevadas ocorrem na parte superior. Essas diferenças de temperatura entre as partes superiores e inferiores de reatores facultativos já foram observadas em trabalhos anteriores e apresentam características semelhantes às obtidos nesses reatores. O aumento acentuado da temperatura nos primeiros dias do processo é característico de decomposição aeróbia, ocorrendo na parte superior dos reatores e o aumento menor da temperatura é característico da decomposição anaeróbia, ocorrendo da parte inferior dos reatores. Essas variações de temperatura demonstram a ocorrência de decomposições aeróbias e anaeróbias predominantes simultaneamente, nas regiões superiores e inferiores dos reatores (Almeida et al., 2021; Azim et al., 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Onwosi et al., 2017; Song et al., 2021; Zittel et al., 2020; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

De acordo com Cunha e Campos (2023) a temperatura pode definir as fases do processo de decomposição, sendo diferenciada nos processos aeróbicos e anaeróbicos (Nozhevnikova et al., 2019).

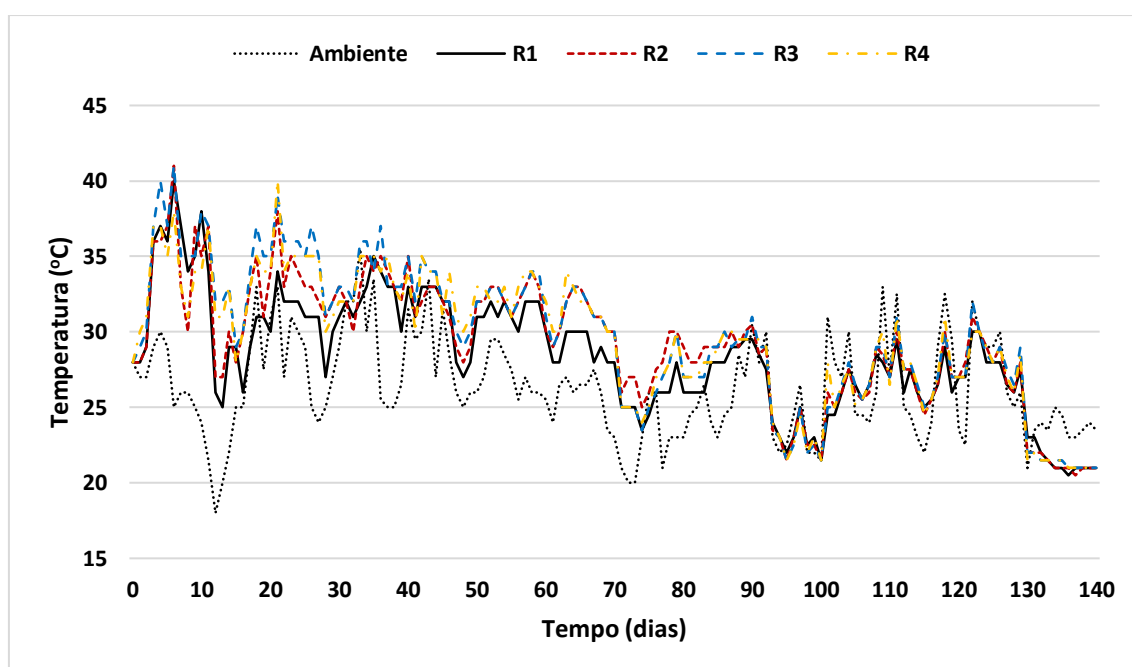
Nas regiões superiores, devido à presença de oxigênio, as atividades metabólicas dos microrganismos é mais intensa, atingindo rapidamente temperaturas mais elevadas (fase termofílica) já no início do processo, passando à temperaturas um pouco mais baixas (fase mesofílica), para finalmente chegar à fase de estabilização, com temperaturas inferiores (Margaritis et al., 2017; Mukai; Oyanagi, 2021).

Já nas regiões inferiores, devido à carência de oxigênio, a atividade microbiana é menos intensa, de modo que a temperatura se eleva mais lentamente e com menor intensidade, para então ingressar na fase termofílica, com temperaturas não tão elevadas como nas regiões superiores, porém em alguns pontos, chegando a ultrapassar as temperaturas das regiões superiores, retornando para a fase mesofílica, passando finalmente à fase de estabilização (Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023).

Diversos estudos sobre a otimização do processo de compostagem empregando aditivos demonstram que um dos principais fatores observados é a intensificação da fase termofílica, com aumento dos picos de temperatura observados, o que demonstra uma maior atividade microbiana e consequentemente uma degradação mais intensa da matéria orgânica. Portanto a elevação da temperatura pode ser utilizada como uma forma de avaliar o desempenho de um aditivo (Akdeniz, 2019; Li et al., 2017; Liu et al., 2018; Liu; Wang; Lei, 2019; Waqas et al., 2017).

A Figura 13 apresenta a temperatura das partes inferiores dos reatores em função do tempo (em dias).

Figura 13. Temperatura das partes inferiores dos reatores (em °C), em função do tempo (em dias).



A Figura 13 mostra que as temperaturas de todos os reatores se elevam rapidamente, desde o início, mantendo-se superiores à do ambiente desde o segundo dia até 91 dias. O R1 (referência) atingiu picos de temperatura de até 38 °C, enquanto que os reatores com aditivos chegaram a picos de 40 °C (R4 - celulase) e 41 °C (R2 - composto e R3 - biocarvão). O R3 (biocarvão) manteve as temperaturas mais elevadas durante 75 dias, o R4 (celulase) apresentou temperaturas mais elevadas durante 58 dias, o R2 (composto) durante 52 dias, enquanto que o R1 (referência) apresentou temperaturas mais elevadas durante 21 dias. As temperaturas médias dos reatores durante a fase em que mantiveram as temperaturas mais elevadas que do ambiente foram 32 °C para o R3 (biocarvão) e o R4 (celulase), 31 °C para o R2

(composto) e 30 °C para o R1 (referência). Portanto pode-se concluir que os três aditivos se mostraram eficientes para o prolongamento da fase termofílica e consequente degradação da matéria orgânica. Sendo em primeiro lugar o biocarvão (R3), seguido da celulase (R4) e do composto (R2). Nas regiões inferiores dos reatores praticamente não ocorre aeração, de modo que o processo de biodecomposição é predominantemente anaeróbio, o que resulta em temperaturas menos elevadas que na parte superior, onde o processo é aeróbio, devido à aeração passiva proporcionada pelas aberturas na tampa dos reatores.

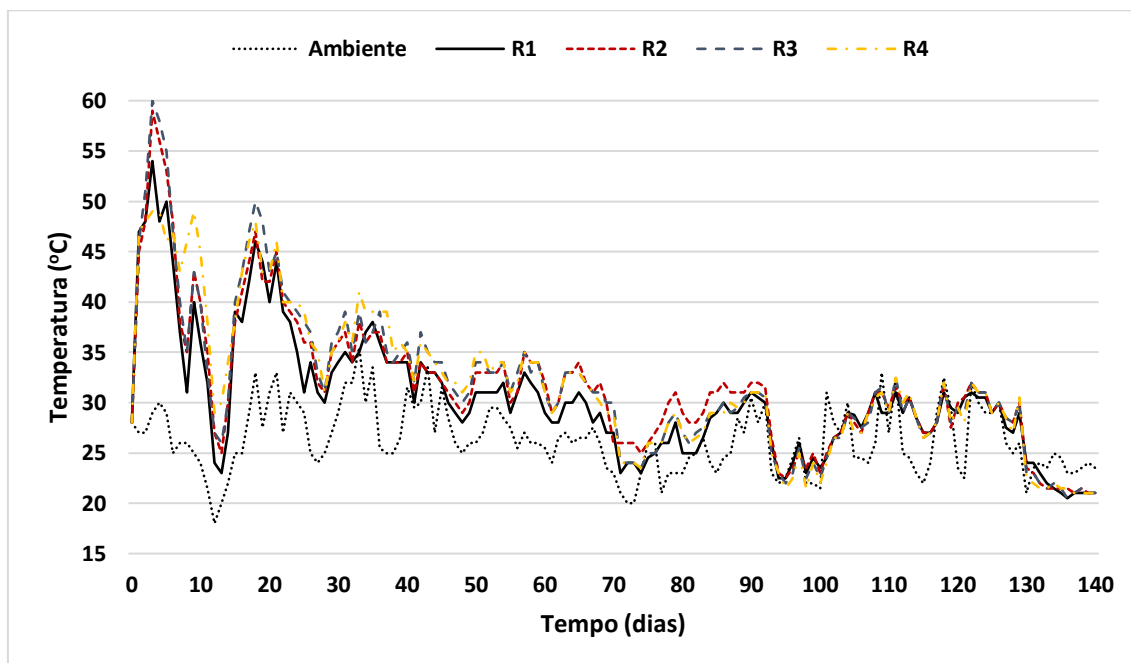
O biocarvão, por apresentar uma grande porosidade, possibilitou a aeração nas regiões inferiores, permitindo a ocorrência de processos aeróbios, o que causou maior elevação na temperatura (Akdeniz; 2019; Godlewska et al.; 2017).

A celulase, provavelmente favoreceu o processo nas regiões inferiores, por promover a decomposição da celulose, por processos que não dependem da aeração, intensificando o processo de biodecomposição, ocasionando um aumento da temperatura (Akintola et al., 2019; Liu et al., 2018; Reyes-Torres et al., 2018; Sun et al., 2021).

O composto, que tem como uma das suas principais características, a abundância de microrganismos decompositores aeróbios, foi o aditivo que demonstrou menor eficiência na intensificação do processo de decomposição, nas regiões inferiores, que apresentam pouca aeração, apresentando temperaturas inferiores que os demais (Meng et al., 2021; Sung et al., 2021; Wang; Tang; Yuan, 2022). Porém apresentando temperaturas mais elevadas que o reator de referência.

A Figura 14 apresenta a temperatura da parte superior dos reatores, em função do tempo (em dias).

Figura 14. Temperatura das partes superiores dos reatores (em °C), em função do tempo (em dias).

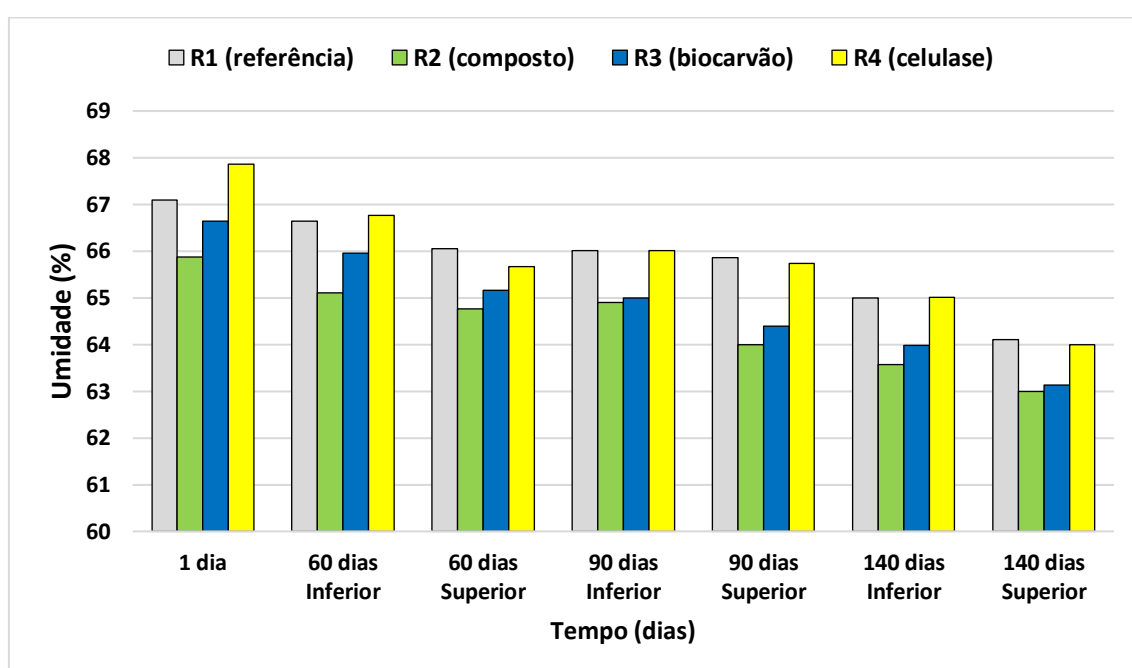


A Figura 14 mostra que as temperaturas de todos os reatores se elevam rapidamente, desde o início, mantendo-se superiores à do ambiente desde o segundo dia até 95 dias. O R1 (referência) atingiu picos de temperatura de até 48 °C, enquanto que os reatores com aditivos chegaram a picos de 49 °C (R4 - celulase), 59 °C (R2 - composto) e 60 °C (R3 - biocarvão). O R2 (composto) e o R4 (celulase) mantiveram as temperaturas mais elevadas durante 61 dias, o R3 (biocarvão) apresentou temperaturas mais elevadas durante 53 dias, enquanto que o R1 (referência) apresentou temperaturas mais elevadas durante 16 dias. As temperaturas médias dos reatores acima da temperatura ambiente foram 34 °C para o R2 (composto), para o R3 (biocarvão) e para o R4 (celulase) e 32 °C para o R1 (referência). Portanto pode-se concluir que os três aditivos se mostraram eficientes para o prolongamento da fase termofílica e consequente degradação da matéria orgânica, apresentando resultados bastante semelhantes, superiores ao do reator de referência. O composto (R2), que apresenta maior abundância de bactérias aeróbias, foi mais eficiente nas regiões superiores.

5.2 UMIDADE

Na Figura 15 pode-se observar os resultados da determinação da umidade do material compostado, das regiões superiores e inferiores, de todos os reatores, em diferentes etapas do processo.

Figura 15. Umidade do material compostado, das regiões inferiores e superiores dos reatores, em diferentes etapas do processo.



Conforme pode-se observar, em todos os reatores, não houve alterações significativas, na umidade durante o processo. O que encontra-se em consonância com as características do processo estudado.

Como tratam-se de reatores fechados, onde o substrato é mantido estático, desde o início do processo, confinado dentro do reator, sem movimentação ou adição de qualquer outro componente, não devem ser observadas modificações na porcentagem de umidade (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

O teor de umidade permaneceu, desde o início até o final do processo em torno de 65 %, na faixa considerada ideal para que ocorra o processo de compostagem

(Assandri et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Onwosi et al., 2017; Song et al., 2021).

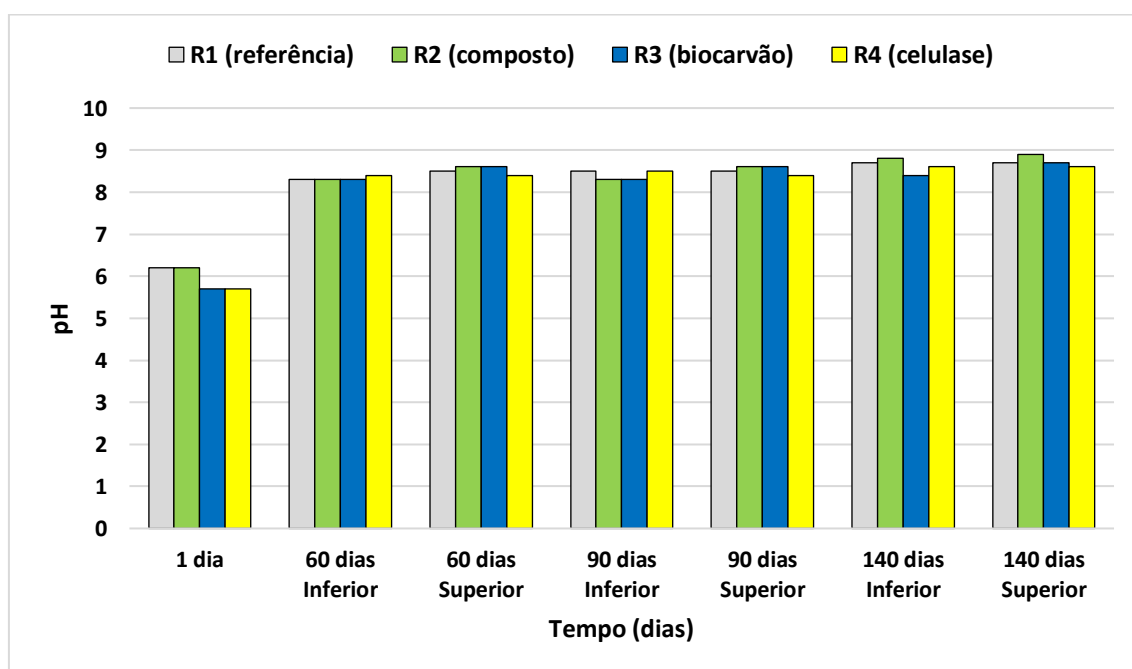
Pode-se constatar também que ocorreu, durante o processo, um pequeno decréscimo de umidade, em decorrência da evaporação, devido à elevação da temperatura, sendo um pouco maior nas regiões superiores, onde evidentemente a evaporação ocorre mais facilmente.

Em diversos estudos com reatores facultativos já foi constatado que a umidade é autorregulada no processo, não necessitando de qualquer intervenção quanto a esse parâmetro físico-químico (Almeida et al., 2021; Campos et al., 2017; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020)

5.3 pH

A Figura 16 apresenta os resultados da determinação do pH do material compostado, das regiões superiores e inferiores, de todos os reatores, em diferentes etapas do processo.

Figura 16. Variação do pH do material compostado, das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores, em diferentes fases do processo.



Como pode ser observado na Figura 16, os quatro reatores apresentaram variações semelhantes de pH durante o processo. Em todos eles no início do processo, o substrato apresentava um valor de pH entre 5,7 a 6,2. A partir do 15º dia o pH subiu para cerca de 8,0, elevando-se até próximo de 9,0, mantendo-se nesta faixa até o final do processo. Não foram observadas alterações significativas do pH, que mantiveram níveis praticamente iguais, apresentando as mesmas alterações gerais.

O aumento do pH no início do processo de compostagem pode ser atribuído ao crescimento da flora microbiana termofílica, responsável pelo processo intenso de amonificação, por meio das reações de hidrólise de proteínas e de consumo de nitrogênio orgânico facilmente disponíveis. A quantidade excedente de nitrogênio orgânico não é utilizada por grupos microbianos e isso aumenta o pH do composto (Almeida et al., 2021; Cáceres; Malinska; Marfà, 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Zhang et al., 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

As variações não foram aquelas que deveriam ser observadas em um processo de decomposição predominantemente aeróbio, pois neste caso ocorre inicialmente a formação de ácidos orgânicos (baixando o pH para cerca de 4,5), seguido de um aumento até próximo de 8,5 e chegando finalmente a valores em torno de 7,0. Porém, as variações de pH observadas podem ser justificadas, devido às características do processo empregado, onde ocorre uma associação de ambos os processos: aeróbio e anaeróbio (Almeida et al., 2021; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2023; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b; Zittel et al., 2020).

No final do processo o pH manteve-se em torno de 8,5, estando em conformidade com o pH esperado, uma vez que um pH alcalino é recomendado para o final do processo de compostagem (Assandri et al., 2021; Azim et al., 2018; Campos; Silva; Zittel, 2020; Cunha; Campos, 2023; Onwosi et al., 2017; Razaa et al., 2017; Song et al., 2021).

5.4 ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

Os espectros na região do IV geralmente apresentam bandas de absorção alargadas, para a matéria orgânica.

Como neste caso trata-se de um ambiente químico bastante complexo, onde são encontrados ácidos húmicos que apresentam grande variedade de grupos funcionais, podem ocorrer sobreposições de bandas de absorção.

Os quatro reatores apresentaram espectros bastante semelhantes podendo-se constatar, em todos eles, diferenças equivalentes durante o decorrer do processo de compostagem. Essas alterações demonstram a degradação da matéria orgânica acompanhada da formação de compostos húmicos, que vão ocorrendo com o passar do tempo, durante o processo de compostagem.

Principais picos de absorção na região do espectro de IV, do material compostado, observados neste experimento:

- 3450 - 3270 $\rightarrow$ O-H, N-H de alcoóis, fenóis, ácidos orgânicos
- 2924 - 2926 $\rightarrow$ C-H de grupos alifáticos (CH_2 , CH_3)
- 1650 - 1660 $\rightarrow$ C=C de anéis aromáticos e C=O
- 1519 - 1510 $\rightarrow$ C=C de grupos aromáticos, quinonas conjugadas a carboxilas e cetonas
- 1420 - 1410 $\rightarrow$ C-O, C-O-H; de grupos carboxílicos
- 1060- 1030 $\rightarrow$ C-O de polissacarídeos

Nas Figuras 17 - 24 encontram-se os espectros de IV das amostras das partes inferiores e das partes superiores dos Reatores, com 30, 60 e 90 dias.

Figura 17. Reator 1 (padrão), parte inferior.

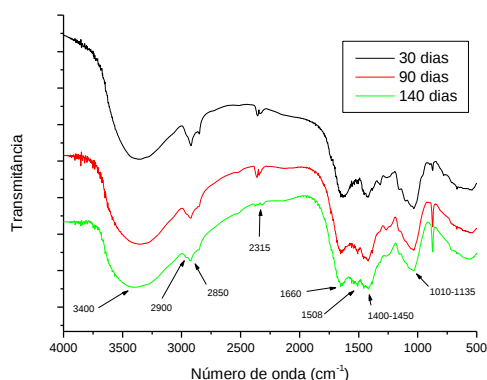


Figura 18. Reator 1 (padrão), parte superior

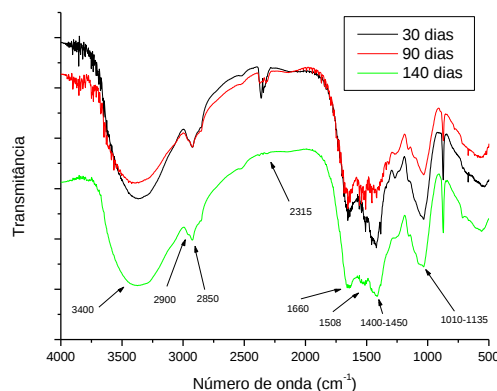


Figura 19. Reator 2 (composto), parte inferior. Figura 20. Reator 2 (composto), parte superior.

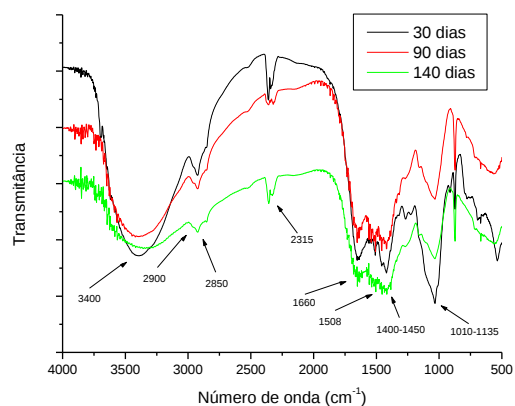
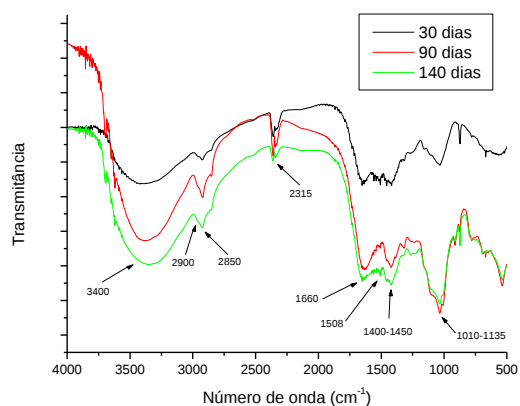


Figura 21. Reator 3 (biocarvão), parte inferior. Figura 22. Reator 3 (biocarvão), parte superior.

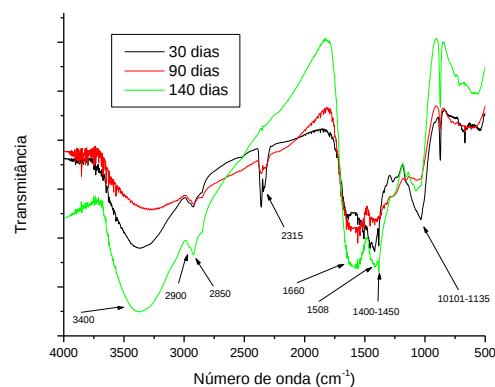
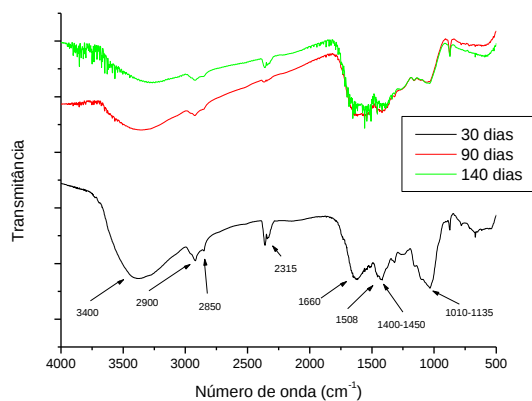
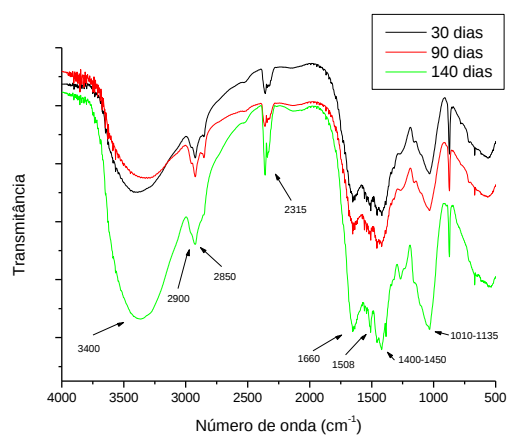
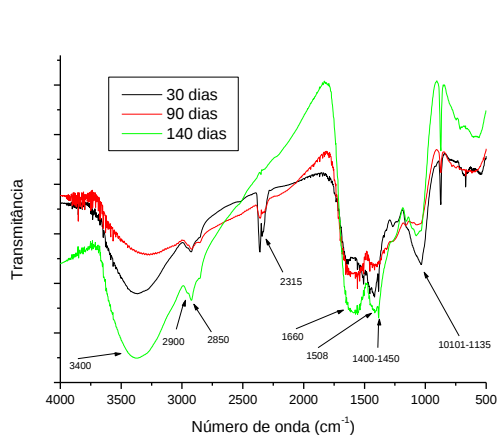


Figura 23. Reator 4 (celulase), parte inferior. Figura 24. Reator 4 (celulase), parte superior.



Pode-se observar que os espectros apresentam regiões semelhantes de absorbância, ocorrendo no entanto diferenças na intensidade de alguns picos.

Todos os espectros apresentam uma banda larga na região de 3400 cm^{-1} devido ao estiramento OH, em 2900 cm^{-1} , uma banda bem definida referente ao estiramento assimétrico de C alifático, em 2850 cm^{-1} uma banda correspondente ao estiramento de C do grupo CHO (aldeído) (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Hagemann et al., 2018; Yang et al., 2020; Zittel et al., 2018b).

Também pode-se observar, em todos os espectros, uma diminuição dos picos de absorção na região de 2900 cm^{-1} , que indica a biodegradação de grupos alifáticos. E próximo a 2315 cm^{-1} pode-se observar um pico de absorção devido ao CO_2 preso na matriz de KBr (componente das pastilhas empregadas na análise de IV), provavelmente devido à descarboxilação do grupo COOH.

Na região de 1660 cm^{-1} observa-se a intensificação da banda característica da insaturação Carbono-Carbono, atribuída ao estiramento C=C de anéis aromáticos, demonstrando a condensação das cadeias carbônicas (Almeida et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Hagemann et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

Pode-se observar uma intensificação na banda próxima a 1508 cm^{-1} relacionada a quinonas conjugadas a carboxilas e cetonas, correspondente ao alongamento Carbono-Carbono de grupos aromáticos.

Entre 1400 e 1450 cm^{-1} observam-se bandas que podem se referir ao estiramento assimétrico C-O, deformação O-H e deformação C-O-H dos grupos carboxílicos e estiramento simétrico dos íons COO^- e entre 1010 e 1135 cm^{-1} observam-se bandas relativas ao estiramento C-O de polissacarídeos (Almeida et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Hagemann et al., 2018; Yang et al., 2020; Zittel et al., 2018b).

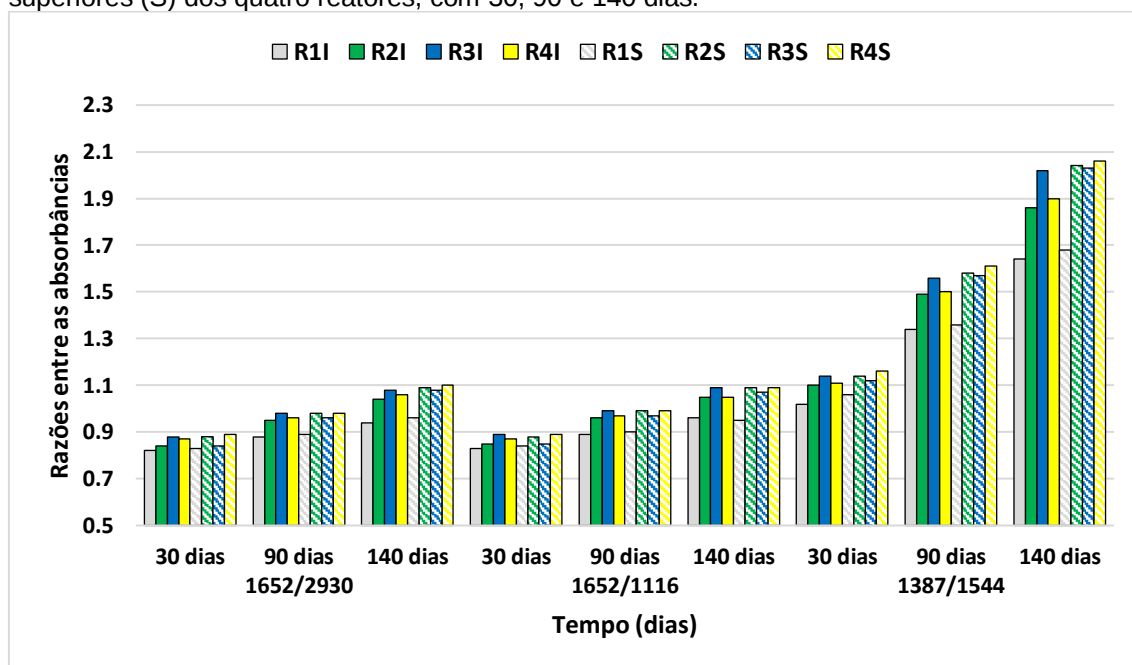
Os reatores apresentaram um comportamento semelhante, porém apresentando diferenças na intensidade dos picos de absorção.

De um modo geral, comparando-se os vários espectros, relacionando as alterações observadas ao decorrer do tempo do processo, pode-se constatar que, em todos os substratos, ocorreu um aumento de Carbonos aromáticos acompanhado da diminuição de Carbonos de cadeias alifáticas, que é considerado um indicador da degradação da matéria orgânica inicial, seguida da sua estabilização com a formação de um substrato humificado (Almeida et al., 2021; Campos; Silva; Zittel, 2020;

Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Biyada et al., 2020; Hagemann et al., 2018; Liu et al., 2021; Yang et al., 2020; Zittel et al., 2018b).

Na Figura 25 encontra-se as razões entre os números de onda $1652/2930\text{ cm}^{-1}$ (que corresponde à razão C-aromático/C-alifático), $1652/1116\text{ cm}^{-1}$ (que corresponde à razão C-aromático/C-polissacarídeos) e $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ (que corresponde à razão C-fenólico/C-aromático-N), das regiões inferiores (I) e das regiões superiores (S) dos quatro reatores, com 30, 90 e 140 dias.

Figura 25. Razões $1652/2930\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-alifático), $1652/1116\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-polissacarídeos) e $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ (C-fenólico/C-aromático-N), das regiões inferiores (I) e das regiões superiores (S) dos quatro reatores, com 30, 90 e 140 dias.



Nas regiões inferiores, pode-se constatar que ocorreu um aumento na razão $1652/2930\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-alifático) de 0,82, 0,84, 0,88 e 0,87 no 30º, dia para 0,94, 1,04, 1,08 e 1,06 em 140 dias para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, e que a redução de carboidratos facilmente degradáveis associada ao aumento da razão $1652/1116\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-polissacarídeos) indicou a oxidação de compostos alifáticos e a formação de estruturas aromáticas de HA (Li et al., 2017; Zittel et al., 2018b). A relação $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ (C-fenólico/C-aromático-N) apresentou um aumento de 1,02, 1,10, 1,14 e 1,11 em 30 dias, para 1,64, 1,86, 2,02 e 1,90 em 140 dias, respectivamente, nas amostras em R1, R2, R3 e R4, demonstrando um aumento de grupos fenólicos e carboxilato (Li et al., 2017; Zittel et al. 2018b).

Nas regiões superiores, pode-se constatar que ocorreu um aumento na razão $1652/2930\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-alifático) de 0,83, 0,88, 0,84 e 0,89 no 30º dia para 0,96, 1,09, 1,08 e 1,10 em 140 dias, para R1, R2, R3 e R4, respectivamente, e que a redução de carboidratos facilmente degradáveis associada ao aumento da razão $1652/1116\text{ cm}^{-1}$ (C-aromático/C-polissacarídeos) indicou a oxidação de compostos alifáticos e a formação de estruturas aromáticas de HA. A relação $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ (C-fenólico/C-aromático-N) apresentou um aumento de 1,06, 1,14, 1,12 e 1,16 em 30 dias, para 1,68, 2,04, 2,03 e 2,06 em 140 dias, respectivamente, nas amostras em R1, R2, R3 e R4, demonstrando um aumento de grupos fenólicos e carboxilato (Li et al., 2017; Zittel et al. 2018b).

A elevação do índice de $1387/1544\text{ cm}^{-1}$ corresponde ao aumento de carbonos aromáticos unidos a diferentes grupos químicos: fenólico (OH), carboxilato (COO^-), quinonas, amidas e nitratos, indicando um crescente grau de humificação e maturidade dos compostos (Meng et al., 2017; Zittel et al. 2018b). Pode-se constatar que os três aditivos se mostraram eficientes, pois todos apresentaram maiores índices em relação ao composto do R1 (de referência). Nas regiões inferiores o composto do R3 (biocarvão) apresentou índices um pouco mais elevados, sugerindo maior conteúdo desses grupos em sua estrutura, seguido pelos compostos do R4 (celulase) e do R3 (biocarvão), que apresentaram índices semelhantes. Nas regiões superiores os índices apresentados pelos compostos dos reatores R2, R3 e R4 foram bastante semelhantes e mais elevados que das regiões inferiores.

5.5 ESPECTROSCOPIA DE ULTRAVIOLETA/VISÍVEL (UV-VIS)

Embora os espectros de UV-Vis de matéria orgânica não apresentem bandas específicas que possam ser atribuídas a um determinado grupo cromóforo, capaz de caracterizar um grupo funcional, esta técnica vem sendo bastante utilizada na avaliação do grau de aromaticidade e do grau de humificação. Através dela também é possível avaliar o grau de condensação de anéis aromáticos, pois no espectro de UV/Vis ocorre um aumento no comprimento de onda proporcional ao aumento do número de anéis condensados (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

Nas Figuras 26 - 33 estão representadas as curvas de absorção de UV-Vis das amostras dos quatro reatores, das regiões inferiores e superiores, com 1, 30, 60, 90, 100, 110, 120, 130 e 140 dias.

Figura 26. Reator 1, parte inferior.

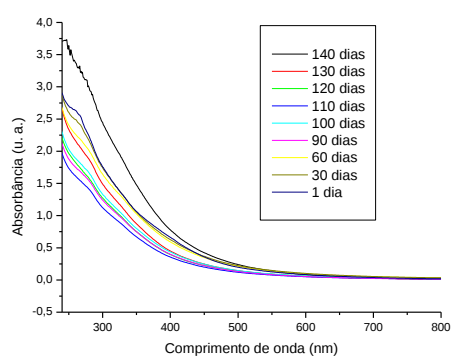


Figura 27. Reator 1, parte superior.

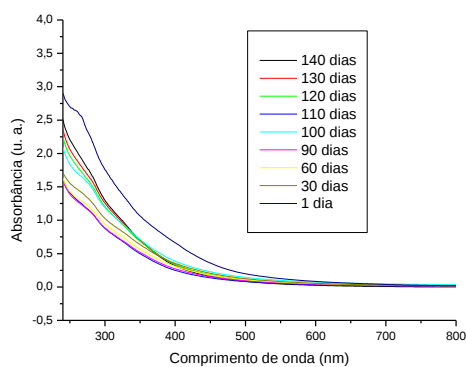


Figura 28. Reator 2, parte inferior.

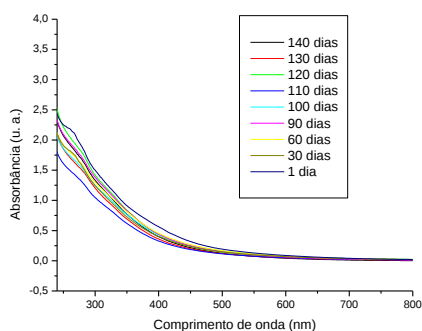


Figura 29. Reator 2, parte superior.

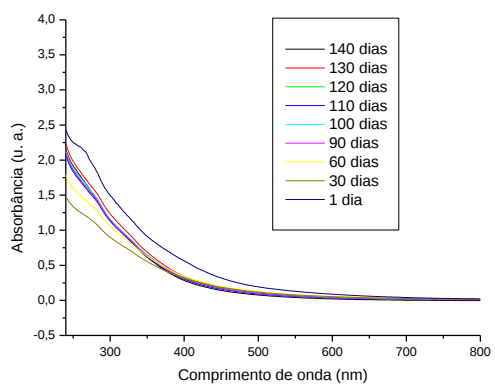


Figura 30. Reator 3, parte inferior.

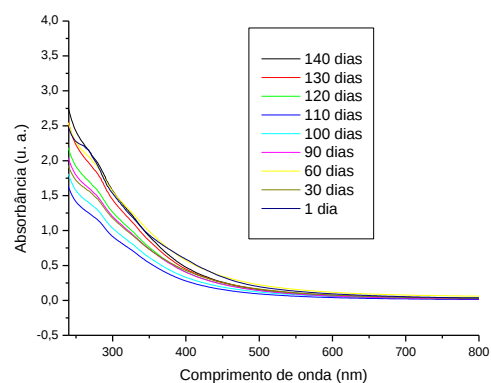


Figura 31. Reator 3, parte superior.

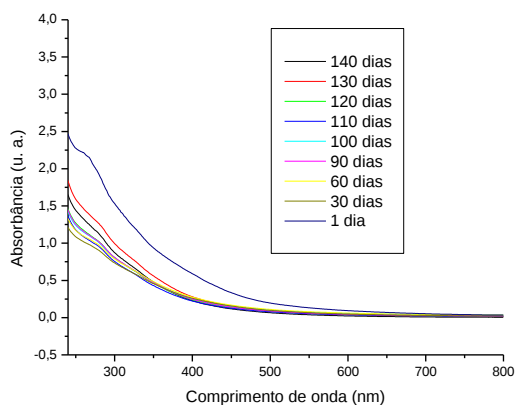


Figura 32. Reator 4, parte inferior.

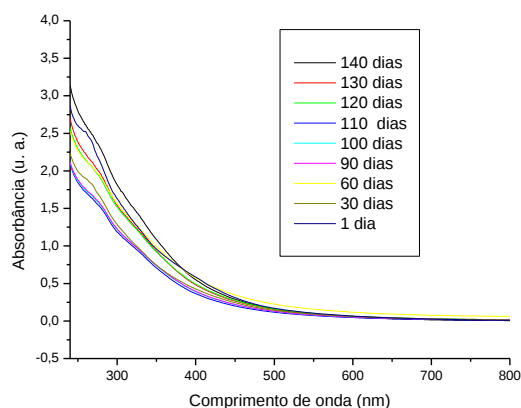
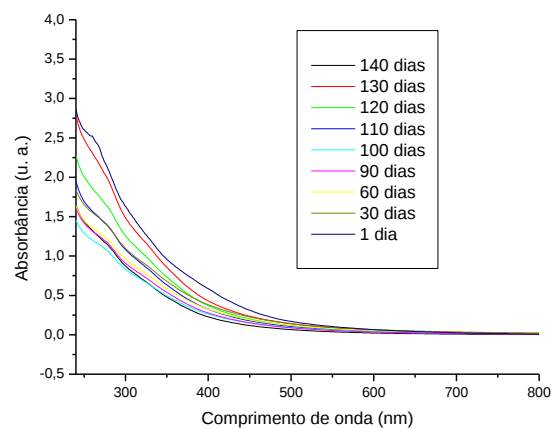


Figura 33. Reator 4, parte superior.



Nos espectros de UV-Vis observam-se três faixas de absorção importantes no processo de compostagem:

- A faixa de 200 a 290 nm se relaciona aos grupos de lignina, quinona e grupos alifáticos, presentes no início do processo;
- A faixa de 460 a 480 nm corresponde à despolimerização de macromoléculas orgânicas e ao início da humificação;
- A faixa de 600 a 670 nm encontra-se relacionada ao grau de humificação do composto, com grupos oxigenados, ligados às estruturas aromáticas de ácidos húmicos, indicando a presença de materiais altamente humificados, com alto grau de grupos aromáticos condensados (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

As absorções observadas correspondem à presença de ligações duplas ($C=C$, $C=O$, $N=N$), e as variações que ocorrem nas suas intensidades, ao longo do processo, estão relacionadas às alterações dos grupos funcionais da matéria orgânica em sua estrutura e complexidade, com a formação de ácidos húmicos.

A razão E_2/E_3 , que relaciona as intensidades de absorção entre 250 e 365 nm, e a razão E_4/E_6 , que relaciona as intensidades de absorção entre 465 e 665 nm, têm sido bastante utilizadas para verificar o grau de condensação do núcleo aromático de ácidos húmicos, indicando a estabilização e a maturidade do composto, no decorrer do processo (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020;

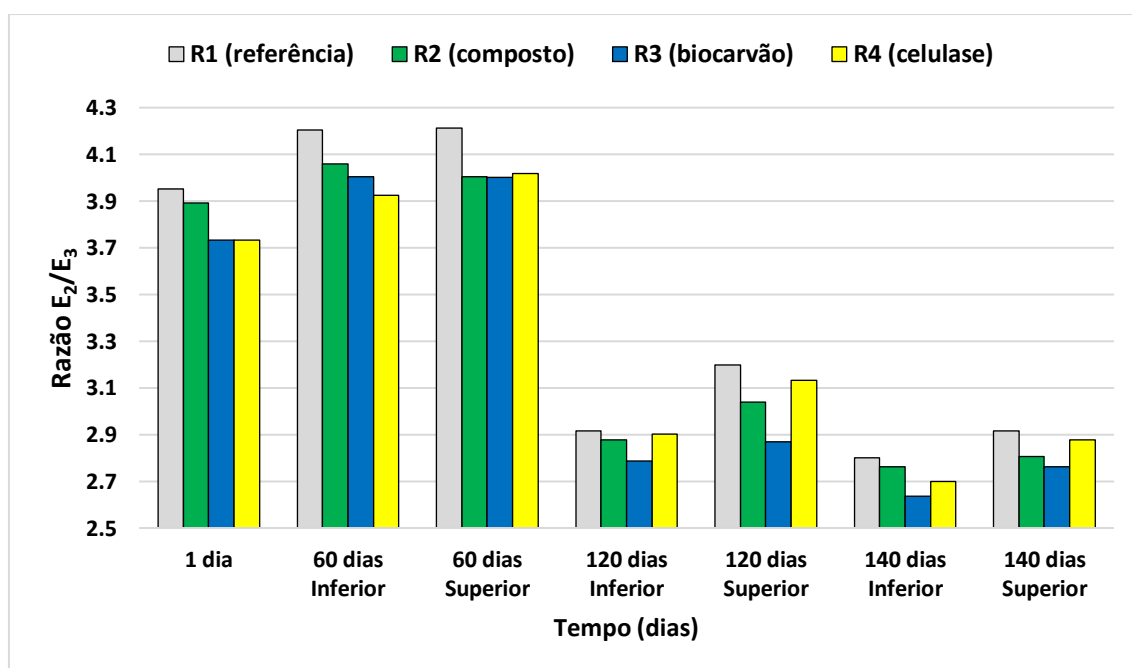
Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Zittel et al., 2018b).

5.5.1 Razão E_2/E_3

A partir dos espectros de absorção de UV-Vis foram determinadas as razões E_2/E_3 , que relacionam as intensidades de absorção entre 250 nm e 365 nm. Este índice de absorção, que relaciona as regiões de baixo comprimento de onda (< 400 nm), corresponde às moléculas mais simples, que absorvem nesta região. Portanto devido à diminuição neste índice pode-se inferir que houve degradação ou transformações dessas moléculas (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Hagemann et al., 2018; Yang et al., 2020).

Na Figura 34 estão representadas a variação da razão E_2/E_3 , em função do tempo, das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores:

Figura 34. Variação da razão E_2/E_3 em função do tempo (em dias), das partes inferiores e superiores, dos quatro reatores.



A razão E_2/E_3 , diminuiu de 3,95, 3,89, 3,73 e 3,73 no primeiro dia, para 2,80, 2,76, 2,63 e 2,70 nas regiões inferiores, e 2,92, 2,76, 2,88 e 2,81, nas regiões superiores, no 140º dia, para as mostras de HA de R1, R2, R3 e R4, respectivamente.

A Razão E_2/E_3 , relaciona as regiões de baixo comprimento de onda, correspondentes às moléculas mais simples, grupos de lignina, quinona e grupos alifáticos, presentes no início do processo, que absorvem nesta região, de modo que a sua diminuição indica que houve degradação ou transformações dessas moléculas (Campos; Silva; Zittel, 2020; Yang et al., 2020).

5.5.2 Razão E_4/E_6

A partir dos espectros de absorção de UV-Vis foram determinadas as razões E_4/E_6 , que relacionam as intensidades de absorção entre 465 nm e 665 nm.

Na literatura encontram-se referências de que a relação E_4/E_6 é inversamente proporcional ao grau de condensação das estruturas aromáticas, de modo que uma relação E_4/E_6 elevada indica um baixo grau de condensação aromática e a presença de muitas estruturas alifáticas (Almeida et al., 2021; Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020; Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha; Campos, 2022; Zittel et al., 2018b).

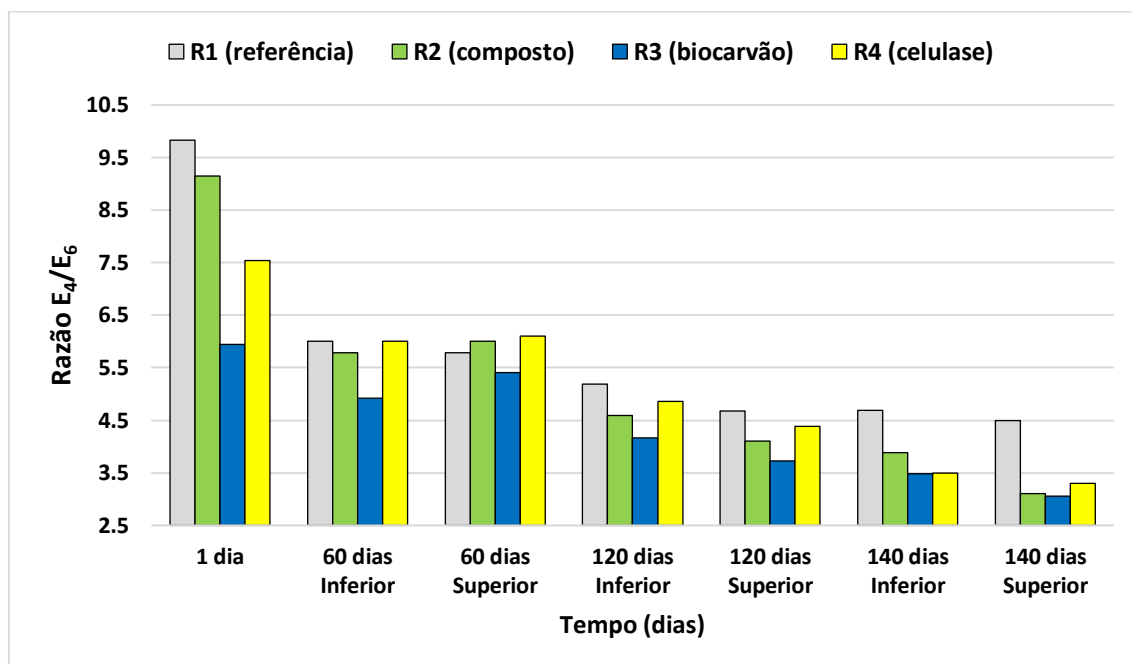
A condensação dos anéis aromáticos desloca a absorção para comprimentos de onda cada vez maiores, até atingir a região do visível, onde se obtém a razão E_4/E_6 . Portanto a relação E_4/E_6 encontra-se relacionada com os anéis aromáticos condensados e não com a aromaticidade total. Dessa forma, uma estrutura do tipo da lignina, apesar de possuir uma grande quantidade de anéis aromáticos, possui uma relação E_4/E_6 elevada, pois estes anéis não se encontram condensados.

Os estudos realizados por Saab e Martin-Neto (2007), utilizando RMN CP/MAS ^{13}C (polarização cruzada com rotação em torno do ângulo mágico) em estado sólido, empregando a técnica DD (desacoplamento defasado), na análise de AH, comprovam que a razão E_4/E_6 está associada à quantidade de anéis aromáticos condensados e não com a aromaticidade total da amostra.

Portanto a diminuição da razão E_4/E_6 em função do tempo, relaciona-se com o aumento da quantidade de anéis aromáticos condensados, o que está associado à estabilização da matéria orgânica.

Na Figura 35 encontram-se as variações da razão E_4/E_6 , em função do tempo, das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores.

Figura 35. Variação da razão E_4/E_6 em função do tempo (em dias), das regiões inferiores e superiores, dos quatro reatores.



A razão E_4/E_6 , diminuiu de 9,83, 9,15, 5,95 e 7,54 no primeiro dia, para 4,69, 3,88, 3,48 e 3,49 nas regiões inferiores, e 4,50, 3,01, 3,30 e 3,12, nas regiões superiores, no 140º dia, para as mostras de HA de R1, R2, R3 e R4, respectivamente, indicando aumento de núcleos aromáticos policondensados, de alto peso molecular (Zhang et al., 2017; Zittel et al., 2018b). A relação E_4/E_6 é inversamente proporcional ao grau de condensação aromática, de modo que uma razão elevada indica a presença de muitas estruturas alifáticas e um baixo grau de condensação aromática (Biyada et al., 2020; Campos; Silva; Zittel, 2020).

Por meio das variações observadas nas razões E_2/E_3 e E_4/E_6 pode-se constatar que os três aditivos foram eficientes em promover degradação ou transformações das moléculas mais simples (grupos de lignina, quinona e grupos alifáticos) e elevar o grau de condensação aromática. O biocarvão apresentou um melhor desempenho nas regiões inferiores, provavelmente devido à sua elevada porosidade, melhorando a aeração, permitindo a ocorrência de processos aeróbios, aliados às suas características de promover o desenvolvimento e a diversidade microbiana (inclusive nitrificantes), o teor de umidade, a disponibilidade de nutrientes e o pH, entre outras. A celulase apresentou um desempenho um pouco superior ao do composto, nas regiões inferiores, provavelmente por promover a decomposição da celulose, através de processos que não dependem da aeração, intensificando o processo de

biodecomposição. O composto, que apresenta abundância de microrganismos decompositores aeróbios, foi mais eficiente nas regiões superiores.

5.6 ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA NUCLEAR DE ^{13}C (RMN DE ^{13}C)

Nos espectros de RMN de ^{13}C (Figuras 36 e 37) são observadas bandas características, em determinadas faixas de deslocamentos químicos, para as substâncias húmicas extraídas das regiões inferiores e superiores dos biodecompositores. A partir das áreas desses espectros foram calculadas as intensidades relativas dos grupos de interesse (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b):

- alifáticos não substituídos $\rightarrow$ 0 – 45 ppm
- metoxil e N – alifáticos $\rightarrow$ 45 – 60 ppm
- O – alifáticos, carboidratos e polissacarídeos $\rightarrow$ 60 – 110 ppm
- aromáticos $\rightarrow$ 110 – 140 ppm
- fenólicos $\rightarrow$ 140 – 160 ppm
- carboxílicos $\rightarrow$ 160 – 195 ppm

Figura 36. Espectros de RMN de ^{13}C das amostras sólidas das substâncias húmicas extraídas das regiões inferiores dos reatores, no final do processo de biodecomposição.

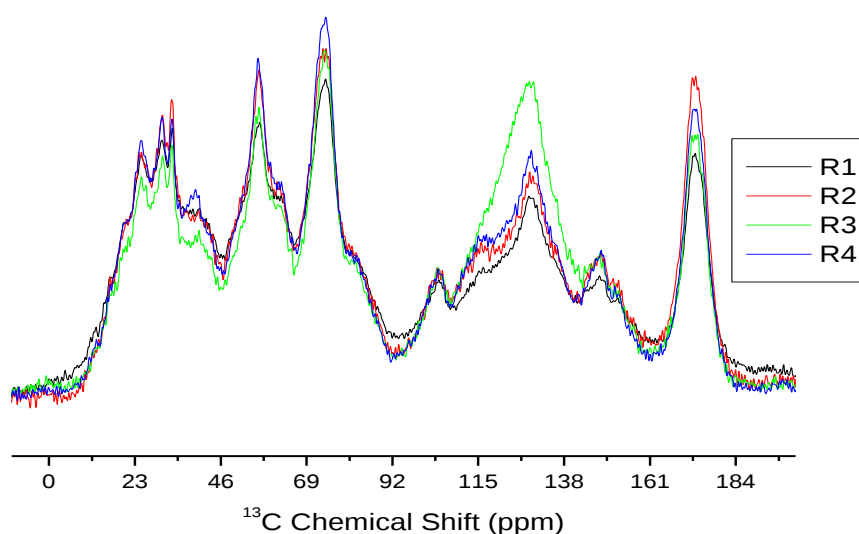
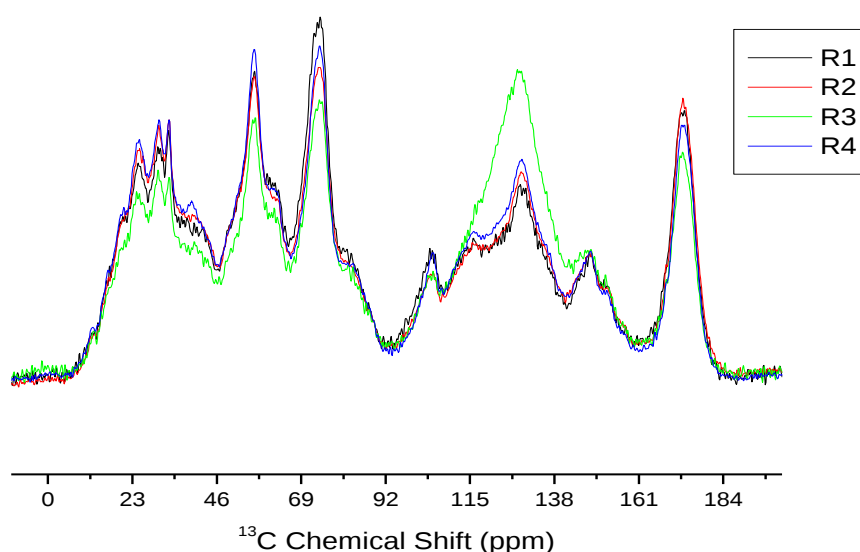
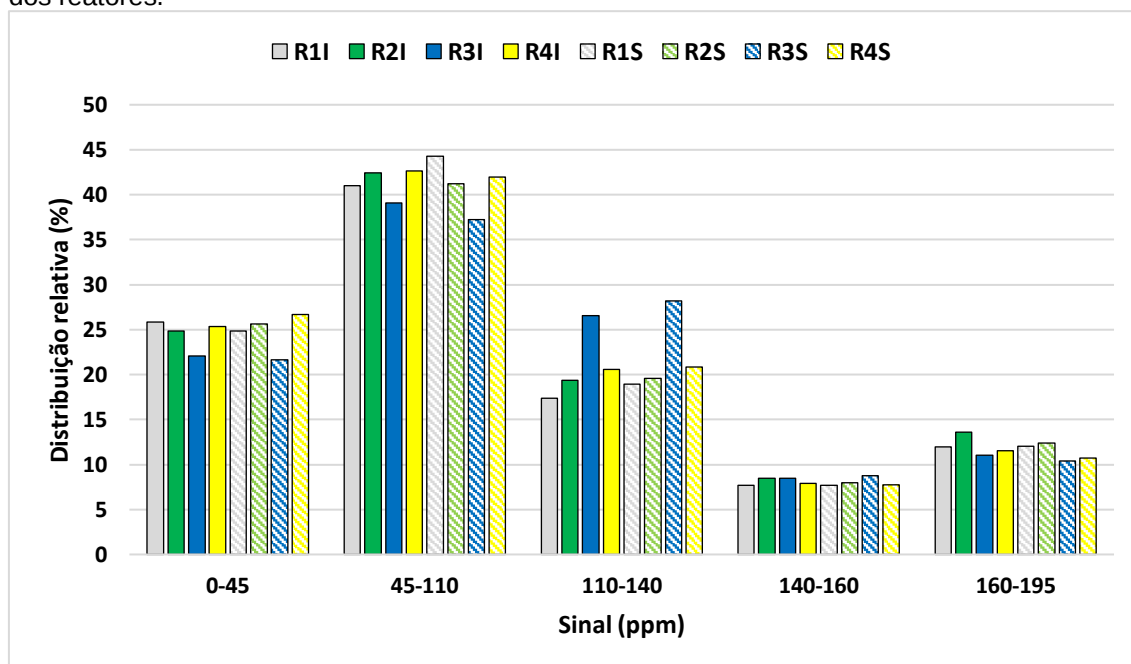


Figura 37. Espectros de RMN de ^{13}C das amostras sólidas das substâncias húmicas extraídas das regiões superiores dos reatores, no final do processo de biodecomposição.



A distribuição relativa (%) do sinal em relação ao deslocamento químico (ppm) nos espectros de RMN de ^{13}C VACP-MAS de estado sólido dos HA, das principais áreas de ressonância, no final do processo (140 dias) são mostradas na Figura 38.

Figura 38. Distribuição relativa do sinal em relação ao deslocamento químico (ppm) em Espectros de RMN de ^{13}C dos HA obtidos no final do processo (140 dias), das regiões inferiores (I) e superiores (S), dos reatores.



A integração dos principais deslocamentos químicos de ressonância nos espectros de RMN de ^{13}C é apresentada na Figura 8. Os sinais na região entre 0 e 45

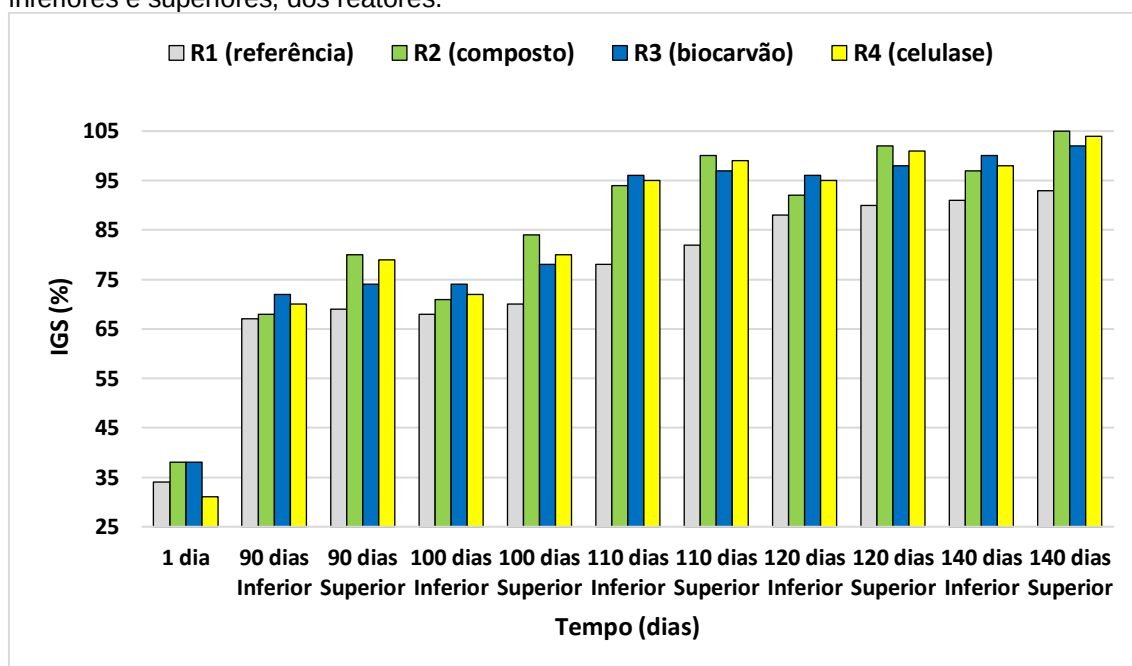
ppm podem ser atribuídos aos carbonos alifáticos dos grupos terminais metil e grupos de ácidos graxos, lipídios e outros biopolímeros. A região alifática substituída entre 45 e 110 ppm apresentou um sinal de ressonância em torno de 40% para os 8 compostos e picos predominantes em torno de 75 ppm e 105 ppm, atribuídos aos carbonos de carboidratos substituídos por átomos de oxigênio e estruturas de polissacarídeos e celulose ou álcoois alifáticos, enquanto os carbonos alifáticos de alta ressonância a 55 ppm estão associados aos grupos metoxil do éter aromático. Os resultados revelaram a presença de grupos metoxi e éteres aromáticos, resistentes à degradação microbiana, as quais tornaram-se parte da estrutura do HA (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b). A região de 110 a 140 ppm é atribuída a átomos de carbonos aromáticos substituídos por C. Todas as amostras de HA apresentaram sinal de ressonância superior a 15 %, porém as amostras do R1 foram as que apresentaram menor porcentagem, indicando que todos os aditivos promoveram a formação de estruturas aromáticas. As amostras do R3 apresentaram os maiores sinais de ressonância (entre 25 e 30 %), provavelmente devido à estrutura do biocarvão, que possui núcleos aromáticos, os quais devem ter intensificado o sinal, dificultando, portanto, a avaliação do desempenho do biocarvão na formação de estruturas aromáticas, em relação aos demais aditivos (Wang; Wang, 2019; Zhang et al., 2019). A região de 140 a 160 ppm é associada a átomos de carbonos aromáticos ligados a átomos de O ou N, enquanto a que região de 160–195 ppm indica a existência de ambiente químico de carbonila cetônica, éster e amida. Todas as amostras apresentaram um sinal entre 5 e 10 %, na região de 140-160 ppm, e em torno de 10 %, na região de 160–195 ppm, demonstrando que em todos houve formação de quantidades semelhantes destes compostos (Hagemann et al., 2018; Kong et al., 2018; Liu et al., 2021; Zittel et al., 2018b).

Os dados de RMN de ^{13}C revelaram que ocorreu maior formação de carbonos aromáticos substituídos por C (110-140 ppm), superior a 15 %, seguidos pela formação de carbonos de carbonila cetônica, ésteres e amidas (160–195 ppm), em torno de 10 %, e pela formação de carbonos aromáticos ligados a átomos de O ou N (160–195 ppm), entre 5 e 10 %, demonstrando que todos os compostos atingiram a maturidade e as características de composto humificado.

5.7 ÍNDICE DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES (IGS)

Na Figura 39 encontra-se o Índice de germinação de sementes (IGS) em função do tempo (em dias), das regiões inferiores e superiores, dos reatores.

Figura 39. Índice de germinação de sementes (IGS) em função do tempo (em dias), das regiões inferiores e superiores, dos reatores.



O IGS é um parâmetro que avalia a fitotoxidade e o grau de maturidade do composto. Os resultados revelam que o IGS aumentou durante o período de compostagem, o que corresponde à redução de substâncias fitotóxicas e ao aumento do composto humificado. Pode-se constatar que os três aditivos demonstraram-se igualmente eficientes em otimizar o processo, inclusive reduzindo o tempo de compostagem necessário para a maturação do composto. O IGS recomendado é >50%, o qual indica um meio livre de fitotoxidade, sendo que 80 % é considerado o ideal para avaliar um composto maduro (Campos; Ressetti; Zittel, 2014; Cunha et al., 2018; Zhang et al. 2018; Zittel et al., 2018a; Zittel et al., 2018b).

Nas regiões inferiores dos reatores todos os compostos dos reatores com aditivos ultrapassaram 80 % aos 110 dias. O R3 (biocarvão) com 96 %, o R4 (celulase) com 95 % e o R2 (composto) com 94 %. O R1 (de referência) atingiu 88 % aos 120 dias.

Nas regiões o composto do R2 (composto) chegou a 80 % aos 90 dias, do R4 (celulase) chegou a 80 % aos 100 dias, do R3 (biocarvão) chegou a 97 % e do R1 (referência) a 82 %, aos 110 dias.

No final do processo, aos 140 dias, nas regiões inferiores, o R3 apresentou IGS 100 %, o R4 98 %, o R2 97 %, e o R1 91 %. Nas regiões superiores o R2 teve um IGS de 105 %, o R4 104 %, o R3 102 %, e o R1 93 %.

6 CONCLUSÕES

Analisando-se os dados obtidos pelo monitoramento do processo, através da temperatura, pH, IGS, das relações E_2/E_3 e E_4/E_6 (UV/Vis) e dos dados obtidos por FTIR e RMN de ^{13}C , pode-se concluir que os três aditivos demonstraram-se eficientes na otimização do processo de compostagem de tabaco, resíduos sólidos orgânicos e serragem, em reator facultativo, pois promoveram a degradação das moléculas mais simples, o aumento dos índices de humificação e de agrupamentos aromáticos condensados, superando sempre os resultados do reator de referência.

Através dos dados obtidos pode-se constatar que o biocarvão foi o aditivo que apresentou um melhor desempenho nas regiões inferiores, provavelmente devido à sua elevada porosidade, melhorando a aeração, permitindo a ocorrência de processos aeróbios (mais eficientes na degradação da MO), aliados às suas características de promover o desenvolvimento e a diversidade microbiana (inclusive nitrificantes), o teor de umidade e a disponibilidade de nutrientes, entre outras. A celulase apresentou um desempenho superior ao do composto, nas regiões inferiores, provavelmente por promover a decomposição da celulose, através de processos que não dependem da aeração, intensificando o processo de biodecomposição. O composto, que apresenta abundância de microrganismos decompositores aeróbios, foi mais eficiente nas regiões superiores. Nas regiões superiores os três aditivos apresentaram uma eficiência bastante semelhante. Portanto pode-se concluir que o biocarvão foi o aditivo que demonstrou maior eficiência, seguido pela celulase, em segundo lugar, e pelo composto, em terceiro lugar.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Fazer o monitoramento em intervalos de tempo menores, após 60 dias, para detectar em que tempo cada composto atinge os índices esperados.

Utilizar outras formas de monitoramento como razão C/N, condutividade elétrica (CE) e capacidade de troca catiônica (CTC).

REFERÊNCIAS

- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. NBR: 10007: Amostragem de resíduos: Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington American Public Health Association, 2005.
- AKDENIZ, N. A systematic review of biochar use in animal waste composting. **Waste Management**. v. 88: p. 291-300, 2019.
- AKINTOLA, A.; OYEDEJI, O.; ADEWALE, I.; BAKARE, M. Production and physicochemical properties of thermostable, crude cellulase from *Enterobacter cloacae* ip8 isolated from plant leaf litters of *Lagerstroemia indica* linn. The Journal of Microbiology, **Biotechnology and Food Sciences**. n. 8, p. 989-994, 2019.
- AL-ALAWI, M.; SZEGI, T.; EL FELS, L.; HAFIDI, M.; SIMON, B.; GULYAS, M. Green waste composting under GORE(R) cover membrane at industrial scale: physico-chemical properties and spectroscopic assessment. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**. n. 8 (Suppl 1):S385–S397, 2019.
- ALMEIDA, T. E. de.; SILVA, C. P. da.; ZITTEL, R.; GONÇALVES, D. R. P.; CAMPOS, S. X. de. Composting of Seized Cigarette Tobacco and Industrial Sewage Sludge With Sawdust or Garden Pruning. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**. Investigación, Desarrollo y práctica. v. 14(3), p. 1094–1108, 2021.
- ASADU, C. O.; EGBUNA, S. O.; CHIME, T. O.; EZE, C. N.; KEVIN, D.; MBAH, G. O.; EZEMA, A. C. Survey on solidwastesmanagement by composting: Optimization of key process parameters for biofertilizer synthesis from agro wastes using response surface methodology (RSM). **Artificial Intelligence in Agriculture**. v. 3 p. 52–61, 2019.
- ASSANDRI, D.; PAMPURO, N.; ZARA, G.; CAVALLO, E.; BUDRONI, M. Suitability of Composting Process for the Disposal and Valorization of Brewer's Spent Grain. **Agriculture**. v. 11, 2021.
- ATKINS, O. N.; JONES, L. **Princípios de química**: questionando a vida moderna e o meio ambiente. 5 ed., Porto Alegre: Bookman, 2011.
- AZIM, K.; SOUDI, B.; BOUKHARI, S.; PERISSOL, C.; ROUSSOS, S., ALAMI, I. T. Composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agriculture**. n. 8, p. 141–158, 2018.
- AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; CHEN, H.; AWASTHI, S. K.; WANG, M.; REN, X.; ZHAO, J.; ZHANG, Z. Beneficial effect of mixture of additives amendment on enzymatic activities, organic matter degradation and humification during biosolids co-composting. **Bioresource Technology**. n. 247, p. 138-146, 2018a.

AWASTHI, S. K.; WONG, J. W. C.; LI, J.; WANG, Q.; ZHANG, Z.; KUMAR, S.; AWASTHI, M. K. Evaluation of microbial dynamics during post-consumption food waste composting. **Bioresource Technology**. n. 251, p. 181-188, 2018b.

AWASTHI, S. K.; SARSAIYAB, S.; AWASTHI, M. K.; LIUA, T.; ZHAOA, J.; KUMARC, S.; ZHANGA, Z. Changes in global trends in food waste composting: Research challenges and opportunities. **Bioresource Technology**. v. 299, 122555, 2020.

BASHIROVA A; PRAMANIK S; VOLKOV P; ROZHKOVA A; SCHWANEBERG U; DAVARI M. Disulfide Bond Engineering of an Endoglucanase from *Penicillium verruculosum* to Improve Its Thermostability. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 7, p. 1602, 2019.

BARBOSA, K. Production, characterization and purification of cellulase from bacteria in the intestinal tract of *Diatraea saccharalis*. Tese. **Universidade Federal de Alagoas. Programa de Pós-graduação em Química e Biotecnologia**, 2019.

BASHIROVA A; PRAMANIK S; VOLKOV P; ROZHKOVA A; SCHWANEBERG U; DAVARI M. Disulfide Bond Engineering of an Endoglucanase from *Penicillium verruculosum* to Improve Its Thermostability. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 7, p. 1602, 2019.

BIAN, B.; HU, X.; ZHANG, S.; LV, C.; YANG, Z.; YANG, W.; ZHANG, L. Pilot-scale composting of typical multiple agricultural wastes: Parameter optimization and mechanisms. **Bioresource Technology**. v. 287, 121482 , 2019.

BIYADA, S.; MERZOUKI, M.; ELKARRACH, K.; BENLEMLIH, M. Spectroscopic characterization of organic matter transformation during composting of textile solid waste using UV–Visible spectroscopy, Infrared spectroscopy and X-ray diffraction (XRD). **Microchemical Journal**. v. 195, 105314, 2020.

CÁCERES, R.; MALINSKA, K.; MARFA, O. Nitrification within composting: a review. **Waste Management**. n. 72, p. 119–137, 2018.

CAMPOS, S. X. de.; SILVA, C. P. da.; ZITTEL, R. Compostagem em reator de tabaco de cigarro contrabandeado e resíduo orgânico doméstico: estudo físico, químico e espectroscópico. **Revista Tecnologia e Sociedade**. Curitiba, v.16, n.41, p. 56-68. Ed. Especial, 2020.

CAMPOS, S. X. de.; 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 analyses. **Waste Management & Research**. v. 32, p. 1186-1191, 2014.

CAMPOS, S. X. de.; ZITTEL, R.; CUNHA, K.; COLARES, L. Home Composting Using Facultative Reactor. In: **Solid Waste Management in Rural Areas**. InTech, 2017. DOI 10.5772/intechopen.69429

CHAHAR, N. E. H.; CHAKCHOUK, M.; ENGLER, N.; NASSOUR, A.; NELLES, M.; HAMDI, M. Optimization of Food Waste and Biochar In-Vessel Co-Composting. **Sustainability**. v. 12, p.1356, 2020.

CHEN, W.; LIAO, X.; WU, Y.; LIANG, J. B.; MI, J.; HUANG, J.; ZHANG, H.; WU, Y.; QIAO, Z.; LI, X.; WANG, Y. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting. **Waste Management**. v. 61, p. 506–515, 2017.

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

CUNHA, K. M. da.; CAMPOS, S. X. de. Composting in facultative reactors: a review. **Organic Agriculture**. n.13, p. 1–14, 2023.

CUNHA, K. M. da.; NIZER, ABREU, J. V. T.; A. A. A. M. de.; CAMPOS S. X. de. Domestic organic waste reactor composting: a study on the formation of CH₄ NH₃ and the influence of thermal insulation. **Brazilian Journal of Development**. v.7, n.9, p. 93590-93603, 2021.

CUNHA, K. M. da.; ZITTEL, R.; SILVA, C. P. da.; DAMIANI, G. V.; SOUZA, T. A. S. de.; SANTOS, J. V. G. dos.; CAMPOS, S. X. da. Treatment of smuggled cigarette tobacco and food solid waste in a 2000 L facultative reactor. **Detritus**. v. 4, p. 70 - 77, 2018.

DI, H.; WANG, R.; REN, X.; DENG, J.; DENG, X.; BU, G. Co-composting of fresh tobacco leaves and soil: an exploration on the utilization of fresh tobacco waste in farmland. **PubMed Alma/SFX Local Collection SpringerLink Journals - AutoHoldings Environmental science and pollution research international**. v. 29 (6), p.8191-8204, 2022.

DU, J.; ZHANG, Y.; QU, M.; YIN, Y.; FAN, K.; HU, B.; ZHANG, H.; WEI, M.; MA, C. Effects of biochar on the microbial activity and community structure during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**. v. 272, p. 171-179, 2019.

DUAN, Y.; AWASTHI, S. K.; LIU, T.; ZHANG, Z.; AWASTHI, M. K. Response of bamboo biochar amendment on volatile fatty acids accumulation reduction and humification during chicken manure composting. **Bioresource Technology**. n. 291, 121845, 2019.

GODLEWSKA, P.; SCHMIDT, H. P.; OK, Y. S.; OLESZCZUK, P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 193-202, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.041>.

GOV.BR. Resíduos Sólidos Urbanos – RSU. **Site Oficial do Governo Brasileiro**. 2023a. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/qualidade-ambiental-e-meio-ambiente-urbano/residuos-solidos-urbanos>. Acesso em: 22/11/2024.

GOV.BR. Receita Federal destrói mais de 5.300 toneladas de cigarros apreendidos. **Site Oficial do Governo Brasileiro**. 2023b. Disponível em: <<https://www.gov.br/prf/pt-br/noticias/estaduais/piaui/2024/outubro/prf-ja-apreendeu-em-2024-mais-cigarros-que-todo-o-ano-passado-nas-rodovias-federais-piauienses>>. Acesso em 22/11/2024.

HAGEMANN, N.; SUBDIAGA, E.; ORSETTI, S.; ROSA, J. M. DE LA; KNICKER, H.; SCHMIDT, H.-P.; ANDREAS, K.; BEHRENS, S. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure. **Science of the Total Environment**. v. 613–614, p. 20–29, 2018.

HEMATI, A.; ALIASGHARZAD, N.; KHAKVAR, R. In vitro evaluation of lignocellulolytic activity of thermophilic bacteria isolated from different composts and soils of Iran. **Biocatalise e Biotecnologia Agrícola**. n. 14, p. 424-430, 2018.

HEIDARZADEH, M.; AMANI, H.; JAVADIAN, B. Improving municipal solid waste compost process by cycle time reduction through inoculation of *Aspergillus niger*. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**. n. 17, p. 295-303, 2019.

IHSS, 2014. Isolation of IHSS Samples. **International Humic Substances Society**. <https://humic-substances.org/isolation-of-ihss-samples/#products> (acesso em 25/11/2023).

JORDÃO, M. D. L.; PAIVA, K. de; FIRMO, H. T.; CAIO, T. I.; INÁCIO, C.T.; ROTUNNO FILHO, O. C.; LIMA, T. de A. e. Low-cost automatic station for compost temperature monitoring. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. n. 12, p. 809–813, 2017.

KARNCHANAWONG, S., NISSAIKLA, S. Effects of microbial inoculation on composting of household organic waste using passive aeration bin. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**. n. 3, p. 113–119, 2014.

KATO, K., MIURA, N. Effect of matured compost as a bulking and inoculating agent on the microbial community and maturity of cattle manure compost. **Bioresource Technology**. n. 99, p. 3372-3380, 2008.

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

KRUSIR, G.; SHPYRKO, T.; SAGDEEVA, O.; ZAKHARCHUK. He role of soil microbiocenosis in the composting of the organic component of the municipal solid waste. **Food science and technology**. n. 13, p. 34-43, 2019.

LEE C; CHI Q; LIM J; DHAKSNAMOORTHY V; HONG S. Expression and characterization of the processive exo- β -1,4-cellobiohydrolase SCO6546 from *Streptomyces coelicolor* A (3). **Journal of Basic Microbiology**, v. 58, n. 4, p. 310–321, 2018.

LI, S., LI, D., LI, J., LI, G., ZHANG, B. Evaluation of humic substances during cocomposting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 1299–1302, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.177>.

LI, H.; ZHANG, T.; TSANG, D. C. W.; LI, G. Effects of external additives: Biochar, bentonite, phosphate, on co-composting for swine manure and corn straw. **Chemosphere**. v. 248, 125927, 2020.

LIN, L.; XU, F.; GE X, LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energywater nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. n.89, p. 151–167, 2018.

LIU, H.; GUO, H.; GUO, X.; WU, S. Probing changes in humus chemical characteristics in response to biochar addition and varying bulking agents during composting: A holistic multi-evidence-based approach. **Journal of Environmental Management**. v. 300, 113736, 2021.

LIU, L.; WANG, S.; GUO, X.; ZHAO, T.; ZHANG, B. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**. v. 73, p. 101-112, 2018.

LIU, H.; WANG, L.; LEI, M. Positive impact of biochar amendment on thermal balance during swine manure composting at relatively low ambient temperature. **Bioresource Technology**. v. 273, p. 25-33, 2019.

LIU, N.; ZHOU, J.; HAN, L.; MA, S.; SUN, X.; HUANG, G. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting. **Bioresource Technology**. v. 241, p. 190–199, 2017.

LUO, Y.; LIANG, J.; ZENG, G.; CHEN, M.; MO, D.; LI, G.; ZHANG, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: its roles, problems and prospects. **Waste Management**. n. 71, p. 109–114, 2018.

MA, C.; BIN HU, M.; WEI, M-B.; ZHAO, J-H.; ZHANG, H-Z. Influence of matured compost inoculation on sewage sludge composting: Enzyme activity, bacterial and fungal community succession. **Bioresource Technology**. v. 294, 122165, 2019.

MARCO, E. G. D.; HECK, K.; MARTOS, E. T.; VAN DER SAND, S. T. Purification and characterization of a thermostable alkaline cellulose produced by *Bacillus licheniformis* 380 isolated from compost. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 89, p. 2359-2370, 2017.

MARGARITIS, M.; PSARRAS, K.; V. PANARETOU, V.; THANOS, A. V.; D. MALAMIS, D.; SOTIROPOULOS, A. Improvement of home composting process of food waste using different minerals. **Waste Management**. n. 73, p. 87-100, 2017.

MARMIROLI, M.; BONAS, U.; IMPERIALE, D.; LENCIONI, G.; MUSSI, F.; MARMIROLI, N.; MAESTRI, E. Structural and Functional Features of Chars From Different Biomasses as Potential Plant Amendments. **Frontiers in Plant Science**. n. 9, 2018.

MENG, L., LI, W.; ZHANG, S.; WU, C.; LV, L. Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. **Bioresource Technology** v. 226, p. 39–45, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.054>

MENG, D.; LIU, Y.L.; GU, P.F.; FAN, X.Y.; HUANG, Z.S.; JI, Y.; LI, W.M.; DU, Z.J., LI, Q. *Chelativorans xinjiangense* sp. nov., a novel bacterial species isolated from soil in Xinjiang, China. **Archives of Microbiology**. n. 203, p. 693 – 699, 2021.

MOHAMMADIPOUR, Z.; ENAYATIZAMIR, N.; GHEZELBASH, G.; MOEZZI, A. Bacterial diversity and chemical properties of wheat straw-based compost leachate and screening of cellulase producing bacteria. **Waste Biomass Valoriz.** n. 12 (3), p. 1293 – 1302, 2021.

MORALES-BORRELL, D.; GONZALEZ-FERNANDEZ, N.; MORA-GONZALEZ, N.; PEREZ-HEREDIA, C.; CAMPAL-ESPINOSA, A.; BOVER-FUENTES, E., SALAZAR-GOMEZ, E.; MORALES-ESPINOSA, Y. Design of a culture medium for optimal growth of the bacterium *Pseudoxanthomonas indica* H32 allowing its production as biopesticide and biofertilizer. **AMB Express** n. 10 (1), p. 190, 2020.

MUKAI, S.; OYANAGI, W. Evaluation on maturity and stability of organic fertilisers in semi-arid Ethiopian Rift Valley. **Scientific Reports**. v. 11, n. 1, p.12, 2021.

NOZHEVNIKOVA, A. N.; MIRONOVA, V. V.; BOTCHKOVAA, E. A.; YU. LITTIA, Y. V.; RUSSKOVA, Y. I. Composition of a microbial community at different stages of composting and the prospects for compost production from municipal organic waste (review). **Applied Biochemistry and Microbiology**. v. 55, n. 3, p. 199–208, 2019.

ONI, O. D.; OKE, M. A.; SANI, A. Mixing of *Prosopis africana* pods and corn cob exerts contrasting effects on the production and quality of *Bacillus thuringiensis* crude endoglucanase. **Preparative Biochemistry & Biotechnology**, v. 0, n. 0, p. 1–10, 2020.

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

PERGOLA, M.; PERSIANI, A.; PALESE, A. M.; MEO, V. D.; PASTORE, V.; D'ADAMO, C.; CELANO, G. Composting: The way for a sustainable agriculture **Applied Soil Ecology**. v. 123, p. 744–750, 2018.

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.; CAMPOS, S. X. de. Aceleração do Processo de compostagem. Uma revisão. **Agrarian Sciences Journal**. V. 12, p. 01-12, 2020.

REYES-TORRES, M.; OVIEDO-OCAÑA, E. R.; DOMINGUEZ, I.; KOMILIS, D.; SÁNCHEZ, A. A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. **Waste Management**. v. 77 p. 486–499, 2018.

RIBEIRO, B. F. Purificação e caracterização de celulase produzida por *Streptomyces* sp. S5, e sua aplicação na panificação. **Dissertação. Universidade Federal de Goiás. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos**, 2020.

SAAB, S. da C.; MARTIN-NETO, L. Anéis aromáticos condensados e relação E₄/E₆: estudo de ácidos húmicos de gleissolos por RMN de ¹³C no estado sólido utilizando a técnica CP/MAS desacoplamento defasado. **Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 260-263, 2007.

SANADI, N. F. B. A.; LEE, C. T.; IBRAHIM, N.; KLEMEŠ, J. J.; LI, C.; GAO, Y. Effect of Compost Maker on Composting and Compost Quality. **Chemical Engineering Transactions**, v. 78, p. 181-186, 2020.

SANCHEZ-MONEDERO, M. A.; CAYUELA, M. L.; ROIG, A.; JINDO, K.; MONDINI, C.; BOLAN, N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1155-1164, 2018.

SILVERSTEIN, R.; WEBSTER, F.; KIEMLE, D.; BRYCE, D. **Identificação Espectrométrica de Compostos Orgânicos**. 8 ed., Rio de Janeiro: LCT, 2019.

SOKAČ, T.; VALINGER, D.; BENKOVIČ, M.; JURINA, T.; KLJUSURIČ, J. G.; REDOVNIKOVIČ, I. R.; TUŠEK, A. J. Application of Optimization and Modeling for the Enhancement of Composting Processes. **Processes**, v. 10, p. 229, 2022.

SONG, C.; LI, M.; QI, H.; ZHANG, Y.; LIU, D.; XIA, X.; PAN, H.; XI, B. Impact of anti-acidification microbial consortium on carbohydrate metabolism of key microbes during food waste composting. **Bioresource Technology**, n. 259, p. 1-9, 2018a.

SONG, C.; ZHANG, Y.; XIA, X.; QI, H.; LI, M.; PAN, H.; XI, B. Effect of inoculation with a microbial consortium that degrades organic acids on the composting efficiency of food waste. **Microbial Biotechnology**, n. 11, p. 1124-1136, 2018b.

SONG, B.; MANU, M. K.; LI, D.; WANG, C.; VARJANI, S.; LADUMOR, N.; MICHAEL, L.; XU, Y.; WONG, J. W. C. Food waste digestate composting: Feedstock optimization with sawdust and mature compost. **Bioresource Technology**, n. 341, 125759, 2021.

SUN, C.; WEI, Y.; KOU, J.; HAN, Z.; SHI, Q.; LIU, L.; SUN, Z. Improve spent mushroom substrate decomposition, bacterial community and mature compost quality by adding cellulase during composting. **Journal of Cleaner Production**, n. 299, 126928, 2021.

WANG, S.-P.; WANG, L.; SUN, Z.-L.; WANG, S.-T.; SHEN, C.-H.; TANG, Y.-Q.; KIDA, K. Biochar addition reduces nitrogen loss and accelerates composting process by affecting the core microbial community during distilled grain waste composting. **Bioresource Technology**, n. 337, 125492, 2021.

WANG, Q.; AWASTHI, M. K.; REN, X.; ZHAO, J.; LI, R.; WANG, Z.; CHEN, H.; WANG, M.; ZHANG, Z. Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 300–308, 2017.

WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: a review. affecting the core microbial community during distilled grain waste composting. **Bioresource Technology**. n. 248, p. 13–19, 2018a.

WANG Z; ZHANG T; LONG L; DING S. Biotechnology for Biofuels Altering the linker in processive GH5 endoglucanase 1 modulates lignin binding and catalytic properties. **Biotechnology for Biofuels**, v. 11, n. 332, p. 1–11, 2018b.

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

WAQAS, M.; NIZAMI, A. S.; ABURIAZAIZA, A. S.; BARAKAT, M. A.; ISMAIL, I. M. I.; RASHID, M. I. Optimization of food waste compost with the use of biochar. **Journal of Environmental Management**. n. 216, p. 70-81, 2017.

WEI, Y.; WU, D.; WEI, D.; ZHAO, Y.; WU, J.; XIE, X.; ZHANG, R.; WEI, Z. 2019. Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities. **Bioresource Technology**. n. 271, p. 66-74, 2019.

YANG, L.; JIE, G.; SHE-QI, Z.; LONG-XIANG, S.; WEI, S.; XUN, Q.; MAN- LI, D.; YAN-NAN, Y.; XIAO-JUAN, W. Effects of Adding Compound Microbial Inoculum on Microbial Community Diversity and Enzymatic Activity During Co-Composting. **Environmental Engineering Science**. n. 35, p. 27-278, 2018.

YANG, Y.; DU, W.; CUI, Z.; ZHAO, T.; WANG, X.; LV, J. Spectroscopic characteristics of dissolved organic matter during pig manure composting with bean dregs and biochar amendments. **Microchemical Journal**. v. 158, 105226, 2020.

YANG, W.; ZHANG, L. Addition of mature compost improves the composting of green waste. **Bioresource Technology**. v. 350, 126927, 2022.

YEH, C. K.; LIN, C.; SHEN, H. C.; CHERUIYOT, N. K.; CAMARILLO, M. E.; WANG, C. L. Optimizing Food Waste Composting Parameters and Evaluating Heat Generation. **Applied Sciences**. n. 10, 2284, 2020.

ZHANG, C.; LIU, L.; ZHAO, M.; RONG, H.; XU, Y. The environmental characteristics and applications of biochar. **Environmental Science and Pollution Research**. n. 25, p. 21525-21534, 2018.

ZHOU, G.; XU, X.; QIU, X.; ZHANG, J. Biochar influences the succession of microbial communities and the metabolic functions during rice straw composting with pig manure. **Bioresource Technology**. v. 272, p. 10-18, 2019.

ZITTEL, R.; SILVA, C. P. da.; DOMINGUES, C. E.; OLIVEIRA, S. de.; TATIANA, R.; ALMEIDA, T. E. de.; VIEIRA, D. G.; CAMPOS, S. X. de. Treatment of smuggled cigarette tobacco by composting process in facultative reactors. **Elsevier ScienceDirect Journals PubMed. Waste management**. Elmsford, v.71, p.115-121, 2018a.

ZITTEL, R.; SILVA, C. P. da.; DOMINGUES, C. E.; SEREMETA, D. C. H.; ESTRADA, R. A.; CAMPOS, S. X. de. Composting of smuggled cigarettes tobacco and industrial sewage sludge in reactors: Physicochemical, phytotoxic and spectroscopic study. **Waste Management**. v. 79, p. 537–544, 2018b.

ZITTEL, R.; SILVA, C. P. da, DOMINGUES, C. E.; SEREMETA, D. C. H.; CUNHA, K. M. da.; CAMPOS, S. X. de. Availability of nutrients, removal of nicotine, heavy metals and pathogens in compounds obtained from smuggled cigarette tobacco compost associated with industrial sewage sludge. **Science of the Total Environment**. v. 699, 134377, 2020.