



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E
BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO: PROPRIEDADES FÍSICO-
QUÍMICAS E EFEITOS NA CULTURA DO MILHO**

JANE RIBEIRO DOS SANTOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

JULHO/2025



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E
BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO: PROPRIEDADES FÍSICO-
QUÍMICAS E EFEITOS NA CULTURA DO MILHO**

JANE RIBEIRO DOS SANTOS

ORIENTADOR: CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

JULHO/2025

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E
BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO: PROPRIEDADES FÍSICO-
QUÍMICAS E EFEITOS NA CULTURA DO MILHO**

JANE RIBEIRO DOS SANTOS

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-
GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.**

APROVADA POR:

CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO (ORIENTADOR)

DSc., Professor Doutor (Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília)

e-mail: cicerocef@unb.br

JADER GALBA BUSATO (EXAMINADOR INTERNO)

DSc., Professor Doutor (Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília)

e-mail: jaderbusato@unb.br

JOISMAN FACHINI (EXAMINADORA EXTERNA)

DSc. Pesquisadora OrganiC – Soluções Agroambientais

e-mail: joismanfachini@hotmail.com

CAMILA RODRIGUES COSTA (EXAMINADORA EXTERNA)

DSc. Pesquisadora da Universidade de Brasília

e-mail: camilarodcosta@gmail.com

BRASÍLIA/DF, 25 DE JULHO DE 2025

Ficha catalográfica

RR484cc Ribeiro dos Santos, Jane
Co-compostagem de resíduos alimentares e biochar de lodo de
esgoto: propriedades físico-químicas e efeitos na cultura do milho /
Jane Ribeiro dos Santos; orientador Cícero Célio de Figueiredo.
Brasília, 2025.
94 p.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade de Brasília,
2025.

1. Compostagem aeróbia. 2. Reaproveitamento de resíduos.
3. Substratos orgânicos. 4. Sustentabilidade. I. Figueiredo, Cícero
Célio de, orient. II. Título.

Referência bibliográfica

Santos, J. R. dos. **Co-compostagem de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto: propriedades físico-químicas e efeitos na cultura do milho**. 2025. 94 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2025.

Cessão de direitos

Nome do autor: Jane Ribeiro dos Santos

Título da dissertação: Co-compostagem de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto: propriedades físico-químicas e efeitos na cultura do milho

Grau: Mestre Ano: 2025

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Jane Ribeiro dos Santos

E-mail: janerribs@gmail.com

*A Jesus, minha maior fonte
de inspiração, dedico. À minha
família e ao meu marido, que
sempre me apoiaram, ofereço.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pela dádiva da vida que me é concedida diariamente, e por me permitir viver esta experiência repleta de aprendizados, cercada por pessoas incríveis que me ensinam e motivam constantemente.

À minha família, expresso meu profundo reconhecimento. Minha mãe, Luzia Ribeiro, meu pai, Valdemar dos Santos, minha irmã, Jackeline Ribeiro, e meu cunhado, André Luiz Abrantes, o amor, paciência e apoio incondicional de vocês tornaram essa jornada muito mais leve; a vocês, meu sincero obrigada. Às minhas avós, Ana Ribeiro (in memoriam) e Maria Moura, mulheres fortes e exemplos nesta vida terrena, meu mais profundo agradecimento por tudo o que foram, fizeram e continuam a representar para mim. Obrigada, imensamente, por tanto, sempre.

Ao meu marido, Pablo Raphael Mattos, minha gratidão eterna. Por cada momento dedicado à minha pesquisa, pelas idas à Fazenda Água Limpa (FAL) durante finais de semana e dias de semana, e por estar ao meu lado nas horas de insegurança e tristeza; você foi essencial em cada etapa. Um agradecimento especial aos meus sogros também, Paulo Mattos e Rosângela Mattos, e ao meu cunhado, Bruno Mattos, que sempre me apoiaram de longe.

Aos meus primos, Karina Souza e Kauã Souza, minha profunda gratidão por todo o apoio e carinho com que sempre me ajudaram em tantas áreas da vida. Aos amigos que sempre acreditaram em mim e me apoiaram nos momentos de dúvida: Luiz Gonzaga (in memoriam), Altanira Abrantes, Talassa Rocha, Aline Costa, Amanda Assunção, Mara Tabatinga, Larissa Roberto, Samanta Fernandes, Geovana Lustosa, Mariana Lustosa, Gleyce Araújo, Tauane Gabriela Costa, Gabriela de Paula, Emilton Brito e Maria Luiza Santa Cruz. A confiança de vocês em mim fez toda a diferença.

À minha grande amiga do mestrado, Taís Marra, que esteve ao meu lado em todos os momentos, tanto nos de descontração quanto nas análises e nos ombros oferecidos, sua amizade foi um pilar fundamental. À minha amiga Bruna Novaes, que me ajudou com uma análise difícil e revisou minha escrita quando foi possível, meu sincero obrigada. E aos meus amigos do mestrado, que tanto me ajudaram: Sérgio Costa, Priscila Brelaz, Júlia Martins, Vinicius Giroto, Maria Clara e Fabiana Ribeiro, meu muito obrigada.

Sou também muito grata aos colegas do Laboratório de Matéria Orgânica (LabMos), que riram e me motivaram tanto: Raphaela Carvalho, Rhaila Viana, Beatriz Carvalho, Lourival Alves, Sérgio Siliro, Vitória, Wemerson, Helen Botelho e Erick Star. Meus agradecimentos especiais à doutoranda Marcela Granato, que conduziu meu experimento na minha ausência e que, em determinado momento, contou também com o apoio do pós-doutorando José Lustosa Filho — muito obrigada. Agradeço igualmente à técnica de laboratório Priscila Reis, que sempre me ajudou com minhas dúvidas recorrentes, respondendo-me com tanta paciência e corrigindo-me sempre que possível. Vocês fizeram total diferença. Um agradecimento especial à pós-doutoranda Camila Rodrigues, que, com paciência e generosidade, corrigiu, ensinou e me acompanhou nessa jornada — você é um verdadeiro presente divino.

Além disso, agradeço ao laboratório de Química do Solo, que me auxiliou nas análises imprescindíveis, especialmente ao técnico Pabllo Henrique, que me ensinou com tanta sabedoria e paciência como realizar cada análise. Agradeço também ao Prof. Jader, que esclareceu muitas de minhas dúvidas com uma simples conversa, à técnica Samia e à Prof. Alessandra de Paula, pela gentileza de sempre.

Agradeço à equipe da FAL, em especial Vandui Francisco, José Vieira, Antônio e Raimundo, por toda a ajuda diária com o trabalho pesado. Sem vocês tudo teria sido muito mais difícil ou até mesmo impossível.

Por fim, ao meu orientador, Prof. Cícero Célio de Figueiredo, agradeço profundamente pela paciência, pelo profissionalismo, pelo amor à profissão e pelo evidente comprometimento com a docência e a pesquisa, que tanto contribuíram para a minha formação acadêmica e pessoal. Agradeço, ainda, pela constante disponibilidade para o diálogo. Sua orientação foi fundamental para a concretização deste trabalho.

Agradeço à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), por disponibilizar o lodo de esgoto utilizado para a produção do biochar. E à startup Compostar, por ceder gentilmente os resíduos alimentares para a realização do co-composto.

Por fim, agradeço à Universidade de Brasília (UnB), ao Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (PPG-FAV/UnB), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela oportunidade de ter atuado como Bolsista de Desenvolvimento Tecnológico Industrial C

por seis meses, e ao Decanato de Pós-Graduação (DPG), que promove editais de inclusão fundamentais e que me apoiaram ao longo de doze meses.

*“O meio ambiente não é o
espaço em que vivemos, mas
o espaço do qual vivemos”.*
(Ana Maria Primavesi)

RESUMO

A gestão eficaz dos resíduos orgânicos é uma prática fundamental na busca pela sustentabilidade ambiental. Resíduos alimentares, quando descartados sem tratamento, geram impactos negativos ao meio ambiente. A compostagem é uma estratégia consagrada de gestão e aproveitamento de diversos resíduos orgânicos. A co-compostagem, que combina diferentes resíduos ou aditivos, pode otimizar a decomposição e melhorar a qualidade do composto final. A co-compostagem de resíduos alimentares com biochar de lodo de esgoto tem potencial para gerar um fertilizante orgânico de alta qualidade. Entretanto, ainda há dúvidas sobre a melhor combinação desses resíduos que resulte num composto de qualidade para uso agroambiental. O presente estudo propõe investigar os efeitos da adição de biochar de lodo de esgoto na co-compostagem com resíduos alimentares sobre as características químicas e o poder fertilizante do co-composto final. Para isso, dois experimentos foram conduzidos. No primeiro experimento, leiras de compostagem foram montadas a partir da combinação de doses de 0, 5, 10, 15 e 20% (massa/massa) de dois biochars produzidos a 300 °C e 500 °C, respectivamente, formando leiras distintas para cada temperatura e dose, e resíduos orgânicos alimentares coletados de restaurantes e residências de Brasília, DF. Foram avaliadas características físico-químicas ao longo do processo de compostagem. Todas as combinações apresentaram teores de contaminantes abaixo dos limites estabelecidos pela legislação. Após a obtenção do co-composto, um segundo experimento foi montado em casa de vegetação, utilizando solo cultivado com milho. Neste experimento, foram avaliados os efeitos do co-composto na produção de biomassa de milho. A adição do biochar a 500 °C na dose de 20% elevou o teor de nutrientes, especialmente fósforo e enxofre, e melhorou a qualidade do co-composto, comparado aos demais tratamentos. O co-composto enriquecido com biochar produzido a 500 °C apresentou maior teor de carbono fixo, maior estabilidade química do carbono, comparado ao controle e ao co-composto enriquecido com o biochar de 300 °C, tornando-se ideal para aplicações que visam melhorias estruturais e ambientais no solo. A aplicação dos co-compostos resultou em massas fresca e seca da parte aérea do milho similares ao composto (sem biochar) e maiores do que a aplicação de fertilização mineral exclusiva. Esses resultados reforçam o potencial dos co-compostos aditivados com BCLE como um fertilizante sustentável no cultivo da cultura do milho. Estudos de campo envolvendo o ciclo completo do milho são recomendados para melhor entendimento do efeito fertilizante dos co-compostos obtidos pela combinação de resíduos alimentares e biochar.

Palavras-chave: Compostagem aeróbia; Reaproveitamento de resíduos; Substratos orgânicos; Sustentabilidade.

ABSTRACT

Effective organic waste management is a key practice in promoting environmental sustainability. Food waste, when discarded without treatment, has negative impacts on the environment. Composting is a well-established method for managing and utilizing various organic wastes. Co-composting, which combines different wastes or additives, can optimize decomposition and enhance the quality of the final compost. Co-composting food waste with sewage sludge biochar has the potential to produce a high-quality organic fertilizer. However, questions remain about the best combination of these wastes to produce quality compost for agro-environmental use. This study aims to investigate the effects of adding sewage sludge biochar to co-composting with food waste on the chemical properties and fertilizing capabilities of the final co-compost. Two experiments were conducted for this purpose. In the first experiment, composting windrows were assembled with combinations of 0, 5, 10, 15, and 20% (mass/mass) doses of two biochars produced at 300 °C and 500 °C, respectively, creating distinct windrows for each temperature and dose, using organic food waste collected from restaurants and residences in Brasília, DF. Physicochemical properties were evaluated throughout the composting process. All combinations showed contaminant levels below legal limits. After producing the co-compost, a second experiment was conducted in a greenhouse using soil cultivated with corn. This experiment assessed the effects of the co-compost on corn biomass production. The addition of biochar at 500 °C at a dose of 20% increased nutrient content, especially phosphorus and sulfur, and improved the quality of the co-compost compared to other treatments. The biochar-enriched co-compost produced at 500°C exhibited higher fixed carbon content and greater chemical stability than the control and the co-compost enriched with 300°C biochar, making it ideal for applications focused on soil structural and environmental improvements. Applying the co-composts resulted in fresh and dry weights of the corn shoots comparable to those achieved with compost (without biochar) and higher than with mineral fertilizer alone. These results highlight the potential of co-composts with BLE as a sustainable fertilizer for corn cultivation. Field studies covering the entire corn cycle are recommended to better understand the fertilizing effects of co-composts obtained by combining food waste and biochar.

Keywords: Aerobic composting; Waste reuse; Organic substrates; Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Disposição das leiras em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com adição de biochar obtido a 300 °C (BC300) e 500 °C (BC500), no galpão de compostagem.....	48
Figura 2. Medidor de umidade (à esquerda) e medidor de temperatura (à direita) utilizados durante o processo de co-compostagem para monitoramento das leiras.....	49
Figura 3. Valores de (a) pH em água, (b) pH em CaCl ₂ e (c) condutividade elétrica (CE) dos co-compostos ao final do processo de compostagem. Médias com letras diferentes apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fischer ($p < 0,05$). Barras de erro representam o erro padrão da média.....	56
Figura 4. Análise próxima dos co-compostos de resíduos alimentares e biochar: material volátil (MV) (%), cinzas (CS) (%) e carbono fixo (CF) (%). Valores apresentados com média $\pm$ erro padrão da média. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre os co-compostos, com base na comparação de médias pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).....	60
Figura 5. Espectros da presença de elementos obtidos por espectrometria de raios X dispersiva de energia (EDX) de B0 (a), BC300_05 (b), BC300_10 (c), BC300_15 (d), BC300_20 (e), BC500_05 (f), BC500_10 (g), BC500_15 (h), BC500_20 (i).....	63
Figura 6. Espectros de difração de raios X (DRX) de B0 (A), BC300_05 (B), BC300_10 (C), BC300_15 (D), BC300_20 (E), BC500_05 (F), BC500_10 (G), BC500_15 (H), BC500_20 (I). a: Carbonato de cálcio; b: Celulose; c: Cloreto de potássio (KCl); d: Cloreto de sódio (NaCl); e: Difisato de ferro; f: Dióxido de silício; g: Dolomita (CaMg(CO ₃) ₂); h: Estruvita (NH ₄ MgPO ₄ .6H ₂ O); i: Fosfato de alumínio; j: Fosfato de amônio di-hidrogeno; k: Fosfato de amônio e magnésio; l: Fosfato de cálcio dihidratado; m: Fosfato de cálcio e amônio di-hidratado; n: Fosfato de magnésio e alumínio; o: Fosfato monopotássico; p: Hidróxido de alumínio; q: Hidróxido de manganês; r: Nitrato de amônio; s: Nitrato de sódio; t: Sulfato de amônio; u: Sulfato de cálcio di-hidratado.....	65
Figura 7. Teores de fósforo total (P) nos diferentes tratamentos ao final do processo de co-compostagem. Barras com letras diferentes indicam as médias são diferentes de acordo	

como teste LSD de Fisher ($p < 0,05$). As barras de erro indicam o erro padrão da média..... 66

Figura 8. Avaliação da biometria do milho (*Zea mays* L.) submetido a 11 tratamentos com diferentes proporções de biochar e resíduos alimentares. Os tratamentos consistem em: B0 (controle, sem biochar), BC300_05, BC300_10, BC300_15, BC300_20 (compostos com 5%, 10%, 15% e 20% de biochar pirolisado a 300 °C, respectivamente), e BC500_05, BC500_10, BC500_15, BC500_20 (compostos com 5%, 10%, 15% e 20% de biochar pirolisado a 500 °C, respectivamente), controle fertilizado e controle não fertilizado..... 76

Figura A1. Leiras de compostagem obtidas pela mistura de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto.....89

Figura A2. Variação da temperatura das leiras nas diferentes combinações de resíduos alimentares e biochar em função do tempo de compostagem.....89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização do lodo de esgoto (LE), biochars de lodo de esgoto pirolisado a 300 e 500 °C (BC300 e BC500) e dos resíduos alimentares (RA) usados na co-compostagem.....	47
Tabela 2. Duração das fases da compostagem, temperatura máxima atingida e sua duração nos diferentes tratamentos.....	54
Tabela 3. Composição elementar nos tratamentos de co-compostagem de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto ao final de 133 dias de incubação.	57
Tabela 4. Relação C:N das combinações de resíduos ao longo do processo de compostagem.....	59
Tabela 5. Concentração de macronutrientes nos co-compostos de resíduos alimentares e biochar.....	67
Tabela 6. Concentração final de micronutrientes nos co-compostos.....	68
Tabela 7. Concentração de metais pesados totais nos co-compostos de biochar e resíduos alimentares.....	71
Tabela 8. Metais pesados disponíveis em diferentes co-compostos.....	73
Tabela 9. Limites máximos permitidos de metais pesados em fertilizantes orgânicos segundo legislações do Brasil, União Europeia, China e diretrizes do IBI.....	74
Tabela 10. Massa fresca e seca da parte aérea de plantas de milho em resposta a aplicação de diferentes co-compostos de RA e biochar.....	76
Tabela A1. Estatísticas descritivas dos parâmetros analisados nos diferentes tratamentos.....	88
Tabela A2. Porcentagem de espectrometria de raios X dispersiva de energia (EDX) nos diferentes tratamentos de co-compostagem sem e com a presença de biochar (300 e 500°C).....	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
Ald	abaixo do limite de detecção
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
B0	composto controle, sem adição de biochar, contendo 300 kg de resíduos alimentares
BC300	biochar pirolisado a temperatura de 300°C
BC300_05	co-composto com 5% de biochar produzido a 300 °C (BC300) e 95% de resíduos alimentares
BC300_10	co-composto com 10% de BC300 e 90% de resíduos alimentares
BC300_15	co-composto com 15% de BC300 e 85% de resíduos alimentares
BC300_20	co-composto com 20% de BC300 e 80% de resíduos alimentares
BC500	biochar pirolisado a temperatura de 500°C
BC500_05	co-composto com 5% de biochar produzido a 500 °C (BC500) e 95% de resíduos alimentares
BC500_10	co-composto com 10% de BC500 e 90% de resíduos alimentares
BC500_15	co-composto com 15% de BC500 e 85% de resíduos alimentares
BC500_20	co-composto com 20% de BC500 e 80% de resíduos alimentares
BCLE	biochar de lodo de esgoto
CAESB	Companhia de Abastecimento e Saneamento do Distrito Federal
CE	condutividade elétrica
CF	carbono fixo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CS	cinzas
CTC	capacidade de troca de cátion
DF	Distrito Federal
DIC	delineamento inteiramente casualizado
DRX	difração de raios X
DTPA	ácido dietilenotriaminopentacético

EC	<i>European Community</i>
EDX	espectroscopia de raios X por dispersão de energia
EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
ETE	estação de tratamento de esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FAL	Fazenda Água Limpa
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
GEE	emissões de gases de efeito estufa
HPAs	hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
IBI	<i>International Biochar Initiative</i>
ICDD	<i>International Center for Diffraction Data</i>
ICP-OES	espectrofotometria de emissão ótica com fonte de indução de plasma acoplada
IG	índice de germinação
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISWA	<i>International Solid Waste Association</i>
LE	lodo de esgoto
MP	metal pesado
MV	material volátil
Nc	não considerado
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
Pa	peso do resíduo de cinzas (g) após a combustão a 750 °C
Pf	peso da amostra (g) após secagem a 105 °C
PFA	frascos de fluoropolímero
Pi	peso inicial da amostra (g) antes da secagem
Planares	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PTEs	Elementos potencialmente tóxicos
Pv	peso da amostra (g) após aquecimento a 950 °C
RA	resíduos alimentares
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

TEA	trietanolamina
U	umidade
UnB	Universidade de Brasília
USCC	US Composting Council
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V%	saturação por bases
WHO	<i>World Health Organization</i>

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1. Resíduos sólidos urbanos e a legislação pertinente.....	18
2.2. Lodo de esgoto: potencialidades e limitações para uso agrícola	20
2.3. Biochar	21
2.4. Compostagem.....	22
2.5. Co-compostagem de resíduos alimentares e biochar.....	26
3. OBJETIVOS.....	30
3.1. Objetivo geral	30
3.2. Objetivos específicos.....	30
4. HIPÓTESES	30
5. REFERÊNCIAS	31
6. CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO: PROPRIEDADE FÍSICO-QUÍMICAS E EFEITOS NA CULTURA DO MILHO	43
6.1. RESUMO	43
6.2. ABSTRACT	43
6.3. INTRODUÇÃO.....	44
6.4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	46
6.4.1. Área de estudo	46
6.4.2. Aquisição, produção e caracterização das matérias-primas	46
6.4.3. Instalação das leiras e estabelecimento dos tratamentos	48
6.4.4. Determinação das propriedades físico-químicas do co-composto.....	49
6.4.5. Análise próxima	50
6.4.6. Análise elementar do co-composto	51
6.4.7. Teores de metais pesados totais e disponíveis	51
6.4.8. Difração de raios X (DRX) e espectrometria de raios X dispersiva de energia (EDX).....	52
6.4.9. Experimento em vasos para avaliar o efeito do co-composto na cultura do milho	52
6.4.10. Análises estatísticas.....	53
6.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
6.5.1. Variação da temperatura da leira ao longo da compostagem.....	54
6.5.2. pH e condutividade elétrica (CE)	55
6.5.3. Composição elementar	57
6.5.4. Análise próxima	59

6.5.5. Características físico-químicas e mineralógicas dos co-compostos de resíduos alimentares e biochar	61
6.5.6. Análise de elementos	65
6.5.6.1. Macronutrientes em co-composto de biochar e resíduos alimentares	65
6.5.6.2. Micronutrientes em co-composto de biochar e resíduos alimentares	68
6.5.6.3. Metais pesados totais.....	70
6.5.6.4. Metais pesados disponíveis	72
6.5.6.5. Efeitos de co-composto de RA e biochar na cultura do milho	75
6.6. CONCLUSÕES.....	76
6.7. REFERÊNCIAS	78
6.8. ANEXO 1	88

1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos tem se tornado uma preocupação crescente, visto que grande parte ainda é destinada de forma inadequada, resultando em impactos ambientais significativos. Esse problema se intensifica com o aumento da população e as mudanças climáticas, que afetam negativamente a fertilidade dos solos e reduzem a produtividade agrícola, sobretudo em países em desenvolvimento (Aslam & Nazir, 2024). Nesse cenário, o aproveitamento de resíduos orgânicos surge como alternativa promissora aos fertilizantes minerais, pois esses materiais contêm quantidades expressivas de nutrientes essenciais para o crescimento das plantas (Sharma et al., 2019).

Em nível global, os resíduos sólidos constituem um desafio ambiental emergente que demanda estratégias de manejo sustentáveis (Adamcová et al., 2016). Entre essas estratégias, a compostagem destaca-se por ser um processo natural de transformação da matéria orgânica, configurando-se como uma técnica bioquímica de baixo impacto e uma alternativa viável para o aproveitamento agrícola de resíduos sólidos urbanos e agroindustriais (Vaverková et al., 2014; Jara-Samaniego et al., 2017).

Apesar do interesse crescente em abordagens sustentáveis para o gerenciamento de resíduos alimentares, até recentemente, boa parte desses resíduos era destinada a aterros sanitários ou submetida à incineração, prática ainda comum em diversos países (Batoool et al., 2024), inclusive no Brasil. Devido a necessidade de melhorar o gerenciamento de resíduos alimentares e valorizar o uso da matéria orgânica como uma alternativa mais ambientalmente correta, alguns países implementaram regulamentações inovadoras para minimizar o descarte contínuo dos resíduos alimentares em aterros sanitários (Garcia-Garcia et al., 2024; Sharma et al., 2024).

No Brasil, em 2023, foi gerado um total de aproximadamente 81 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), o que corresponde a cerca de 221 mil toneladas por dia, e uma média diária de 1,047 kg por cada brasileiro (Abrelpe, 2024). Em relação aos resíduos alimentares, os mesmos não se limitam apenas a restos de alimentos, como arroz, pão e vegetais, mas também engloba materiais associados ao serviço de alimentação, como palitos de dente, toalhas de papel, plásticos e resíduos de utensílios de louça, entre outros (Gonçalves et al., 2023). Apesar desses resíduos apresentarem uma presença reduzida de metais pesados (Guimarães et al., 2024), a presença desses elementos, em conjunto com nutrientes já existentes no solo, pode

favorecer sua percolação pelo perfil do solo, alcançando e contaminando as águas subterrâneas (Cerdeira et al., 2018), dificultando o reaproveitamento desses resíduos.

O uso de resíduos sólidos nos solos sem o tratamento adequado aumenta o potencial de contaminações por agentes microbianos e substâncias químicas (Wei & Shao, 2022). Além disso, essa prática pode introduzir sementes de espécies não desejadas, além da presença de odores intensos (Gutiérrez et al., 2015). Atualmente, os principais métodos de disposição de resíduos sólidos incluem o aterro sanitário, a incineração e a compostagem (Manea et al., 2024). O descarte em aterros resulta na liberação expressiva de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), ambos gases de efeito estufa (GEE) com alto potencial de contribuição para as mudanças climáticas (Manheim et al., 2021). A incineração, por sua vez, embora reduza o volume de resíduos, emite dióxido de carbono (CO_2) e compostos tóxicos como dioxinas e furanos (Wei et al. 2017; Traven 2023), representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A compostagem vem como uma alternativa sustentável, baseada na degradação aeróbia da matéria orgânica por microrganismos, resultando em um material estabilizado e rico em nutrientes denominado composto orgânico (Bagagiolo et al., 2022).

Os resíduos alimentares são substratos potenciais para o processo de compostagem devido à sua abundância em matéria orgânica e à baixa presença de metais pesados e agentes patogênicos (Chan et al., 2016). Contudo, a compostagem desses materiais é frequentemente instável e ineficiente devido à sua baixa porosidade, baixa relação carbono:nitrogênio (C:N), entre outras (Voběrková et al., 2020). Alguns estudos indicam que tais limitações podem ser superadas misturando os resíduos alimentares com outros materiais orgânicos, em um processo denominado de co-compostagem (Chung et al., 2022; Oviedo-Ocaña et al., 2022; Peng et al., 2022). A co-compostagem, definida como a compostagem conjunta de dois ou mais resíduos orgânicos (Grgas et al., 2023), tem ganhado destaque por seus impactos socioambientais positivos, como a diminuição significativa do volume de RSU destinados aos aterros sanitários e a geração de um composto orgânico com alto potencial de uso agrícola (Rani et al., 2024). A combinação de resíduos alimentares com outros materiais orgânicos, no processo de co-compostagem, aumenta a eficiência da decomposição, reduz a emissão de GEE e favorece a ciclagem de nutrientes no solo (Klingosum et al., 2024). Além disso, sua adoção tem sido impulsionada não apenas por exigências legais mais rigorosas, mas também pelo alinhamento com diretrizes internacionais e pela crescente pressão social por soluções ambientalmente sustentáveis (Manea et al., 2024).

Diversas combinações de materiais orgânicos podem ser empregadas na co-compostagem. O biochar, material rico em carbono (C) obtido por processo de pirólise (Li & Tasnady, 2023), tem sido apresentado como uma boa alternativa para melhorar e enriquecer o processo da compostagem e o composto obtido (Zhou et al., 2023). Entre os benefícios do biochar como aditivo para compostagem, destacam-se a melhoria nas propriedades físico-químicas do composto final, na atividade microbiana, na degradação da matéria orgânica, além da redução nas perdas de nitrogênio (N) e emissões de GEE (Khan et al., 2020). O efeito do biochar na compostagem varia conforme a biomassa utilizada e as condições de pirólise empregadas. Biochars obtidos em diferentes temperaturas de pirólise apresentam características físicas e químicas distintas, como volume de poros, teor de nutrientes e relação C:N (Figueiredo et al., 2018). Portanto, diferentes biochars podem afetar a compostagem de diversas maneiras e essas especificidades precisam ser melhor estudadas. Além disso, no caso específico de biochar de lodo de esgoto (BCLE), ainda são escassas as informações sobre o seu efeito na co-compostagem de resíduos alimentares.

Diante da necessidade de alternativas mais eficientes e viáveis para o tratamento e aproveitamento de resíduos, torna-se essencial explorar estratégias que aliem eficácia na gestão a benefícios econômicos. Neste contexto, objetivou-se avaliar o uso de BCLE na compostagem de resíduos alimentares (RA), seus efeitos nas propriedades físico-químicas do co-composto e na produção de biomassa do milho.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Resíduos sólidos urbanos e a legislação pertinente

Globalmente, um terço de toda a produção de alimentos é descartada durante o percurso da cadeia alimentar, evidenciando também o impacto ambiental que se manifesta na ausência de um manejo apropriado (FAO, 2025). Diante desse cenário, no Brasil, foi publicada a Lei nº 12.305/10, que constitui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010). Essa Lei foi regulamentada pelo Decreto nº 7.404/10, que prevê a prevenção e redução na produção de resíduos, propondo práticas de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos para impulsionar o aumento da reciclagem e reutilização de resíduos sólidos, além da destinação ambientalmente apropriada dos rejeitos.

A Lei nº 12.305/10 determina que resíduo é “qualquer material descartado posterior a atividades humanas, incluindo sólidos, semissólidos, gases em recipientes e líquidos que não podem ser descartados na rede pública de esgotos ou em corpos d’água”. A destinação final ambientalmente correta desse tipo de material deve incluir o tratamento adequado, a reciclagem ou a reutilização. Já o termo rejeito refere-se a “resíduos sólidos que, depois de serem tratados já não há mais como serem recuperados por meio de processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresenta, outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”, que deve seguir normas específicas para evitar danos à saúde pública, além de diminuir os impactos negativos ao meio ambiente (Brasil, 2010). No Brasil, somente 4% dos resíduos passam pelo processo de reaproveitamento ou reciclagem e isso ocorre, também, devido ao alto custo da reciclagem no país, que passa por uma atividade duplamente tributada para reinserir na cadeia de comercialização os produtos obtidos após a reciclagem (Abrelpe, 2022).

No Distrito Federal, a Lei nº 5.610/2016, regulamentada pelo Decreto nº 37.568/16, obriga os denominados grandes geradores de resíduos sólidos a administrar os seus próprios resíduos não perigosos e não inertes. No contexto da gestão de resíduos, materiais inertes são aqueles que não sofrem alterações significativas ao serem expostos a fatores ambientais, como água ou variações de temperatura, não se dissolvendo nem liberando substâncias nocivas. Já os não inertes podem passar por transformações físicas, químicas ou biológicas nessas condições. Por sua vez, resíduos perigosos são aqueles que

apresentam riscos à saúde humana ou ao meio ambiente, devido a propriedades como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Em contraste, os não perigosos não apresentam essas características de periculosidade (Distrito Federal, 2016). Nesse contexto, esses geradores assumem a responsabilidade pelo acondicionamento, coleta, transporte e destinação final apropriada dos resíduos sólidos sob sua gestão.

Além disso, a conscientização sobre a necessidade de reduzir a quantidade de resíduos destinados a aterros sanitários tem sido promovida pelo marco legal representado pela Lei nº 6.518/2020, mais conhecida como Lei da Compostagem, no Distrito Federal. Essa legislação estabelece diretrizes e incentivos para a prática da compostagem de resíduos orgânicos, visando não apenas diminuir a carga nos aterros, mas também fomentar a produção de adubo orgânico de qualidade (Distrito Federal, 2020).

Complementando esses esforços, a Lei distrital nº 7.397/2024 reforça a necessidade de destinar os resíduos orgânicos de maneira ambientalmente adequada, seja por meio da compostagem ou de outros tratamentos biológicos ou térmicos. Essa lei proíbe explicitamente o depósito de resíduos orgânicos em aterros sanitários comuns, estendendo o prazo estipulado anteriormente para a completa adoção de tratamentos biológicos até 1º de janeiro de 2030 (Distrito Federal, 2024). Ademais, a legislação também incentiva a adoção de novas tecnologias para a recuperação energética dos resíduos, desde que acompanhadas por programas de monitoramento rigorosos das emissões de gases tóxicos. O propósito subjacente a todas essas medidas é promover a sustentabilidade ambiental, fomentar a eficiência na gestão dos resíduos e promover uma matriz energética mais diversificada, tudo em prol do desenvolvimento sustentável e da preservação do meio ambiente para as futuras gerações.

Ao examinar as informações referentes ao ano de 2022, observa-se que a quantidade de RSU produzidos no Brasil seguiu uma trajetória decrescente. Essa tendência pode ser associada a diversas razões, incluindo as novas dinâmicas sociais e à flutuação no poder econômico de uma parcela significativa da sociedade. Ademais, a diminuição no uso de serviços de entrega (*delivery*), quando comparada a períodos de isolamento social devido à pandemia de Covid 19, também pode ter impactado essa tendência decrescente (Abrema, 2023). Em consonância com as métricas de anos anteriores, a região Sudeste mantém sua posição de destaque na produção de resíduos, respondendo por aproximadamente 111 mil toneladas diárias, o que representa cerca de

50% do total nacional. A região Centro-Oeste apresenta uma contribuição ligeiramente superior a 7% do total gerado no país, o que equivale a cerca de 6 milhões de toneladas anuais. Apesar desse montante ser menor se comparado às demais regiões, ainda é considerado significativo diante da densidade populacional (Abrelpe, 2022).

De acordo com a *International Solid Waste Association* (2022), a inércia na administração de resíduos resulta em custos de três a cinco vezes maiores em comparação ao investimento e à manutenção de soluções apropriadas. A destinação inadequada de RSU, que ocorre em lixões e aterros controlados, gera impactos negativos significativos. Isso afeta diretamente o meio ambiente, contribuindo para a poluição contínua da água, do solo, da flora, da fauna e emissões de CO₂ (Dagwar & Dutta, 2024).

Segundo a *World Health Organization* (2015), além dos danos ambientais, as unidades de descarte de RSU podem causar efeitos diretos à saúde das populações vizinhas, atingindo áreas situadas em um raio de até 60 km. No Brasil, entre os anos de 2016 e 2021, estima-se que foram gastos 1,85 bilhão de dólares em despesas de saúde para tratar os problemas decorrentes da destinação inadequada de resíduos, devido à existência de lixões e aterros controlados (Abrelpe, 2022). Para corrigir o cenário atual, é necessário estabelecer as infraestruturas, sistemas e tecnologias necessárias para a destinação apropriada dos resíduos sólidos em todo o Brasil. As diretrizes para atingir essa universalização e o ritmo desse processo até 2040 são delineados pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), que foi estabelecido em 2022 por meio do Decreto Federal nº 11.043 (Brasil, 2022).

2.2. Lodo de esgoto: potencialidades e limitações para uso agrícola

É essencial tratar as águas residuais antes de devolvê-las ao meio ambiente, e o procedimento de tratamento e purificação gera um resíduo, o lodo de esgoto (LE) (Giacomo & Romano, 2022). O LE é formado por meio de processos mecânicos, biológicos e químicos do tratamento de esgoto. É um material caracterizado por ser rico em matéria orgânica e conter significativas concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e demais nutrientes (Zhou et al., 2023). Portanto, em muitos países, o LE é utilizado como condicionador de solo e fertilizante orgânico visando aumentar a produtividade agrícola (Guerrini et al., 2017).

Entre os nutrientes presentes no LE, o P é o de maior concentração. Caracterização essa, importante para usos em solos de regiões tropicais, caracterizados por apresentarem baixos teores de P em formas disponíveis para as plantas (Abreu-Junior et al., 2020). Como se sabe, o P desempenha um papel vital no ciclo natural da vida e é indispensável para a agricultura, sendo responsável por uma parcela significativa do consumo global de fertilizantes (Khan et al., 2023).

Apesar do seu potencial em fornecer nutrientes, o uso agrícola do LE ainda é limitado como consequência da presença de poluentes e microrganismos patogênicos (Stiborova et al., 2021). No Brasil, como em muitos países, foi estabelecida uma regulamentação específica para o uso desse resíduo. A Resolução nº 498/2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), definiu o uso de LE no território nacional devido aos potenciais riscos associados à presença de contaminantes (Brasil, 2020). Portanto, antes de seu uso ou aproveitamento, é essencial o tratamento prévio do LE (Yang et al., 2015a).

Dada a complexidade na reciclagem do LE, novas soluções para seu tratamento são buscadas constantemente. Nesse contexto, o tratamento térmico do LE por pirólise tem sido apresentado como uma alternativa promissora para manter os teores de C e nutrientes (Goldan et al., 2022) e, ao mesmo tempo, eliminar microrganismos patogênicos presentes, microplásticos (Buss, 2021) e complexar os metais pesados (Penido et al., 2019). O produto sólido da pirólise é denominado biocarvão ou biochar, que surge como uma alternativa potencial para enfrentar os desafios associados à reutilização do LE (Zielińska et al., 2015).

2.3. Biochar

As terras pretas antropogênicas, encontradas na região amazônica, têm sido reconhecidas há mais de um século, mas somente na década de 1960 despertaram o interesse científico (Hilbert & Soentgen, 2021). Originados por atividades humanas, esses solos foram resultados da acumulação de resíduos orgânicos e da aplicação de fogo para carbonização (Wim et al., 2002). Notáveis por sua tonalidade escura, destacam-se pela abundância de matéria orgânica predominantemente estável e elevadas concentrações de nutrientes (Glaser et al., 2001). Além disso, apresentam uma considerável proporção de C, retenção de nutrientes, manutenção da umidade e estímulo contínuo à atividade microbiana (Bolan et al., 2023).

A produção de biochar para aplicação no solo foi inspirada no processo de formação das terras pretas antropogênicas. Nessa perspectiva, o biochar é obtido por meio da pirólise, um processo termodegradativo conduzido na ausência ou em condições limitadas de oxigênio, no qual a matéria orgânica é transformada em uma fração sólida rica em C (Nidheesh et al., 2021). As condições operacionais da pirólise, como temperatura, tempo de residência e taxa de aquecimento, influenciam diretamente as propriedades físico-químicas, a qualidade e o rendimento dos produtos finais obtidos (Al-Rumaihi et al., 2022). A pirólise gera três subprodutos: o bio-óleo, o biogás e o próprio biochar (Sharuddin et al., 2016). A composição do biochar varia conforme a biomassa utilizada como matéria-prima e as condições do processo de produção durante a pirólise (Cha et al., 2016).

O biochar, o produto sólido da pirólise, possui uma estrutura de C estável, composição porosa e grande capacidade de adsorção (Awasthi et al., 2016). Essas características o tornam promissor para a mitigação das emissões de GEE, devido à sua elevada capacidade de adsorção (Xiao et al., 2017). Utilizado isoladamente ou em combinação com outros materiais, o biochar desempenha um papel crucial no estoque a longo prazo de C atmosférico no solo, oferecendo uma solução de baixa complexidade em comparação com muitas das tecnologias avançadas atualmente disponíveis para o sequestro de C (Casini et al., 2021). Adicionalmente, o biochar apresenta diversas aplicações potenciais na agricultura sustentável, melhorando tanto a capacidade de retenção de água quanto o teor de matéria orgânica no solo (Yadav et al., 2023; Shyam et al., 2025).

O uso de biochar nos solos pode reter metais em solução por meio de três mecanismos principais de adsorção: troca iônica, formação de complexos metálicos com grupos funcionais disponíveis, juntamente com adsorção física, e formação de precipitados na superfície (Trakal et al., 2016). Estudos como o de Godlewska et al. (2017) relacionaram esse poder de retenção a um aumento da relação C:N. Esses resultados ressaltam a importância do biochar como uma estratégia promissora para a remediação de solos contaminados por metais pesados.

2.4. Compostagem

A compostagem é definida como a conversão biológica de resíduos orgânicos em um material estabilizado denominado composto (Waqas et al., 2023). Trata-se de um

processo biológico bem estabelecido, conduzido sob condições aeróbias controladas, no qual consórcios complexos de microrganismos, cuja composição varia conforme o substrato e as condições ambientais, decompõem a matéria orgânica facilmente degradável e a transformam em compostos húmicos estáveis (Lasaridi et al. 2018; Policastro & Cesaro 2022). A microbiota promove a biodegradação e a humificação dos resíduos orgânicos em compostagem, resultando em um material enriquecido em nutrientes vegetais e estabilizado (Chen et al., 2015). O processo de compostagem tem papel crucial na gestão de RSU e para fins agrícolas, sendo considerado uma alternativa eficiente para o aproveitamento de resíduos orgânicos. O composto gerado nesse processo é um material rico em matéria orgânica humificada, com propriedades físicas, químicas e biológicas que o tornam especialmente valioso como insumo agrícola (Guo et al., 2019). Quando aplicado ao solo, atua como fonte de nutrientes para as plantas, além de funcionar como condicionador do solo, pode promover melhorias na fertilidade, na estrutura e na capacidade de retenção de água, contribuindo para a saúde e a produtividade dos sistemas agrícolas (Dandeniya & Caucci, 2020).

Adotada como uma das tecnologias mais econômicas para o aproveitamento de resíduos (Xu et al., 2019), a compostagem tradicional enfrenta desafios operacionais (Ayilara et al., 2020). Entre os principais entraves estão o tempo prolongado necessário para a completa estabilização da matéria orgânica, que pode alcançar até 180 dias, e fatores limitantes como elevada acidez, alto teor de cloreto de sódio (Chan et al., 2016), presença significativa de óleos, excesso de umidade e fermentação acelerada de carboidratos (Awasthi et al., 2017). Além do mais, a ausência de um sistema coordenado e padronizado de indicadores de maturidade do composto ainda compromete sua eficácia. A maturidade, relacionada ao grau de humificação da matéria orgânica, é frequentemente avaliada por meio do índice de respiração, que está vinculado à taxa de decomposição dos materiais e à intensidade das reações químicas promovidas pelas atividades microbianas (Awasthi et al., 2020a).

De maneira geral, o processo de compostagem se divide em quatro fases distintas: a) fase mesofílica inicial ou de ativação; b) fase termofílica; c) segunda fase mesofílica; e d) fase de maturação ou cura (De Gannes et al., 2013). O processo inicia-se com microrganismos mesófilos, entre 15 °C e 35 °C, com a desintegração de açúcares, aminoácidos e proteínas, gerando calor e elevando a temperatura do composto para 65-85 °C (Sánchez et al., 2017). Microrganismos termofílicos sucedem, decompondo

gorduras, celulose, hemicelulose e lignina, eliminando patógenos (Keener et al., 2000). Após a fase termofílica, a temperatura se reduz gradativamente, e microrganismos mesófilos continuam a degradar açúcares, celulose e hemicelulose ainda existentes (Bernal et al., 2009). No final do processo, substâncias húmicas, como ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, são formadas (Akdeniz, 2019) e ocorre a gradual estabilização das características físico-químicas da leira, denominada maturação. A condutividade elétrica (CE), o índice de germinação (IG), o teor das frações húmicas e outros parâmetros são empregados para avaliar a maturidade do composto e seu potencial tóxico para as plantas (Wang et al., 2022). Devido ao alto teor de C (Liu et al., 2021), o processo de compostagem resulta em um composto aeróbio homogêneo, de coloração que varia de marrom escuro a preto, com diminuição no tamanho e nas frações de partículas, e presença quase nula de mesófilos ativos para recolonizar o processo de compostagem (Amuah et al., 2022).

No final do processo, substâncias húmicas, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, são formados (Akdeniz, 2019) ocorrendo a gradual estabilização das características físico-químicas da leira, denominada maturação. Ao final do processo de compostagem obtém-se composto aeróbio homogêneo, de coloração que varia de marrom escuro a preto, com diminuição no tamanho e nas frações de partículas, e presença quase nula de mesófilos ativos para recolonizar o processo de compostagem (Amuah et al., 2022).

Diversos parâmetros influenciam o processo de compostagem, interferindo em sua eficiência e na qualidade do composto final. Um dos fatores mais importantes é o teor de umidade, que deve ser mantido na faixa ideal de 40 a 60% (Pezzolla et al., 2021), a fim de assegurar uma atividade microbiana adequada. A manutenção dessa condição é crucial não apenas para evitar a prolongação do tempo de degradação da matéria orgânica, mas também para favorecer a transferência de calor durante a fase termofílica, contribuindo para a estabilidade do processo e para a obtenção de um composto mais maduro, humificado e de alta qualidade (Lin et al., 2022). É importante destacar que a temperatura ambiente exerce pouca influência sobre a massa de compostagem, uma vez que a evolução térmica do processo é regulada principalmente pela atividade microbiana interna. A degradação da matéria orgânica pelos microrganismos gera calor como subproduto das reações metabólicas, funcionando, portanto, como o principal fator regulador da temperatura durante as diferentes fases da compostagem (Morales et al., 2016). Além disso, não apenas a temperatura, mas também o tempo de permanência nessa

faixa são fatores críticos para o processo de compostagem. A manutenção da massa entre 40 °C e 65 °C por um período suficiente garante a sanitização, com inativação de patógenos e sementes indesejáveis, além de favorecer a estabilização da matéria orgânica e a qualidade agronômica do composto final (Bernal et al., 2009).

A oxigenação, ou aeração, também desempenha papel fundamental na compostagem, devendo ser mantida entre 5 e 15% para garantir condições aeróbias eficientes (Meena & Karwal, 2021). Valores inferiores a esse limite favorecem a atividade anaeróbia, resultando em odores indesejáveis, emissões de CH₄ e degradação ineficiente da matéria orgânica. Por outro lado, concentrações muito superiores podem intensificar a perda de nitrogênio por volatilização e reduzir a umidade do material, comprometendo tanto a atividade microbiana quanto a qualidade agronômica do composto (Xu et al., 2023). Quanto às características físicas da pilha, como volume, forma e porosidade, é aconselhável manter cerca de 5% de espaço poroso para permitir adequada circulação de ar. O pH deve ser mantido entre 6 e 8, intervalo que favorece a atividade microbiana e evita sua inibição (Raza & Ahmad, 2016). Por fim, a relação C:N também é um parâmetro fundamental, devendo situar-se entre 25:1 e 40:1, para garantir o equilíbrio entre fonte de energia e nutrientes aos microrganismos ao longo de todo o processo (Prempeh, 2010).

Durante o processo de compostagem, são observadas emissões gasosas relevantes e perdas de nutrientes, que propiciam a produção de odores prejudiciais e podem intensificar a poluição, diminuindo o valor final do composto (Yang et al., 2019). Três potenciais subprodutos odoríferos do processo de compostagem incluem metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e amônia (NH₃), todos eles possuem potencial de gerar poluição ambiental (Yang et al., 2015b). Apesar de emitir GEE, o processo de compostagem produz menos e menores índices de lixiviados em comparação com a deposição em aterro (Kibler et al., 2018). Embora a compostagem seja um procedimento que demande tempo e envolva uma gama diversificada de atividades, avanços tecnológicos ao longo do tempo tornaram-na mais acessível e prática, com duração e eficácia estendidas e melhorias nos subprodutos em comparação com períodos anteriores (Noor et al., 2024).

Atualmente, na literatura, é possível observar a categorização de diferentes aditivos com o propósito de acelerar ou incorporar elementos específicos ao processo de compostagem, abrangendo categorias químicas, físicas e microbianas. O BCLE pode ser considerado um aditivo físico, associado à modificação dos parâmetros físicos do composto, como porosidade e retenção de água (Cao et al., 2019) e químico, uma vez

que, dependendo do tipo de biochar e da concentração adicionada, pode mudar a relação C:N (Awasthi et al., 2020a) e alterar o pH da mistura (Awasthi et al., 2020b).

2.5. Co-compostagem de resíduos alimentares e biochar

A co-compostagem refere-se à decomposição controlada de matéria orgânica utilizando duas ou mais fontes de matéria-prima, com o propósito de produzir produtos estabilizados (Singh et al., 2022), podendo ainda incluir materiais minerais como aditivos para melhorar a qualidade final do produto. A co-compostagem representa uma nova fase para o saneamento e a gestão de resíduos nas comunidades.

Diversas combinações de matérias-primas têm sido empregadas na co-compostagem, como: biochar de resíduos de campo ou resíduos lenhosos e resíduos de animais (Akdeniz, 2019); biochar de palha de trigo e resíduos orgânicos de esterco de vaca (Awasthi et al., 2020a); esterco bovino compostado e palha de milho (Bello et al., 2020); estrume animal (aves, suínos, bovinos, caprinos), resíduos alimentares, lodo de esgoto e resíduos verdes (Cao et al., 2019); lascas de madeira de castanha e matéria orgânica humificada (Casini et al., 2021); resíduos de vinagre e compostagem de cama de frango (Liu et al., 2022); dejetos suínos e resíduos alimentares (Ahmed et al., 2023); resíduos verdes, esterco de aves e biochar de resíduos verdes (Lamourou et al., 2023).

A co-compostagem que envolve a mistura de BCLE junto com resíduos orgânicos emerge como uma solução inovadora e eficaz, pois promove a economia circular através da valorização de resíduos. Essa abordagem demonstra a capacidade de aprimorar os processos biogeoquímicos facilitados por microrganismos, ao mesmo tempo em que reduz a perda de nutrientes (Qin et al., 2021), além de melhorar a maturidade e qualidade do composto (Mortula et al., 2020).

O BCLE apresenta elevados teores de C orgânico e uma estrutura porosa que proporciona habitat para uma microbiota diversificada. A comunidade microbiana formada pela co-compostagem otimiza a degradação da matéria orgânica, neutralizando de forma eficiente a acidificação decorrente da disposição de resíduos alimentares no processo de compostagem (Qin et al., 2021). Além disso, o biochar tem a capacidade de reduzir as emissões de NH_3 geradas durante a fase termofílica da compostagem (Wu et al., 2020), reduzindo odores e perdas de N.

As possíveis vantagens derivadas da aplicação do biochar como “agente melhorador” do composto podem ser resumidas da seguinte maneira: a) incremento da atividade microbiana ao melhorar a aeração; b) mitigação da volatilização de NH_3 ; c) ampliação da capacidade de retenção de água; d) minimização das perdas de nutrientes por lixiviação; e) atenuação das emissões de GEE e odores; f) aprimoramento do grau de humificação (Akdeniz, 2019) e g) elevação da temperatura do composto (Godlewska et al., 2017).

Os resíduos alimentares englobam uma quantidade substancial de matéria orgânica prontamente degradável (Kumar et al., 2010) e são caracterizados por uma baixa relação C:N, elevada umidade e baixo valor de pH (Oviedo-Ocaña et al., 2019). Durante a compostagem, a eficácia e a constância da conversão de resíduos alimentares podem ser reduzidas, dado que a parcela orgânica desses resíduos é instável e suscetível à acidificação (Kawai et al., 2014). Os resíduos provenientes de frutas se decompõem facilmente em ácidos orgânicos, resultando em grandes quantidades de lixiviados; assim, a recomendação é a mistura de resíduos de frutas com resíduos verdes, um agente volumoso, a fim de alcançar um teor de umidade apropriado para o processo de compostagem (Chanakya et al., 2007).

Os resíduos verdes, ao desempenharem a função de agentes volumosos, provêm espaço poroso e material fibroso com alto teor de C, promovendo um equilíbrio no teor de umidade do processo de compostagem (Iqbal et al., 2015). Essa ação altera as características dos resíduos ao longo do processo de compostagem, incluindo a redução da relação C:N, a elevação da umidade e a diminuição da densidade (Iqbal et al., 2010).

O composto enriquecido com biochar quando utilizado como fertilizante orgânico no solo, a matéria orgânica do composto se degradará em alguns meses ou poucos anos, enquanto o biochar co-compostado poderá permanecer no solo por dezenas de anos, ou mesmo séculos (Kuzyakov et al., 2014). Dessa forma, a presença do biochar no co-composto possibilita o incremento de C no solo em formas mais estáveis, mitigando as emissões de GEE oriundos do solo.

Awasthi et al. (2020a) examinaram o efeito da adição de biochar de madeira e palha de trigo na compostagem de esterco bovino e demonstraram que o biochar reduziu as perdas de nutrientes e melhorou a qualidade do co-composto. Outro estudo conduzido por Liu et al. (2022), investigou o uso de biochar alcalino na compostagem de resíduos

avícolas e constatou que o biochar ajudou a mitigar as emissões de GEE e melhorou a estabilidade do composto.

Adições de biochar de casca de arroz demonstraram ter um efeito positivo na co-compostagem de esterco, mantendo parâmetros físico-químicos ótimos, como temperatura, pH e CE, para estimular a degradação microbiana da matéria orgânica (Chung et al., 2022). Parra-Orobio et al. (2023) demonstraram que a inclusão de uma proporção de 2% de biochar proveniente da combinação de resíduos de poda e resíduos agrícolas, predominantemente oriundos de culturas como cana-de-açúcar e milho, na co-compostagem de resíduos verdes e resíduos alimentares, resultou em aumento da atividade biológica durante a fase ativa do processo. Os resultados indicaram que a adição de concentrações reduzidas de biochar à co-compostagem de resíduos alimentares e resíduos verdes representa uma estratégia promissora para o gerenciamento desses resíduos.

A aplicação de biochar co-compostado no solo, tanto em experimentos de campo quanto em condições controladas em vasos, tem produzido resultados agrônômicos diversos, tanto positivos como negativos. Um estudo conduzido em estufa investigou os efeitos da aplicação de 2% de biochar de madeira co-compostado com esterco, em solo franco-arenoso, tendo como resultado o maior crescimento das plantas (Kammann et al., 2015). Por outro lado, o crescimento das plantas foi reduzido em condições de campo após a aplicação de biochar de origem madeireira co-compostado em solo franco-argilo-arenoso (Schmidt et al., 2014). Em outro estudo conduzido em estufa, o crescimento das plantas em solo franco-arenoso corrigido com biochar foi três vezes maior do que aquele observado com o biochar co-compostado, o qual foi preparado pela co-compostagem de biochar de madeira e LE (Schulz et al., 2013). A co-compostagem do biochar urbano, composto por 85% de resíduos alimentares, 10% de resíduos urbanos (resíduos alimentares, resíduos verdes e biossólidos), e 5% de serragem, com resíduos alimentares, otimizou o processo de compostagem, reduzindo o tempo necessário e aprimorando o índice de germinação das sementes no composto final, além de aumentar a CTC e o teor de N do biochar urbano (Kaudal et al., 2018).

Agegnehu et al. (2016), investigando os efeitos do co-composto de biochar de resíduos agrícolas, observaram um aumento do rendimento de grãos de milho. Esses resultados sugerem que o uso de co-composto de biochar pode melhorar a fertilidade do solo e promover um aumento no rendimento das culturas.

Apesar de já estarem bem documentadas as funções do biochar puro aplicado ao solo, ainda há dúvidas sobre as funções desse insumo para a retenção de C, imobilização de metais pesados no co-composto e fornecimento de nutrientes quando aplicado ao solo após o processo de co-compostagem com resíduos alimentares. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos de concentrações crescentes de BCLE na co-compostagem de resíduos alimentares, suas propriedades físico-químicas e qualidade, bem como o impacto na biomassa do milho.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos de concentrações crescentes de diferentes biochars de lodo de esgoto (BCLE), incorporadas à compostagem de resíduos alimentares, nas características físico-químicas e na qualidade do co-composto e seu efeito na produção de biomassa do milho.

3.2. Objetivos específicos

- 1) Avaliar os efeitos de concentrações crescentes (0, 5, 10, 15 e 20%) de BCLE produzidos em diferentes temperaturas (300 e 500 °C) em mistura com resíduos alimentares nas características físico-químicas ao longo da compostagem.
- 2) Avaliar a eficácia do BCLE na estabilização do co-composto.
- 3) Verificar se o uso de BCLE, quando adicionado à compostagem, é capaz de alterar os teores disponíveis e totais de metais pesados do co-composto.
- 4) Avaliar o efeito agrônomo como fertilizante do co-composto na cultura do milho cultivado em casa de vegetação.

4. HIPÓTESES

- 1) A incorporação de BCLE aos resíduos orgânicos alimentares melhora as características físico-químicas relacionadas à estabilização e ao potencial nutricional do co-composto.
- 2) A adição de BCLE na compostagem de resíduos alimentares reduz os teores totais e disponíveis de metais pesados do co-composto.
- 3) O composto obtido pela mistura de resíduos alimentares e BCLE pode ser usado como fertilizante.

5. REFERÊNCIAS

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2022). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022. Brasília, 2024. 51 p.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2024). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2024. Brasília, 2024. 26 p.
- ABREMA. Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. (2023). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023. Brasília, 2024. 54 p.
- Abreu-Junior, C. H., Oliveira, M. G. de, Cardoso, P. H. S., Mandu, T. da S., Florentino, A. L., Oliveira, F. C., Reis, J. V. dos, Alvares, C. A., Stape, J. L., Nogueira, T. A. R., Capra, G. F., & He, Z. (2020). Sewage Sludge Application in Eucalyptus urograndis Plantation: Availability of Phosphorus in Soil and Wood Production. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00116>
- Adamcová, D., Vaverková, M. D., Bartoň, S., Havlíček, Z., & Břoušková, E. (2016). Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic. *Solid Earth*, 7(1), 239–247. <https://doi.org/10.5194/se-7-239-2016>
- Agegehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., & Bird, M. I. (2016). Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Science of The Total Environment*, 543, 295–306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
- Ahmed, I., Zhang, Y., Sun, P., Xie, Y., & Zhang, B. (2023). Sensitive response mechanism of ARGs and MGEs to initial designed temperature during swine manure and food waste co-composting. *Environmental Research*, 216, 114513. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114513>
- Akdeniz, N. (2019). A systematic review of biochar use in animal waste composting. *Waste Management*, 88, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.054>
- Al-Rumaihi, A., Shahbaz, M., McKay, G., Mackey, H., & Al-Ansari, T. (2022). A review of pyrolysis technologies and feedstock: A blending approach for plastic and biomass towards optimum biochar yield. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 167, 112715. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112715>
- Amuah, E. E. Y., Fei-Baffoe, B., Sackey, L. N. A., Douti, N. B., & Kazapoe, R. W. (2022). A review of the principles of composting: understanding the processes, methods, merits, and demerits. *Organic Agriculture*, 12(4), 547–562. <https://doi.org/10.1007/s13165-022-00408-z>
- Aslam, S., & Nazir, A. (2024). Valorizing Combustible and Compostable Fractions of Municipal Solid Waste to Biochar and Compost as an Alternative to Chemical Fertilizer for Improving Soil Health and Sunflower Yield. *Agronomy*, 14(7), 1449. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071449>
- Awasthi, A. K., Zeng, X., & Li, J. (2016). Relationship between e-waste recycling and human health risk in India: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12), 11509–11532. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6085-7>

- Awasthi, M. K., Duan, Y., Awasthi, S. K., Liu, T., & Zhang, Z. (2020). Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting. *Bioresource Technology*, 297, 122407. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122407>
- Awasthi, M. K., Selvam, A., Lai, K. M., & Wong, J. W. C. (2017). Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. *Bioresource Technology*, 245, 665–672. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.014>
- Ayilara, M., Olanrewaju, O., Babalola, O., & Odeyemi, O. (2020). Waste Management through Composting: Challenges and Potentials. *Sustainability*, 12(11), 4456. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- Bagagiolo, G., Vigoroso, L., Pampuro, N., & Cavallo, E. (2022). The Role of Social Interaction and Personal Characteristics in Affecting the Adoption of Compost from Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Italy. *Agronomy*, 12(2), 445. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020445>
- Batool, F., Kurniawan, T. A., Mohyuddin, A., Othman, M. H. D., Aziz, F., Al-Hazmi, H. E., Goh, H. H., & Anouzla, A. (2024). Environmental impacts of food waste management technologies: A critical review of life cycle assessment (LCA) studies. *Trends in Food Science & Technology*, 143, 104287. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2023.104287>
- Bello, A., Deng, L., Sheng, S., Jiang, X., Yang, W., Meng, Q., Wu, X., Han, Y., Zhu, H., & Xu, X. (2020). Biochar reduces nutrient loss and improves microbial biomass of composted cattle manure and maize straw. *Biotechnology and Applied Biochemistry*, 67(5), 799–811. <https://doi.org/10.1002/bab.1862>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bolan, S., Hou, D., Wang, L., Hale, L., Egamberdieva, D., Tammeorg, P., Li, R., Wang, B., Xu, J., Wang, T., Sun, H., Padhye, L. P., Wang, H., Siddique, K. H. M., Rinklebe, J., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2023). The potential of biochar as a microbial carrier for agricultural and environmental applications. *Science of The Total Environment*, 886, 163968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163968>
- Brasil. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano CXLVII, n. 247, p. 3, 24 dez. 2010.
- Brasil. Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano CLX, n. 72, p. 2, 14 abr. 2022.
- Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, ano CXLVII, n. 147, p. 3, 3 ago. 2010.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020. Dispõe sobre critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólidos em solos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 160, p. 82, 21 ago. 2020.

- Buss, W. (2021). Pyrolysis Solves the Issue of Organic Contaminants in Sewage Sludge while Retaining Carbon—Making the Case for Sewage Sludge Treatment via Pyrolysis. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 9(30), 10048–10053. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c03651>
- Cao, Y., Wang, X., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., G. Sommer, S., Qin, W., & Ma, L. (2019). Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 235, 626–635. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.288>
- Casini, D., Barsali, T., Rizzo, A. M., & Chiaramonti, D. (2021). Production and characterization of co-composted biochar and digestate from biomass anaerobic digestion. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 11(6), 2271–2279. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00482-6>
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2018). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>
- Cha, J. S., Park, S. H., Jung, S.-C., Ryu, C., Jeon, J.-K., Shin, M.-C., & Park, Y.-K. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>
- Chan, M. T., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment. *Bioresource Technology*, 200, 838–844. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>
- Chanakya, H. N., Ramachandra, T. V., Guruprasad, M., & Devi, V. (2007). Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135(1–3), 129–139. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9711-5>
- Chen, Z., Zhang, S., Wen, Q., & Zheng, J. (2015). Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. *Journal of Environmental Sciences*, 37, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.03.020>
- Chung, W., Shim, J., Chang, S. W., & Ravindran, B. (2022). Effect of Biochar Amendments on the Co-Composting of Food Waste and Livestock Manure. *Agronomy*, 13(1), 35. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010035>
- Dagwar, P. P., & Dutta, D. (2024). Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management. *Science of The Total Environment*, 926, 171668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171668>
- Dandeniya, W. S., & Caucci, S. (2020). Composting in Sri Lanka: Policies, Practices, Challenges, and Emerging Concerns. In *Organic Waste Composting through Nexus Thinking* (pp. 61–89). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-36283-6_4
- De Gannes, V., Eudoxie, G., & Hickey, W. J. (2013). Insights into fungal communities in composts revealed by 454-pyrosequencing: implications for human health and safety. *Frontiers in Microbiology*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00164>
- Distrito Federal. Decreto nº 37.568, de 17 de agosto de 2016. Regulamenta a Lei nº 5.610/2016, que institui a Política Distrital de Resíduos Sólidos. Diário Oficial do

- Distrito Federal: seção 1, Brasília, DF, n. 155, p. 2-5, 18 ago. 2016.
- Distrito Federal. Lei nº 5.610, de 16 de fevereiro de 2016. Dispõe sobre a Política Distrital de Resíduos Sólidos. Diário Oficial do Distrito Federal: seção 1, Brasília, DF, n. 31, p. 1-4, 17 fev. 2016. Regulamentada pelo Decreto nº 37.568, de 17 de agosto de 2016.
- Distrito Federal. Lei nº 6.518, de 12 de março de 2020. Dispõe sobre a obrigatoriedade de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal por processos biológicos ou térmicos. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 13 mar. 2020.
- Distrito Federal. Lei nº 7.397, de 10 de janeiro de 2024. Altera a Lei nº 5.418, de 24 de novembro de 2014, que “dispõe sobre a Política Distrital de Resíduos Sólidos e dá outras providências”, e a Lei nº 6.518, de 12 de março de 2020, que “dispõe sobre a obrigatoriedade de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal por processos biológicos ou térmicos”. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 11 jan. 2024.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food loss and waste and the right to adequate food: Making the connection. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/home>. Acessado em: agosto de 2025.
- Figueiredo, C., Lopes, H., Coser, T., Vale, A., Busato, J., Aguiar, N., Novotny, E., & Canellas, L. (2018). Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(6), 881–889. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1407870>
- Garcia-Garcia, G., Parra-López, C., Siddiqui, M. A., Lin, C. S. K., Maalej, H., Njeh, F., Galve, E., Ghrab, S., Belhassen, S., Hassoun, A., Rojas-Serrano, F., Rodríguez-Pleguezuelo, C. R., & Sayadi, S. (2024). Improving waste management strategies in the food sector: case studies from Spain, Tunisia and Hong Kong. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(4), 2265–2277. <https://doi.org/10.1007/s10163-024-01965-z>
- Giacomo, G. D., & Romano, P. (2022). Evolution and Prospects in Managing Sewage Sludge Resulting from Municipal Wastewater Purification. *Energies*, 15(15), 5633. <https://doi.org/10.3390/en15155633>
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The “Terra Preta” phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88(1), 37–41. <https://doi.org/10.1007/s001140000193>
- Godlewska, P., Schmidt, H. P., Ok, Y. S., & Oleszczuk, P. (2017). Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresource Technology*, 246, 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
- Goldan, E., Nedeff, V., Barsan, N., Culea, M., Tomozei, C., Panainte-Lehadus, M., & Mosnegutu, E. (2022). Evaluation of the Use of Sewage Sludge Biochar as a Soil Amendment—A Review. *Sustainability*, 14(9), 5309. <https://doi.org/10.3390/su14095309>
- Gonçalves, C., Saraiva, S., Nunes, F., & Saraiva, C. (2023). Food Waste in Public Food Service Sector—Surplus and Leftovers. *Resources*, 12(10), 120. <https://doi.org/10.3390/resources12100120>

- Grgas, D., Štefanac, T., Barešić, M., Toromanović, M., Ibrahimpašić, J., Vukušić Pavičić, T., Habuda-Stanić, M., Herceg, Z., & Landeka Dragičević, T. (2023). Co-composting of Sewage Sludge, Green Waste, and Food Waste. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 11(1), 1–14. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d10.0415>
- Guerrini, I. A., Croce, C. G. G., Bueno, O. de C., Jacon, C. P. R. P., Nogueira, T. A. R., Fernandes, D. M., Ganga, A., & Capra, G. F. (2017). Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 22, 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.015>
- Guimarães, N. S., Reis, M. G., Júnior, F. E. de M., Fontes, L. de A., Raposo, A., Saraiva, A., Zandonadi, R. P., Alturki, H. A., Albaridi, N. A., & de Carvalho, I. M. M. (2024). From Plate to Planet: A Systematic Review and Meta-Analysis on Strategies to Reduce Plate Food Waste at Food Services. *Sustainability*, 16(20), 9099. <https://doi.org/10.3390/su16209099>
- Guo, X., Liu, H., & Wu, S. (2019). Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Science of The Total Environment*, 662, 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>
- Gutiérrez, M. C., Martín, M. A., Serrano, A., & Chica, A. F. (2015). Monitoring of pile composting process of OFMSW at full scale and evaluation of odour emission impact. *Journal of Environmental Management*, 151, 531–539. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.034>
- Hilbert, K., & Soentgen, J. (2021). From the “ Terra Preta de Indio ” to the “Terra Preta do Gringo”: A History of Knowledge of the Amazonian Dark Earths. In *Ecosystem and Biodiversity of Amazonia*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93354>
- ISWA. International Solid Waste Association. (2022). The Future of the Waste Management Sector. Disponível em: <https://www.iswa.org/>. Acessado em: agosto de 2023.
- Iqbal, M. K., Nadeem, A., Sherazi, F., & Khan, R. A. (2015). Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(5), 1759–1768. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0543-x>
- Iqbal, M. K., Shafiq, T., Hussain, A., & Ahmed, K. (2010). Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. *Bioresource Technology*, 101(15), 5969–5977. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.105>
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D. B., Gavilanes-Terán, I., & Moral, R. (2017). Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production*, 141, 1349–1358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Kammann, C. I., Schmidt, H.-P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Müller, C.,

- Koyro, H.-W., Conte, P., & Joseph, S. (2015). Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports*, 5(1), 11080. <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Kaudal, B. B., Chen, D., & Weatherley, A. J. (2018). Urban biochar improves nitrogen and phosphorus availability in growing media. *Soil Research*, 56(7), 675. <https://doi.org/10.1071/SR18022>
- Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., & Toda, T. (2014). The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*, 157, 174–180. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.018>
- Keener, H. M., Dick, W. A., & Hoitink, H. A. J. (2000). Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. In *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products* (pp. 315–341). Wiley Blackwell. <https://doi.org/10.2136/sssabookser6.c10>
- Khan, F., Siddique, A. B., Shabala, S., Zhou, M., & Zhao, C. (2023). Phosphorus Plays Key Roles in Regulating Plants' Physiological Responses to Abiotic Stresses. *Plants*, 12(15), 2861. <https://doi.org/10.3390/plants12152861>
- Khan, M. B., Cui, X., Jilani, G., Tang, L., Lu, M., Cao, X., Sahito, Z. A., Hamid, Y., Hussain, B., Yang, X., & He, Z. (2020). New insight into the impact of biochar during vermi-stabilization of divergent biowastes: Literature synthesis and research pursuits. *Chemosphere*, 238, 124679. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124679>
- Kibler, K. M., Reinhart, D., Hawkins, C., Motlagh, A. M., & Wright, J. (2018). Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives. *Waste Management*, 74, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.014>
- Klingosum, P., Leeabai, N., Khaobang, C., Taweengern, K., Wibowo, H., & Areeprasert, C. (2024). *A Pilot-Scale Co-composting Experiment of University Cafeteria's Food Waste and Cow Manure for Sustainable Waste Management* (pp. 115–121). https://doi.org/10.1007/978-981-99-9164-8_10
- Kumar, M., Ou, Y.-L., & Lin, J.-G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4), 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., & Glaser, B. (2014). Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>
- Lamourou, H., Karbout, N., Zriba, Z., & Zoghalmi, I. R. (2023). Stability and maturity indexes of organic fraction compost. *Emirates Journal of Food and Agriculture*. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2023.v35.i2.3012>
- Lasaridi, K.-E., Manios, T., Stamatiadis, S., Chroni, C., & Kyriacou, A. (2018). The Evaluation of Hazards to Man and the Environment during the Composting of Sewage Sludge. *Sustainability*, 10(8), 2618. <https://doi.org/10.3390/su10082618>

- Li, S., & Tasnady, D. (2023). Biochar for Soil Carbon Sequestration: Current Knowledge, Mechanisms, and Future Perspectives. *C*, 9(3), 67. <https://doi.org/10.3390/c9030067>
- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Bui, X.-T., & Ngo, H. H. (2022). Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. *Bioengineered*, 13(1), 1073–1089. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017624>
- Liu, C., Zhang, X., Zhang, W., Wang, S., Fan, Y., Xie, J., Liao, W., & Gao, Z. (2022). Mitigating gas emissions from poultry litter composting with waste vinegar residue. *Science of The Total Environment*, 842, 156957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156957>
- Liu, H., Guo, H., Guo, X., & Wu, S. (2021). 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*, 300, 113736. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113736>
- Manea, E. E., Bumbac, C., Dinu, L. R., Bumbac, M., & Nicolescu, C. M. (2024). Composting as a Sustainable Solution for Organic Solid Waste Management: Current Practices and Potential Improvements. *Sustainability*, 16(15), 6329. <https://doi.org/10.3390/su16156329>
- Manheim, D. C., Yeşiller, N., & Hanson, J. L. (2021). Gas Emissions from Municipal Solid Waste Landfills: A Comprehensive Review and Analysis of Global Data. *Journal of the Indian Institute of Science*, 101(4), 625–657. <https://doi.org/10.1007/s41745-021-00234-4>
- Meena, A. L., & Karwal, M. (2021). *Composting: Phases and Factors Responsible for Efficient and Improved Composting*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13546.95689>
- Morales, A. B., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F. C., Moral, R., Ros, M., & Pascual, J. A. (2016). Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *Journal of Cleaner Production*, 121, 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.012>
- Mortula, M. M., Ahmed, A., Fattah, K. P., Zannerni, G., Shah, S. A., & Sharaby, A. M. (2020). Sustainable Management of Organic Wastes in Sharjah, UAE through Co-Composting. *Methods and Protocols*, 3(4), 76. <https://doi.org/10.3390/mps3040076>
- Nidheesh, P. V., Gopinath, A., Ranjith, N., Praveen Akre, A., Sreedharan, V., & Suresh Kumar, M. (2021). Potential role of biochar in advanced oxidation processes: A sustainable approach. *Chemical Engineering Journal*, 405, 126582. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126582>
- Noor, R. S., Shah, A. N., Tahir, M. B., Umair, M., Nawaz, M., Ali, A., Ercisli, S., Abdelsalam, N. R., Ali, H. M., Yang, S. H., Ullah, S., & Assiri, M. A. (2024). Recent Trends and Advances in Additive-Mediated Composting Technology for Agricultural Waste Resources: A Comprehensive Review. *ACS Omega*, 9(8), 8632–8653. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c06516>
- Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., & Sánchez, A. (2019). Co-composting of Green Waste Mixed with Unprocessed and Processed Food Waste: Influence on the Composting Process and Product Quality. *Waste and Biomass Valorization*, 10(1), 63–74. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0047-2>

- Oviedo-Ocaña, E. R., Hernández-Gómez, A., Dominguez, I., Alexis Parra-Orobio, B., Soto-Paz, J., & Sánchez, A. (2022). Evaluation of Co-Composting as an Alternative for the Use of Agricultural Waste of Spring Onions, Chicken Manure and Bio-Waste Produced in Moorland Ecosystems. *Sustainability*, 14(14), 8720. <https://doi.org/10.3390/su14148720>
- Parra-Orobio, B., Soto-Paz, J., Hernández-Cruz, J., Gómez-Herreño, M., Domínguez-Rivera, I., & Oviedo-Ocaña, E. (2023). Evaluation of Biochar as an Additive in the Co-Composting of Green Waste and Food Waste. *Sustainability*, 15(9), 7437. <https://doi.org/10.3390/su15097437>
- Peng, L., Ma, R., Jiang, S., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Xu, Z., Wang, Y., Qi, C., Li, Y., Li, G., & Yuan, J. (2022). Co-composting of kitchen waste with agriculture and forestry residues and characteristics of compost with different particle size: An industrial scale case study. *Waste Management*, 149, 313–322. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.029>
- Penido, E. S., Martins, G. C., Mendes, T. B. M., Melo, L. C. A., do Rosário Guimarães, I., & Guilherme, L. R. G. (2019). Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172, 326–333. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>
- Pezzolla, D., Cucina, M., Proietti, P., Calisti, R., Regni, L., & Gigliotti, G. (2021). The Use of New Parameters to Optimize the Composting Process of Different Organic Wastes. *Agronomy*, 11(10), 2090. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102090>
- Policastro, G., & Cesaro, A. (2022). Composting of Organic Solid Waste of Municipal Origin: The Role of Research in Enhancing Its Sustainability. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1), 312. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010312>
- Prempeh, K. (2010). Effect of sawdust and grass clipping as bulking materials on composting of organic waste from KNUST campus [Master's thesis, Kwame Nkrumah University of Science and Technology]. KNUST Institutional Repository.
- Qin, R., Su, C., Mo, T., Liao, L., Zhu, F., Chen, Y., & Chen, M. (2021). Effect of excess sludge and food waste feeding ratio on the nutrient fractions, and bacterial and fungal community during aerobic co-composting. *Bioresource Technology*, 320, 124339. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124339>
- Rani, S., Shweta, Gandhi, R., Rana, A., & Kumar, V. (2024). A review on co-composting of biosolids and its use in crops cultivation for agriculture sustainability. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 9(4), 840–846. <https://doi.org/10.26832/24566632.2024.0904029>
- Raza, S., & Ahmad, J. (2016). Composting process: a review. *International Journal of Biological Research*, 4(2), 102–104. <https://doi.org/10.14419/ijbr.v4i2.6354>
- Sánchez, Ó. J., Ospina, D. A., & Montoya, S. (2017). Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. *Waste Management*, 69, 136–153. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.012>
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M. W. H., Mackie, K. A., & Abiven, S. (2014). Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality.

- Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 117–123.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>
- Schulz, H., Dunst, G., & Glaser, B. (2013). Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 817–827.
<https://doi.org/10.1007/s13593-013-0150-0>
- Sharma, B., Vaish, B., Monika, Singh, U. K., Singh, P., & Singh, R. P. (2019). Recycling of Organic Wastes in Agriculture: An Environmental Perspective. *International Journal of Environmental Research*, 13(2), 409–429.
<https://doi.org/10.1007/s41742-019-00175-y>
- Sharma, V., Singh, A., Grenier, M., Singh, V., & Thakur, M. (2024). *Waste Valorization in Food Industries: A Review of Sustainable Approaches* (pp. 161–183).
https://doi.org/10.1007/978-3-031-46046-3_9
- Sharuddin, S. D. A., Abnisa, F., Wan Daud, W. M. A., & Aroua, M. K. (2016). A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Conversion and Management*, 115, 308–326.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.02.037>
- Shyam, S., Ahmed, S., Joshi, S. J., & Sarma, H. (2025). Biochar as a Soil amendment: implications for soil health, carbon sequestration, and climate resilience. *Discover Soil*, 2(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00041-8>
- Singh, S., Ibrahim, M. A., Pawar, S., & Brdjanovic, D. (2022). Public Perceptions of Reuse of Faecal Sludge Co-Compost in Bhubaneswar, India. *Sustainability*, 14(8), 4489. <https://doi.org/10.3390/su14084489>
- Stiborova, H., Kracmarova, M., Vesela, T., Biesiekierska, M., Cerny, J., Balik, J., & Demnerova, K. (2021). Impact of Long-Term Manure and Sewage Sludge Application to Soil as Organic Fertilizer on the Incidence of Pathogenic Microorganisms and Antibiotic Resistance Genes. *Agronomy*, 11(7), 1423.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11071423>
- Trakal, L., Veselská, V., Šafařík, I., Vítková, M., Číhalová, S., & Komárek, M. (2016). Lead and cadmium sorption mechanisms on magnetically modified biochars. *Bioresource Technology*, 203, 318–324.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.056>
- Traven, L. (2023). Sustainable energy generation from municipal solid waste: A brief overview of existing technologies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100491. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100491>
- Vaverková, M., Adamcová, D., Kotovicová, J., & Toman, F. (2014). Evaluation of biodegradability of plastics bags in composting conditions. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 21(1), 45–57. <https://doi.org/10.2478/eces-2014-0004>
- Voběrková, S., Maxianová, A., Schlosserová, N., Adamcová, D., Vršanská, M., Richtera, L., Gagić, M., Zloch, J., & Vaverková, M. D. (2020). Food waste composting - Is it really so simple as stated in scientific literature? – A case study. *Science of The Total Environment*, 723, 138202. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138202>
- Wang, M., Wu, Y., Zhao, J., Liu, Y., Gao, L., Jiang, Z., Zhang, J., & Tian, W. (2022). Comparison of composting factors, heavy metal immobilization, and microbial activity after biochar or lime application in straw-manure composting. *Bioresource*

- Technology*, 363, 127872. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127872>
- Waqas, M., Hashim, S., Humphries, U. W., Ahmad, S., Noor, R., Shoaib, M., Naseem, A., Hlaing, P. T., & Lin, H. A. (2023). Composting Processes for Agricultural Waste Management: A Comprehensive Review. *Processes*, 11(3), 731. <https://doi.org/10.3390/pr11030731>
- Wei, Y., Li, J., Shi, D., Liu, G., Zhao, Y., & Shimaoka, T. (2017). Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.024>
- Wei, Y., & Shao, H. (2022). Soil Contamination and Conservation. In *River Basin Environment: Evaluation, Management and Conservation* (pp. 289–309). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4070-5_13
- Wim, S., Dirse, K., Tarcício, R., Manoel da Silva, C., Tony Cunha, J., William, W., & Bruno, G. (2002). *Terra Preta and Terra Mulata: pre-Columbian Amazon kitchen middens and agricultural fields, their sustainability and their replication* (Vol. 17, Issue 18). www.museu-goeldi.br/pesquisa/ecologia/tpa/paginas_
- WHO. World Health Organization. (2015). Waste and Human Health: Evidence and Needs. World Health Organization; Bonn, Germany: Nov 5–6. WHO Meeting Report.
- Wu, X., Ren, L., Luo, L., Zhang, J., Zhang, L., & Huang, H. (2020). Bacterial and Fungal Community Dynamics and Shaping Factors During Agricultural Waste Composting with Zeolite and Biochar Addition. *Sustainability*, 12(17), 7082. <https://doi.org/10.3390/su12177082>
- Xiao, R., Awasthi, M. K., Li, R., Park, J., Pensky, S. M., Wang, Q., Wang, J. J., & Zhang, Z. (2017). Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. *Bioresource Technology*, 246, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.090>
- Xu, J., Jiang, Z., Li, M., & Li, Q. (2019). A compost-derived thermophilic microbial consortium enhances the humification process and alters the microbial diversity during composting. *Journal of Environmental Management*, 243, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.008>
- Xu, P., Shu, L., Li, Y., Zhou, S., Zhang, G., Wu, Y., & Yang, Z. (2023). Pretreatment and composting technology of agricultural organic waste for sustainable agricultural development. *Heliyon*, 9(5), e16311. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16311>
- Yadav, S. P. S., Bhandari, S., Bhatta, D., Poudel, A., Bhattarai, S., Yadav, P., Ghimire, N., Paudel, P., Paudel, P., Shrestha, J., & Oli, B. (2023). Biochar application: A sustainable approach to improve soil health. *Journal of Agriculture and Food Research*, 11, 100498. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100498>
- Yang, F., Li, G., Shi, H., & Wang, Y. (2015b). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Management*, 36, 70–76. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.012>
- Yang, F., Li, Y., Han, Y., Qian, W., Li, G., & Luo, W. (2019). Performance of mature

- compost to control gaseous emissions in kitchen waste composting. *Science of The Total Environment*, 657, 262–269. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.030>
- Yang, G., Zhang, G., & Wang, H. (2015a). Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China. *Water Research*, 78, 60–73. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.002>
- Zhou, Y., Zhao, H., Lu, Z., Ren, X., Zhang, Z., & Wang, Q. (2023). Synergistic effects of biochar derived from different sources on greenhouse gas emissions and microplastics mitigation during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 387, 129556. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129556>
- Zielińska, A., Oleszczuk, P., Charnas, B., Skubiszewska-Zięba, J., & Pasieczna-Patkowska, S. (2015). Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 112, 201–213. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.025>

CAPÍTULO ÚNICO

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E BIOCHAR DE LODO
DE ESGOTO: PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E EFEITOS NA
CULTURA DO MILHO**

6. CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES E BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO: PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E EFEITOS NA CULTURA DO MILHO

6.1. RESUMO

O presente estudo investigou a co-compostagem de resíduos alimentares com biochar de lodo de esgoto (BCLE) como estratégia para melhorar a eficiência do processo e a qualidade do composto final. BCLEs foram produzidos em diferentes temperaturas de pirólise, 300 °C e 500 °C, e adicionados a resíduos alimentares em proporções de 0%, 5%, 10%, 15% e 20%. O estudo avaliou parâmetros físico-químicos, mineralógicos e morfológicos das leiras compostadas. Os resultados revelaram que o BCLE otimizou a relação carbono:nitrogênio (C:N), estabilizou a matéria orgânica e aumentou a retenção de nutrientes do composto. A combinação com biochar produzido a 500 °C apresentou maior teor de carbono fixo, estabilidade química e capacidade de imobilizar metais pesados, sendo a mais indicada para aplicações que demandem melhorias estruturais e ambientais no solo. Além disso, todos os tratamentos estudados apresentaram teores de contaminantes abaixo dos limites estabelecidos, reforçando a segurança do uso desses co-compostos em aplicações agrícolas. Por outro lado, biochars produzidos a 300 °C demonstraram maior disponibilidade de nutrientes. A análise morfológica evidenciou que o biochar produzido em maior temperatura apresentou maior porosidade e área superficial, favorecendo a retenção de água e nutrientes. Esses fatores foram especialmente positivos em proporções mais elevadas de biochar nos co-compostos. O incremento de macronutrientes (P, Ca, Mg, K e S) no composto variou conforme a proporção e o tipo de biochar utilizado. O estudo destacou ainda que os teores de metais pesados foram reduzidos pela presença do biochar a 500 °C no composto. Entretanto, as melhorias na composição química dos co-compostos não se reverteram em maior produção de biomassa de milho, sugerindo que os benefícios observados estão mais relacionados à qualidade e estabilidade do composto do que ao seu efeito imediato como fertilizante. Os resultados do presente estudo reforçam a relevância do uso combinado de biochar e compostos orgânicos como uma solução sustentável para o manejo de resíduos, alinhando-se aos princípios da economia circular e à Política Nacional de Resíduos Sólidos. Estudos de campo envolvendo o ciclo completo do milho são recomendados para melhor entendimento do efeito fertilizante dos co-compostos obtidos pela combinação de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto.

Palavras-chave: Co-compostagem; Economia Circular; Resíduos sólidos; Sustentabilidade.

6.2. ABSTRACT

This study examined the co-composting of food waste with sewage sludge biochar (SSC) as a strategy to enhance process efficiency and improve the final compost quality. SSCs were produced at different pyrolysis temperatures (300°C and 500°C) and added to food waste at rates of 0%, 5%, 10%, 15%, and 20%. The study evaluated the physicochemical, mineralogical, and morphological characteristics of the composted windrows. The results showed that SSC optimized the carbon:nitrogen (C:N) ratio, stabilized organic matter, and retained more nutrients. The combination with biochar produced at 500°C exhibited higher fixed carbon content, greater chemical stability, and improved ability to immobilize heavy metals, making it the most suitable for applications that require

structural and environmental improvements in the soil. Additionally, all treatments maintained contaminant levels below established safety limits, confirming the safety of using these co-composts in agriculture. Conversely, biochars produced at 300°C demonstrated greater availability of labile nutrients. Morphological analysis indicated that biochar produced at higher temperatures had increased porosity and surface area, promoting water and nutrient retention. These benefits were especially notable at higher proportions of biochar in the co-composts. The increase in macronutrients (P, Ca, Mg, K, and S) varied depending on the proportion and type of biochar used. The study also found that heavy metal levels were reduced by the addition of biochar produced at 500°C. However, improvements in the chemical composition of the co-composts did not lead to increased corn biomass production, suggesting that the benefits are more related to compost quality and stability rather than its immediate fertilizing effect. Overall, the findings support the combined use of biochar and organic composts as a sustainable waste management approach, aligning with the principles of the circular economy and the National Solid Waste Policy. Field studies across the complete corn cycle are recommended to better assess the fertilizing potential of co-composts derived from food waste and sewage sludge biochar.

Keywords: Co-composting; Circular Economy; Solid waste; Sustainability.

6.3. INTRODUÇÃO

Os resíduos orgânicos, particularmente os alimentares, são uma das maiores frações dos resíduos sólidos urbanos (RSU), com estimativas globais apontando uma geração de 1,3 bilhão de toneladas por ano (Petracchini et al., 2018). Esse volume tem projeção de crescimento devido ao aumento populacional e às mudanças nos hábitos alimentares, que devem elevar a demanda por alimentos até 2050 (Zan et al., 2022). O manejo inadequado desses resíduos é um dos maiores desafios ambientais, especialmente em países onde a disposição em aterros sanitários ainda prevalece. Essa prática, além de gerar emissões de gases de efeito estufa (GEE), desperdiça nutrientes valiosos que podem ser reaproveitados na agricultura (Gadaleta et al., 2022).

Entre as tecnologias disponíveis para o tratamento de resíduos orgânicos, a compostagem aeróbica destaca-se como uma solução econômica e ambientalmente viável (Gonawala & Jardosh, 2018). Esse processo promove a degradação biológica da matéria orgânica, reduzindo o volume de resíduos e recuperando nutrientes sob a forma de composto orgânico (Palaniveloo et al., 2020). Contudo, a utilização de resíduos orgânicos alimentares possui limitações como alta heterogeneidade devido às diferenças nos hábitos alimentares dos consumidores, baixa relação C:N, baixo valor de pH, elevada umidade e alto teor de gordura, que podem dificultar o processo de compostagem ou a qualidade do composto final (Chang & Hsu, 2008; Cerda et al., 2018). Uma alternativa para aumentar a eficiência do processo de compostagem é a aplicação de aditivos. Os aditivos são

materiais adicionados aos resíduos orgânicos com o objetivo de melhorar o processo de decomposição, conservar nutrientes, reduzir emissões de gases e aprimorar a qualidade do composto final, sendo seu uso amplamente abordado em diferentes estudos (Gabhane et al., 2012; Barthod et al., 2018; Shan et al., 2021; Ejileugha et al., 2024). Entre os aditivos, destaca-se o biochar. O biochar pode ser empregado como um aditivo na compostagem favorecendo a estabilização do composto final, além do fornecimento de nutrientes específicos.

O biochar é um material sólido rico em C, produzido pela decomposição térmica de biomassa em reator de pirólise sob suprimento limitado de oxigênio (Hui, 2021). Suas características permitem melhorar a aeração das leiras, o que pode acelerar o processo de compostagem (Duan et al., 2022; Harrison et al., 2022) e reduzir as emissões de GEE, como CH₄ e N₂O, durante a degradação da matéria orgânica. Além disso, o biochar pode imobilizar metais pesados e aumentar a retenção de nutrientes, melhorando a qualidade do composto final como fertilizante (Irfan et al., 2021; Liu et al., 2021). Porém, as propriedades e características do biochar são dependentes da matéria-prima e das condições de pirólise. Nesse sentido, cada biochar diferente pode ser considerado um aditivo único. Além disso, a dose aplicada do biochar influencia o processo da co-compostagem. Altas doses de biochar adicionado ao composto podem interferir na biodegradação, reduzir a atividade enzimática e comprometer a eficiência do processo (Shan et al., 2021; Duan et al., 2022).

Outro resíduo de interesse no contexto de disposição adequada e reciclagem de nutrientes é o LE, um subproduto do tratamento de águas residuais urbanas. O LE é rico em matéria orgânica e nutrientes (Romanos et al., 2019) e é uma valiosa matéria-prima para a produção de biochar. O BCLE pode ser co-compostado com resíduos alimentares, contribuindo para uma gestão integrada e sustentável de resíduos. Estudos recentes indicam que a adição de BCLE ao processo de compostagem pode melhorar a relação C:N, pH, umidade, estabilidade e reduz as emissões de GEE (Ghorbani et al., 2022; Khan et al., 2023; He et al., 2024), melhorando as características dos produtos finais.

Além de melhorar a qualidade do processo e do composto, a co-compostagem de resíduos orgânicos com biochar também está alinhada aos princípios da economia circular, que visam reduzir o desperdício e maximizar a recuperação de recursos (Pavesi et al., 2024). Essa abordagem é particularmente relevante em um contexto global de transição para práticas agrícolas mais sustentáveis e menos dependentes de fertilizantes

minerais de alta solubilidade (Gao et al., 2023). No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), alinhada à Agenda 2030 e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), reforça a necessidade de estratégias inovadoras para o manejo de resíduos, especialmente aqueles de origem orgânica (Silva et al., 2025).

Portanto, o presente estudo visa avaliar o impacto da combinação de resíduos alimentares e BCLE na compostagem aeróbia, analisando a eficácia e o impacto agroambiental do co-composto final. Especificamente, será avaliado o efeito de BCLE produzido em temperaturas de pirólise de 300 e 500 °C, em diferentes proporções na co-compostagem de resíduos orgânicos provenientes de restaurantes, nas propriedades físicas, químicas e mineralógicas do co-composto e seu efeito na produção de biomassa de milho.

6.4. MATERIAIS E MÉTODOS

6.4.1. Área de estudo

A montagem das leiras foi realizada em um galpão de compostagem localizado na Fazenda Água Limpa (FAL), pertencente à Universidade de Brasília (UnB). A fazenda está situada nas coordenadas 15°56'58.16" S e 47°55'49.54" O, a uma altitude de 1.098 m. A região possui o clima caracterizado por uma estação chuvosa de outubro a março e uma estação seca de abril a setembro. O clima da região apresenta temperatura média mínima de 14,4 °C, média compensada de 20,7 °C e média máxima de 28,3 °C, com precipitação acumulada anual de 1.405 mm e umidade relativa média de 71% (INMET, 2023; FAL/UnB, 2023).

6.4.2. Aquisição, produção e caracterização das matérias-primas

Amostras de LE foram coletadas da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia, pertencente à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Essa estação de tratamento adota um sistema de tratamento de nível terciário, onde, além da decomposição anaeróbica dos resíduos, são removidos, do efluente líquido, nutrientes específicos como N e P. Esses elementos permanecem na massa final do LE, que passa por um processo subsequente de secagem em galpões cobertos, com livre circulação do ar e piso de alvenaria para evitar o contato do LE com o solo.

Após a coleta, o LE seco (aproximadamente 8% de umidade) passou por um processo de trituração e peneiragem utilizando peneira de malha de 4 mm. Em seguida,

foi submetido a temperaturas de 300 °C (BC300) e 500 °C (BC500) em um forno de pirólise tipo mufla (Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha). Durante esse procedimento, a taxa média de aumento de temperatura foi de 2,5 °C min⁻¹, seguida por um tempo de residência de 5 horas. Após a pirólise, o BCLE foi armazenado em recipientes plásticos até o uso na formação das leiras de compostagem. A caracterização do LE e dos biochars (Tabela 1) foi feita conforme Brasil (2017).

Tabela 1. Caracterização do LE, BC300, BC500 e dos resíduos alimentares (RA) usados na co-compostagem.

Propriedades	LE	BC300	BC500	RA
pH	6,4	6,0	6,4	7,22
Umidade (%)	18,5	6,6	1,5	10
C. Org. (mg kg ⁻¹)	288.000	250.000	231.000	244.000
P total	2,2	3,9	4,6	0,86
K total	0,24	0,24	0,43	nd
Mat. Org. (mg kg ⁻¹)	497.000	418.000	259.000	nd
N (mg kg ⁻¹)	37.000	42.100	34.000	27.900
Ca (mg kg ⁻¹)	5.000	6.400	8.500	2.600
Mg (mg kg ⁻¹)	2.100	2.500	2.900	2.100
S (mg kg ⁻¹)	8.200	7.500	11.800	3.500
Relação C:N	7,8	5,9	6,8	8,74
Cu (mg kg ⁻¹)	105	115	168	24
Fe (mg kg ⁻¹)	19.800	20.500	20.490	34.218
Mn (mg kg ⁻¹)	100	105	149	138
Zn (mg kg ⁻¹)	460	480	690	72,1
Cd (mg kg ⁻¹)	3	3	2	nd
Ni (mg kg ⁻¹)	13	15	12	19,1
Pb (mg kg ⁻¹)	63	32	44	4,5

nd: não detectado.

Os resíduos orgânicos oriundos de restaurantes foram cedidos pela Startup Projeto Compostar, localizada na região do Lago Oeste, Brasília, Distrito Federal, Brasil. Os resíduos provenientes de estabelecimentos comerciais gastronômicos e cozinhas residenciais foram inicialmente alocados em uma área designada como “baia”, a qual constitui um espaço coberto e com piso impermeabilizado destinado a propiciar a redução da elevada umidade dos resíduos. Após esse período inicial, os resíduos foram deixados em leiras e misturados com resíduos secos de folhas e galhos de plantas. Os resíduos obtidos para o presente estudo passaram por uma pré-compostagem de dois meses. Após esse período, os resíduos foram transportados para a Fazenda Água Limpa para montagem das leiras e caracterizado quimicamente (Tabela 1).

6.4.3. Instalação das leiras e estabelecimento dos tratamentos

As leiras foram constituídas pela combinação dos RA e os biochars que foram adicionados nas seguintes proporções (massa/massa): 0% (controle), 5%, 10%, 15% e 20%. As leiras foram distribuídas aleatoriamente no galpão de compostagem. Foram instaladas nove leiras sobre uma base impermeável. Cada leira teve dimensões de 1,0 m de altura, 1,0 m de largura e 0,8 m de comprimento. O experimento consistiu nos seguintes tratamentos:

- i) B0: 0% de biochar + 300 kg de RA (Controle);
- ii) BC300_05: 5% de BC300 (15 kg de BC300 + 285 kg de RA);
- iii) BC300_10: 10% de BC300 (30 kg de BC300 + 270 kg de RA);
- iv) BC300_15: 15% de BC300 (45 kg de BC300 + 255 kg de RA);
- v) BC300_20: 20% de BC300 (60 kg de BC300 + 240 kg de RA);
- vi) BC500_05: 5% de BC500 (15 kg de BC500 + 285 kg de RA);
- vii) BC500_10: 10% de BC500 (30 kg de BC500 + 270 kg de RA);
- viii) BC500_15: 15% de BC500 (45 kg de BC500 + 255 kg de RA);
- ix) BC500_20: 20% de BC500 (60 kg de BC500 + 240 kg de RA).

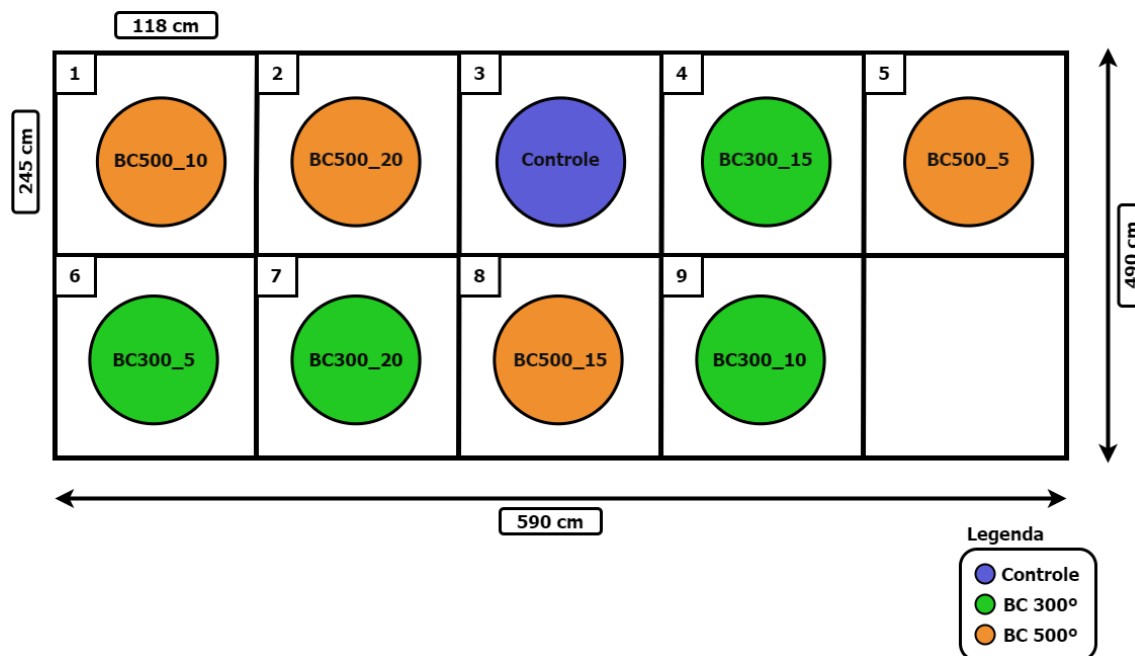


Figura 1. Disposição aleatória das leiras de compostagem de RA com adição de biochar obtido a 300 °C (BC300) e 500 °C (BC500), no galpão de compostagem.

Durante o processo de compostagem, a umidade foi monitorada ao menos três vezes por semana, mantendo-se na faixa de 50 a 70%, por meio de medidor portátil

(Thermo, H50N) (Figura 2). Quando os valores ficavam abaixo dessa faixa, realizava-se a umidificação com regador até o nível adequado. A temperatura da leira foi medida ao longo do período de compostagem, sendo aferida três vezes por semana utilizando-se um termômetro portátil (Instrutherm, pH-3000) (Figura 2). As leiras de co-compostagem foram revolvidas e homogeneamente misturadas nos dias 0, 22, 47, 71, 88, 112 e 133 após o início do processo. Em cada revolvimento, realizado em intervalos de 17 a 25 dias, foram coletadas amostras representativas. As operações foram conduzidas manualmente, com o uso de pá e enxada.

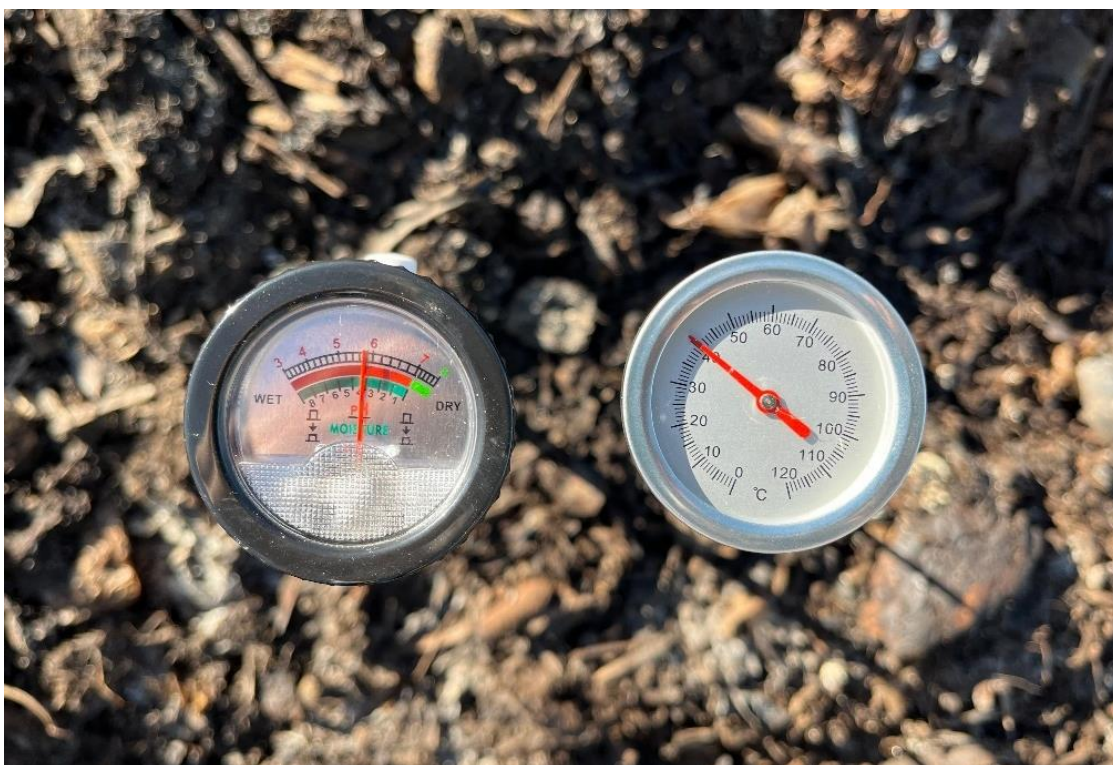


Figura 2. Medidor de umidade (à esquerda) e medidor de temperatura (à direita) utilizados durante o processo de co-compostagem para monitoramento das leiras.

6.4.4. Determinação das propriedades físico-químicas do co-composto

Aos 0, 22, 47, 71, 88, 112 e 133 dias após a montagem das leiras, foram coletadas amostras com o objetivo de avaliar as características físicas e químicas do composto. O pH foi medido ao longo do processo de compostagem. A metodologia adotada seguiu o protocolo estabelecido por Tedesco et al. (1995). O pH das amostras foi determinado utilizando um pHmetro equipado com eletrodo de vidro (modelo Tec5, TECNAL). A determinação foi efetuada tanto em água destilada quanto em uma solução de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} , na proporção de 1:2,5 (m/v).

A CE foi mensurada por meio de um condutivímetro microprocessado (modelo Q405M, QUIMIS), calibrado de acordo com a condutância de células fixadas em eletrodos, conforme descrito nas diretrizes metodológicas do Ministério da Agricultura (Brasil, 2017).

6.4.5. Análise da composição próxima

Com a última amostra das leiras, foram determinados os teores de umidade (U), material volátil (MV), cinzas (CS) e carbono fixo (CF), seguindo a norma técnica ASTM D1762 (ASTM, 2013).

O teor de U foi obtido pela secagem das amostras em estufa a 105 °C até atingirem peso constante da amostra, conforme a equação 1:

$$U (\%) = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \text{ (Eq. 1)}$$

Onde:

- P_i : Peso inicial da amostra (g) antes da secagem.
- P_f : Peso da amostra (g) após secagem a 105 °C.

O MV foi determinado em amostras previamente secas, aquecidas a 950 °C por 7 min em mufla (Linn-Elektro Therm, modelo KK 260 SO 4060, Alemanha). O cálculo se deu pela equação 2:

$$MV (\%) = \frac{P_f - P_v}{P_i} \times 100 \text{ (Eq. 2)}$$

Onde:

- P_f : Peso da amostra (g) após secagem a 105 °C.
- P_v : Peso da amostra (g) após aquecimento a 950 °C.

O teor de CS foi obtido pelo aquecimento das amostras a 750 °C por 6 h. A porcentagem foi dada pela equação 3:

$$CS (\%) = \frac{P_a}{P_i} \times 100 \text{ (Eq. 3)}$$

Onde:

- P_a : Peso do resíduo de cinzas (g) após a combustão a 750 °C.

O CF foi calculado como a fração restante:

$$CF = 100 - (U + MV + CS) \text{ (Eq.4)}$$

6.4.6. Análise elementar do co-composto

Os teores de carbono (C), hidrogênio (H) e nitrogênio (N) nas amostras do co-composto (secas e moídas) foram determinados em analisador elementar (Euro EA 3000, EuroVector, Itália). O teor de oxigênio (O) foi calculado pela subtração dos valores percentuais C, H, N e teor de cinzas da massa total da amostra, conforme descrito por Enders et al. (2012).

6.4.7. Teores de metais pesados totais e disponíveis

Para a determinação dos metais pesados (MPs) totais, as amostras foram submetidas à digestão ácida conforme o método USEPA SW-846 3051A (USEPA, 2007). Para isso, 0,5 g de co-composto moído (2 mm) e seco foi colocado em um tubo de Teflon, ao qual foram adicionados 9 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 3 mL de ácido clorídrico (HCl). A mistura foi digerida utilizando um forno de micro-ondas (Multiwave 5000, Anton Paar, Áustria) a 175 °C por 4 minutos e 30 segundos. Após resfriamento, o extrato foi filtrado usando papel filtro qualitativo, e o volume da solução foi ajustado para 50 mL em frascos de fluoropolímero (PFA).

Para a determinação dos MPs disponíveis, foi realizada uma extração com solução de ácido dietilenotriaminopentacético (DTPA), conforme o método descrito por Lindsay e Norvell (1978), com ajuste no tempo de centrifugação. Neste procedimento, 10 g de co-composto foram misturados com uma solução de DTPA ajustada a pH 7,3 [contendo 5 mmol L⁻¹ de DTPA, 0,1 mol L⁻¹ de trietanolamina (TEA) e 0,01 mol L⁻¹ de cloreto de cálcio (CaCl₂)] na proporção de 1:2. As amostras foram agitadas em uma mesa agitadora horizontal a 220 rpm por 2 horas. Após a extração, a suspensão foi centrifugada a 3000 rpm por 5 minutos, e o sobrenadante foi filtrado utilizando papel filtro quantitativo.

A concentração dos elementos nos extratos foi determinada por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, modelo iCAP PRO, Thermo Scientific, EUA). Os teores totais e disponíveis de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn foram quantificados. Além disso, a quantificação de macronutrientes (N, K, P, Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cl, Mo, Cu, Fe, Zn e Mn) foi realizada após digestão

nitroperclórica das amostras, cujas leituras foram realizadas em ICP-OES, conforme descrito por Teixeira et al. (2017).

6.4.8. Difração de raios X (DRX) e espectroscopia de raios X dispersiva de energia (EDX)

Amostras dos co-compostos também foram submetidas à análise de difração de raios X (DRX) realizada em um difratômetro modelo D8 Focus (Bruker, Billerica, MA, EUA). Os padrões de difração de amostras em pó foram obtidos empregando radiação monocromática Cu K α sob condições operacionais de 40 kV e 30 mA. As medições foram realizadas em um intervalo de 2θ entre 10° e 70° , com incrementos de $0,05^\circ$ e uma velocidade de varredura de 1 min^{-1} . As áreas de pico correspondentes aos diferentes minerais foram identificadas e comparadas com os padrões de referência compilados pelo *International Center for Diffraction Data* (ICDD), assegurando precisão na determinação das fases cristalinas presentes. As amostras foram analisadas também por espectroscopia de raios X com dispersão de energia (EDX), utilizando o equipamento EDX 720HS da marca Shimadzu.

6.4.9. Experimento em vasos para avaliar o efeito do co-composto na cultura do milho

O solo utilizado foi coletado na Fazenda Água Limpa (FAL), pertencente à Universidade de Brasília (UnB). O solo é classificado como Latossolo Vermelho, apresentando 817 g kg^{-1} de argila, 89 g kg^{-1} de silte e 94 g kg^{-1} de areia. Amostras da camada superficial (0–20 cm) foram homogeneizadas para garantir representatividade. Em seguida, o solo foi caracterizado quanto à fertilidade química e corrigido com calcário para elevar a saturação por bases (V%) a 60%, conforme recomendação de Raij et al. (2001). Após a correção, o solo foi umedecido até atingir a capacidade de campo e mantido em incubação por 149 dias.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, utilizando vasos plásticos com volume total de 3,6 L. Cada vaso foi preenchido com uma mistura composta por 90% de solo e 10% de co-composto. O delineamento experimental adotado foi inteiramente casualizado (DIC), com nove tratamentos, dois controles e três repetições, totalizando 33 unidades experimentais.

Os tratamentos com aplicação de composto, co-composto e controle fertilizado receberam solução nutritiva imediatamente após a germinação, conforme recomendação de Novais et al. (1999). As concentrações, expressas em mg kg^{-1} de solo, foram: N (100), P (300), K (150), S (40), B (0,81), Cu (1,33), Fe (1,55), Mn (3,66), Mo (0,15) e Zn (4). A irrigação foi realizada diariamente por gotejamento, em dois períodos (6h–6h04 e 18h–18h04), com vazão de 35 mL min^{-1} , mantendo a umidade do solo próxima à capacidade de campo ($0,30 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$).

A variedade de milho utilizada foi a híbrida PEN.22M (sementes fornecidas pela empresa Sementes Alfa Eireli®). Foram semeadas três sementes por vaso e, após a emergência, foi realizado desbaste mantendo uma planta por unidade experimental.

Aos 47 dias após a semeadura, as plantas foram colhidas para avaliação da massa fresca da parte aérea. Em seguida, foram lavadas com água corrente, secas em estufa com circulação de ar a 65°C por 3 dias e pesadas para determinação da massa seca da parte aérea do milho, seguindo procedimentos descritos por Loomis & Conner (1992).

6.4.10. Análises estatísticas

Os dados foram inicialmente submetidos ao teste de normalidade dos resíduos. Quando apresentaram distribuição normal, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

6.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.5.1. Variação da temperatura da leira ao longo da compostagem

Devido ao processo de pré-compostagem, no presente estudo, quando as leiras foram montadas, as temperaturas iniciais já estavam elevadas, próximas a 70 °C (Figura A2). Os resultados demonstraram que as leiras com as diferentes combinações apresentaram tempos distintos em cada fase da compostagem, variando de acordo com o tipo e a proporção de biochar empregada (Tabela 2). O BC500_20 passou mais tempo na fase termofílica (36 dias), enquanto o BC500_15 atingiu essa fase em intervalo de tempo mais curto (20 dias). Os resultados sugerem que uma maior concentração do BC500 pode proporcionar uma decomposição mais eficiente da matéria orgânica durante a compostagem. De maneira geral, a adição de BC500 resultou em maior tempo na fase termofílica. O prolongamento da fase termofílica observado neste estudo é consistente com Zhang et al. (2016), que relataram extensão de 1 a 6 dias com a aplicação de biochar, efeito associado à melhoria da aeração e ao estímulo da atividade microbiana.

Tabela 2. Duração das fases da compostagem, temperatura máxima atingida e sua duração nos diferentes tratamentos.

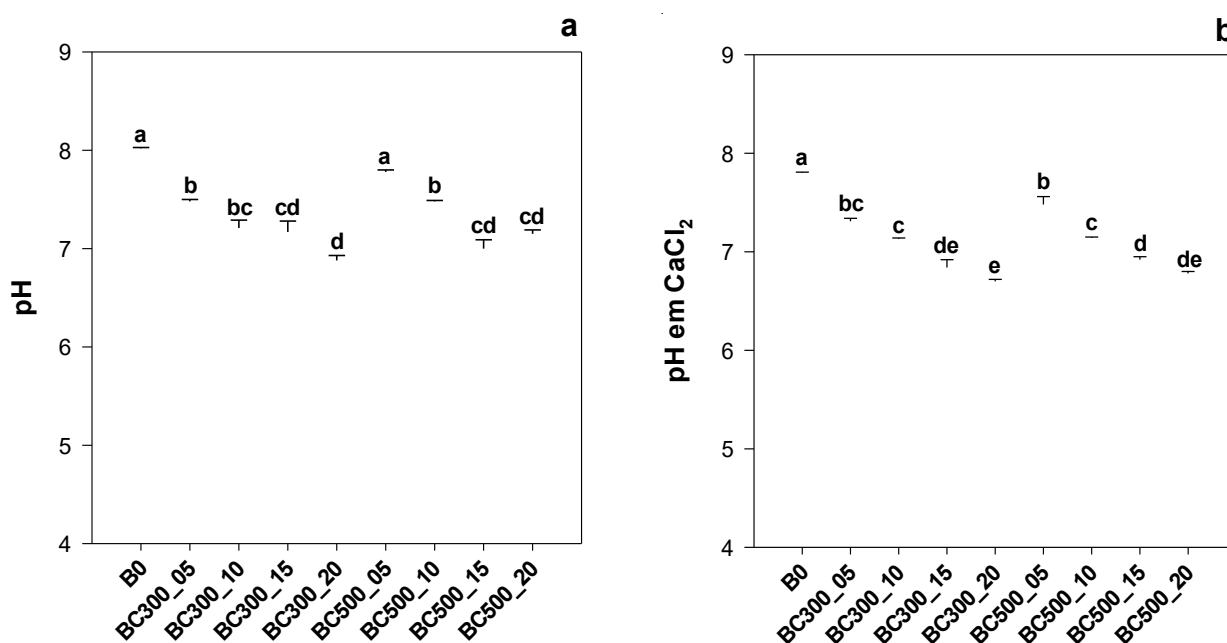
Tratamento	Duração das fases (dias)			Máxima temperatura (°C)	Duração da máxima temperatura (dias)
	Mesofílica	Termofílica	Maturação		
B0	18	22	71	67	2
BC300_05	19	25	67	73	1
BC300_10	24	21	66	68	2
BC300_15	16	23	72	72	1
BC300_20	19	25	67	74	1
BC500_05	22	30	59	68	1
BC500_10	15	33	63	72	1
BC500_15	18	20	73	66	1
BC500_20	19	36	56	69	1

De forma geral, todos os tratamentos atingiram temperaturas superiores a 50 °C, faixa considerada essencial para a higienização do composto, garantindo a eliminação de patógenos conforme a EPA (2003) e as Normas da ABNT (NBR 16445:2015). Entre os tratamentos, o BC300_20 apresentou a maior temperatura máxima da leira (Tabela 2), possivelmente em razão de uma atividade microbiana mais intensa. Alguns estudos relatam que a adição de biochar pode acelerar a taxa de aumento de temperatura durante

a compostagem (López-Cano et al., 2016; Mao et al., 2018), o que corrobora os resultados observados. No entanto, ao analisar a duração das fases mesofílica e termofílica, alguns tratamentos permaneceram mais dias nessas fases em comparação ao controle, indicando que a adição de BCLE não necessariamente acelerou o aumento da temperatura. Apesar das variações de temperatura máxima entre os tratamentos, a temperatura média durante o processo não apresentou diferenças significativas entre as combinações (valor $p = 0,128$; Tabela A1).

6.5.2. pH e condutividade elétrica (CE)

Os valores de pH em água variaram entre 6,88 (BC300_20) e 8,02 (B0) (Figura 3a). De maneira geral, o aumento da concentração de biochar promoveu redução do pH do co-composto. O B0 e o BC500_05 apresentaram os valores de pH em água mais elevados. O BC300_15, BC300_20, BC500_15 e BC500_20 apresentaram os menores valores, indicando maior acidez relativa em comparação aos demais tratamentos. Apesar disso, os valores ficaram dentro da faixa de pH ideal (5,50–8,00) (Bernal et al., 2009). Isso está relacionado à presença de materiais orgânicos alcalinos ou processos de mineralização em diferentes estados presentes nos resíduos alimentares compostados.



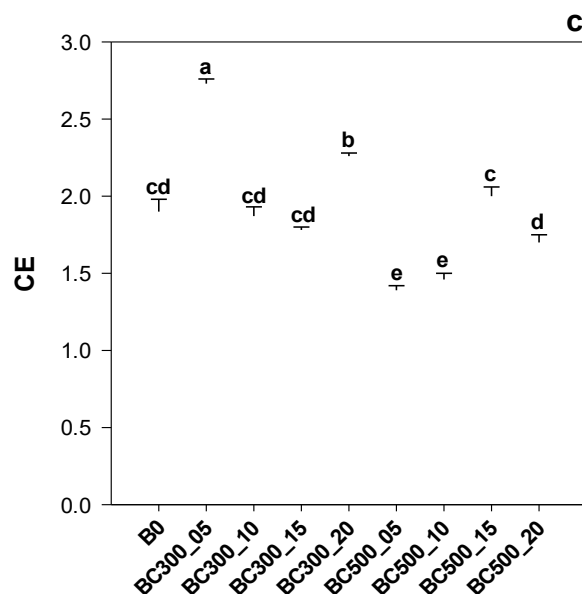


Figura 3. Valores de (a) pH em água, (b) pH em CaCl_2 e (c) CE dos co-compostos ao final do processo de compostagem. Médias com letras diferentes apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fischer ($p < 0,05$). Barras de erro representam o erro padrão da média.

O pH em CaCl_2 (Figura 3b) seguiu um padrão similar ao pH em água, com valores variando entre 6,7 (BC300_20) e 7,8 (B0). Nota-se que B0, B300_05 e BC500_05 apresentaram valores significativamente maiores que os demais tratamentos, enquanto as maiores concentrações de biochar (BC300_15, BC300_20, BC500_15 e BC500_20) promoveram os menores valores de pH em CaCl_2 dos co-compostos. As diferenças entre as combinações exibem a mudança na composição química do meio e possíveis processos de liberação de íons H^+ , sendo um fator característico na determinação da estabilidade química dos substratos.

Os valores de CE observados nos co-compostos variaram entre $1,39 \pm 0,03 \text{ mS cm}^{-1}$ (BC500_05) e $2,73 \pm 0,03 \text{ mS cm}^{-1}$ (BC300_05), indicando que todos os tratamentos se mantiveram dentro da faixa segura para aplicação no solo. Segundo Siles-Castellano et al. (2020), compostos com CE acima de $4,0 \text{ mS cm}^{-1}$ podem causar fitotoxicidade, prejudicando a germinação e o crescimento das plantas.

Os co-compostos combinados com BC300 apresentaram maiores concentrações de sais dissolvidos, provavelmente devido à maior solubilidade de elementos presentes ou à maior taxa de mineralização da matéria orgânica. Resultados semelhantes foram observados por Afriliana et al. (2021), que também relataram valores mais altos de CE em compostos com maior liberação de sais minerais na solução durante o processo de biodegradação de resíduos de biomassa.

Os BC500_05 e BC500_10, que obtiveram os menores valores de CE, podem ser considerados menos salinos, sendo mais indicados para solos onde há a presença de salinização. Já o BC300_05 e BC300_20 têm maiores concentrações salinas, podendo ser aplicados em solos tolerantes a níveis maiores de sais, mas culturas sensíveis precisam de atenção (Kujawska et al., 2024). Embora a regulamentação brasileira não limite o uso agrícola de compostos com base na CE, é importante monitorar esse parâmetro para evitar efeitos adversos às plantas.

6.5.3. Composição elementar

Na tabela 3 são apresentadas as concentrações de C, N, H e O dos co-compostos ao final do processo de co-compostagem (133° dia). Os teores de C e N não foram afetados pelos tipos e quantidades adicionadas de BCLE nos co-compostos entre os tratamentos ($p > 0,05$). O composto de RA apresentou teor de C similar ao dos biochars (próximo de 20%). Isso pode explicar a ausência de alteração com a adição de biochar na compostagem.

Tabela 3. Composição elementar nos tratamentos de co-compostagem de resíduos alimentares e biochar de lodo de esgoto ao final de 133 dias de incubação.

Tratamento	C	N	H	O
	(g kg ⁻¹)			
B0	206,000±6,400a	23,100±500a	44,000±1,500abc	248,000±8,400a
BC300_05	235,000±19,600a	27,500±2,500a	47,200±1,800ab	205,000±31,4ab
BC300_10	204,000±2,500a	29,600±6,800a	44,100±300abc	230,000±13,2ab
BC300_15	233,000±7,300a	27,000±400a	47,700±800a	180,000±8,100b
BC300_20	219,000±7,700a	25,700±1,000a	45,700±600abc	208,000±9,400ab
BC500_05	225,000±5,900a	25,200±800a	45,100±600abc	188,000±7,500ab
BC500_10	212,000±4,800a	24,300±700a	44,000±800abc	200,000±11,2ab
BC500_15	202,000±8,700a	21,800±1,000a	42,900±500bc	205,000±10,9ab
BC500_20	202,000±2,600a	23,900±800a	42,100±700c	198,000±5,000ab

Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de LSD de Fisher ($p < 0,05$); valores médios ± erro padrão da média (n = 3).

O BC300_15 apresentou maior concentração de H do que BC500_15 e BC500_20 ($p < 0,05$). A diminuição dos teores de H nos co-compostos com BCLE produzido a 500 °C nas concentrações mais elevadas está diretamente relacionada à degradação térmica de compostos orgânicos voláteis, resultando em materiais mais condensados e menos hidrogenados (Wu et al., 2018). Esse comportamento reforça a formação de estruturas mais aromáticas e estáveis, características de biochars produzidos em temperaturas elevadas (Ye et al., 2025). Esse comportamento está diretamente correlacionado com os

resultados de MV, que apresentaram valores menores nos co-compostos com BCLE a 500 °C, reforçando que temperaturas mais altas de pirólise favorecem a formação de estruturas mais aromáticas, estáveis e resistentes à decomposição biológica.

Os teores de O foram semelhantes nos co-compostos com BCLE a 300 e 500 °C. A redução do O é característica de materiais submetidos à pirólise, resultando na eliminação de grupos funcionais oxigenados e na concentração de frações mais inertes (Zou et al., 2024). Essa transformação favorece a formação de C recalcitrante e reduz a disponibilidade de compostos orgânicos biodegradáveis no composto final (Varma et al., 2018).

A relação C:N é um parâmetro fundamental na compostagem, por estar diretamente associada à mineralização da matéria orgânica e à disponibilidade de N no composto final (Mona et al., 2021). Os resultados indicaram que a relação C:N dos co-compostos manteve-se praticamente estável durante todo o período de incubação (Tabela 4). No início do processo (tempo 0), os valores variaram entre 8,54 e 9,47, com BC300_05, BC300_15 e BC500_05 apresentando os maiores valores. Ao longo de 133 dias, essa relação permaneceu quase inalterada, evidenciando que a compostagem não provocou mudanças significativas nesse indicador.

O baixo valor da relação C:N observado desde o início da compostagem está relacionado à composição intrínseca dos resíduos utilizados, que eram relativamente pobres em C e N, característica típica de RA (Gao et al., 2023; Parra-Orobio et al., 2023; Weyers et al., 2023; Otoni et al., 2024). Este perfil inicial limita a variação da relação C:N durante o processo, mesmo com a adição de BCLE.

Tabela 4. Relação C:N das combinações de RA e BCLE ao longo do processo de compostagem.

Tratamento	0	22	47	71	90	112	133
	Dias						
B0	8,75±0,08c	7,26±0,04a	7,12±0,02a	7,09±0,06a	9,39±0,05a	8,28±0,63ab	8,93±0,10a
BC300_05	9,33±0,01a	7,08±0,12abc	7,02±0,02ab	8,29±0,72a	8,87±0,16a	7,85±0,13ab	8,57±0,06a
BC300_10	8,96±0,02b	6,96±0,01bc	7,04±0,07ab	8,16±0,74a	8,87±0,07a	8,47±0,11ab	7,47±1,33a
BC300_15	9,44±0,04a	7,05±0,05abc	6,88±0,04b	8,23±0,76a	8,58±0,87a	7,35±0,04b	8,61±0,14a
BC300_20	8,54±0,05d	6,86±0,01c	6,89±0,07b	8,05±0,76a	8,83±0,10a	8,10±0,24ab	8,52±0,05a
BC500_05	9,47±0,03a	7,09±0,04abc	7,05±0,02ab	8,53±0,77a	9,23±0,08a	7,95±0,12ab	8,93±0,06a
BC500_10	8,73±0,05cd	6,92±0,02bc	6,93±0,01ab	6,90±0,06a	9,40±0,18a	8,94±0,10a	8,71±0,13a
BC500_15	8,58±0,01cd	7,12±0,08abc	6,89±0,05b	8,36±0,82a	9,30±0,04a	8,49±0,16ab	9,27±0,28a
BC500_20	8,56±0,04cd	7,19±0,02ab	6,66±0,05c	6,71±0,07a	9,21±0,11a	8,69±0,06a	8,46±0,16a

Médias seguidas por letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de LSD de Fisher ($p < 0,05$); valores médios $\pm$ erro padrão da média ($n = 3$).

Compostos com baixa C:N tendem a fornecer nitrogênio mais prontamente disponível, favorecendo o crescimento das plantas, embora apresentem menor potencial de acúmulo de carbono orgânico no solo (Nguyen & Marschner, 2016).

6.5.4. *Análise da composição próxima*

Os resultados da análise da composição próxima dos co-compostos estão apresentados na Figura 4. Observou-se que a temperatura de pirólise do BCLE e a quantidade adicionada ao RA afetaram as concentrações de material volátil (MV), cinzas (CS) e carbono fixo (CF) do co-composto. De maneira geral, as concentrações de MV diminuíram com o aumento da porcentagem de BCLE e, principalmente, com a adição de BC500. Os resultados do presente estudo confirmam padrões já descritos na literatura para materiais pirolisados (Peng et al., 2020; Lin et al., 2022; Grojzdek et al., 2024), assim como para a compostagem de resíduos orgânicos, que possuem altos valores de MV e baixos valores de CF (Casado et al., 2016; Iordanidis et al., 2018). De maneira geral, a pirólise estabiliza os compostos orgânicos e reduz as concentrações de materiais voláteis.

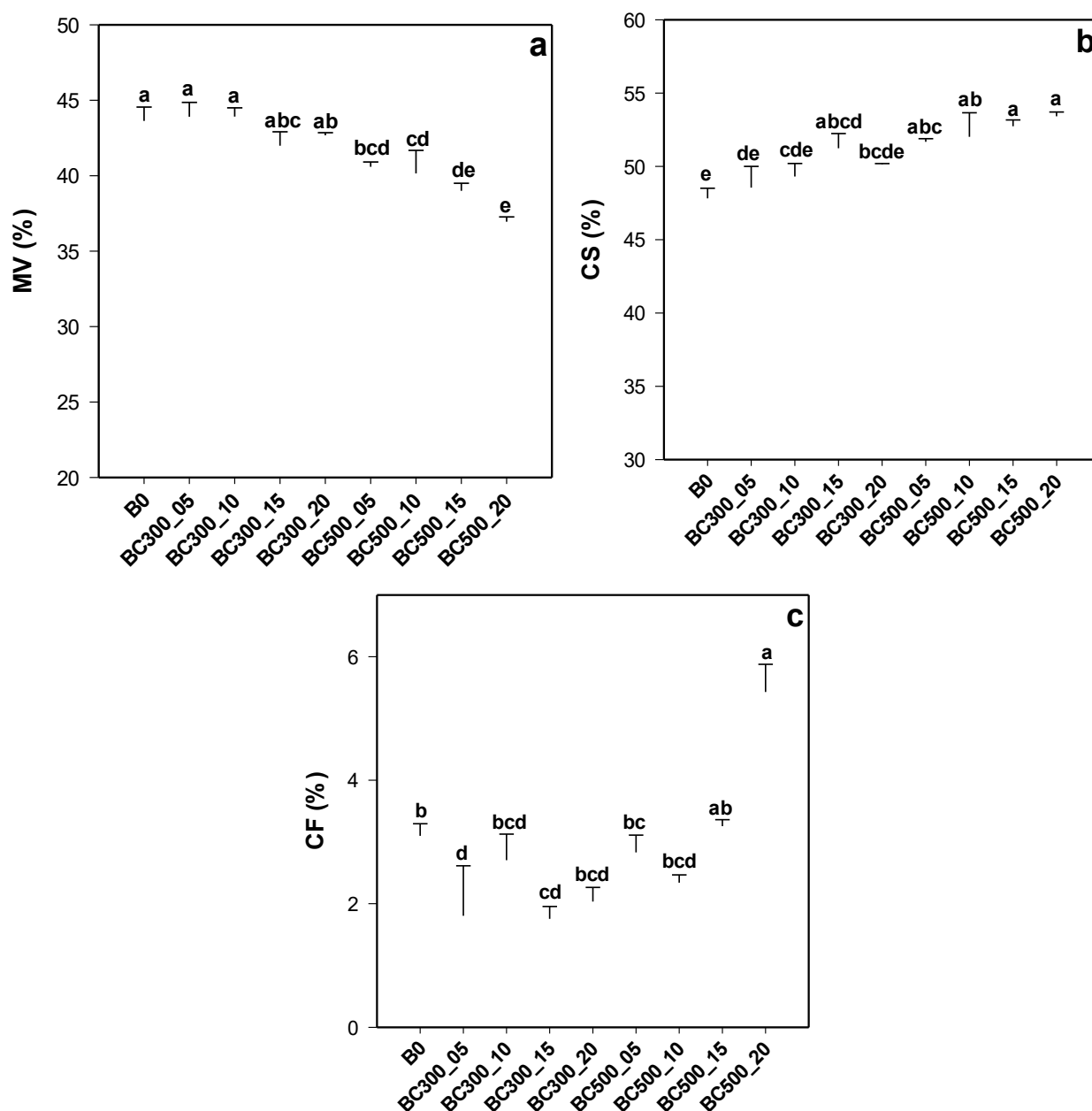


Figura 4. Análise da composição próxima dos co-compostos de resíduos alimentares e biochar: material volátil (MV) (%), cinzas (CS) (%) e carbono fixo (CF) (%). Valores apresentados com média $\pm$ erro padrão da média. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre os co-compostos, com base na comparação de médias pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

Por outro lado, os teores de CS aumentaram com o aumento da porcentagem de biochar no co-composto, sendo o aumento mais expressivo com a adição de BC500. Os teores de CS variaram de 47,8% (B0) a 53,3% (BC500_20). Esse aumento no teor CS está associado à concentração de componentes minerais durante a volatilização dos compostos orgânicos na pirólise (Mao et al., 2019; Świechowski et al., 2024). Biochars produzidos em temperaturas mais elevadas possuem maior fração inorgânica, composta

por elementos como cálcio (Ca), magnésio (Mg), P e potássio (K), que podem atuar como fertilizantes e melhorar a capacidade de retenção de nutrientes no solo (Gotore et al., 2024).

Biochars produzidos em temperaturas mais elevadas (500 °C) apresentaram menor teor de MV e maiores valores de CS e CF, resultando em materiais mais estáveis e resistentes à decomposição. Esses BCLE são mais eficientes para aumentar a estabilidade do C no solo, podendo ser utilizados como estratégia de sequestro de C atmosférico (Tozzi et al., 2019; Tu et al., 2022; Almutairi et al., 2023; Li et al., 2023; Costa et al., 2025).

Por outro lado, os BCLE obtidos a 300 °C, com maior teor de MV e menor CF, são menos estáveis e tendem a ser degradados mais rapidamente. No entanto, sua menor recalcitrância pode beneficiar sistemas agrícolas que buscam fornecer nutrientes e estimular a atividade microbiana em curto prazo (Figueiredo et al., 2019). Assim, os co-compostos com BC500 apresentam maior potencial para aplicações de longo prazo, enquanto o BC300 pode ser indicado em situações que demandam liberação imediata de compostos orgânicos voláteis (Bolan et al., 2024).

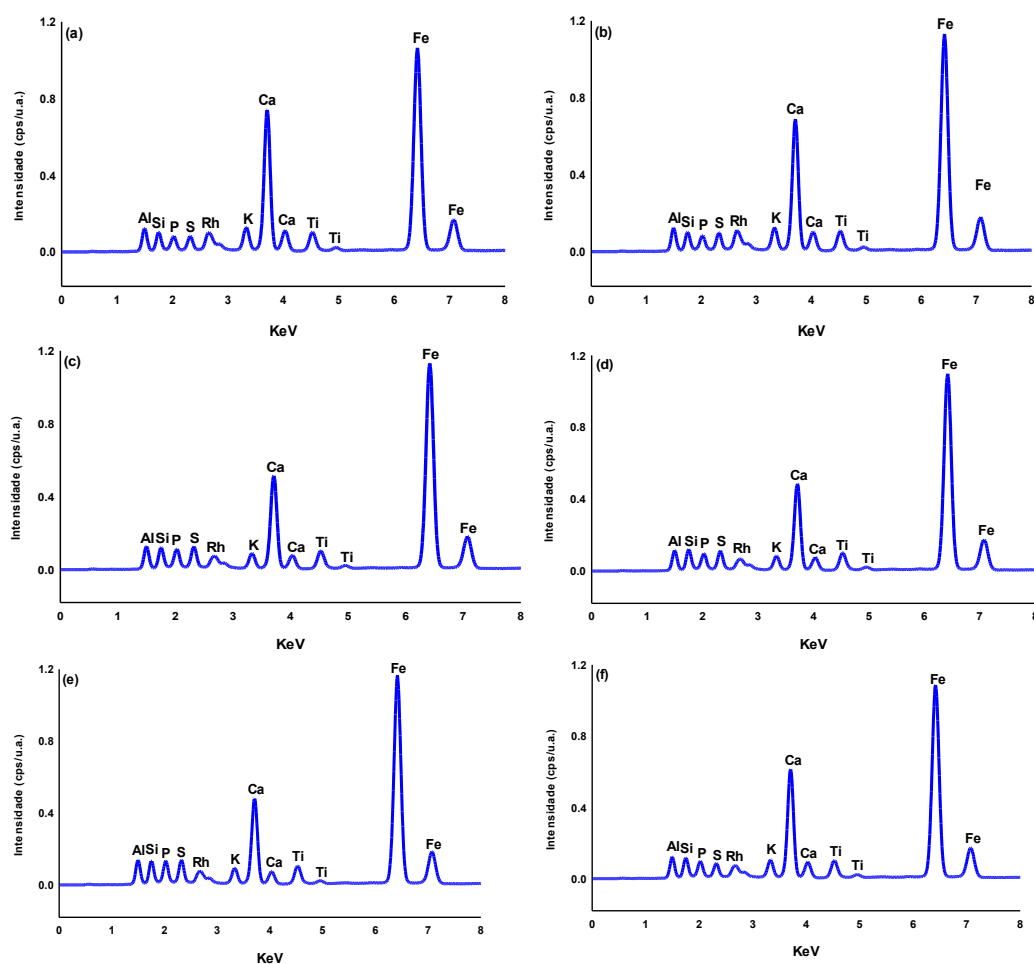
Esses achados corroboram estudos anteriores que destacam o aumento da estabilidade do C em biochars produzidos em temperaturas mais elevadas (Jindo & Sonoki, 2019; Zhang et al., 2021). Além disso, o uso do biochar como aditivo na co-compostagem reduz o teor de MV, já que o material passou previamente pela pirólise, elevando a estabilidade do composto e diminuindo a emissão de gases durante o armazenamento e aplicação no solo (Nguyen et al., 2022).

Outro efeito relevante é o aumento do teor de CS, devido à maior fração mineral do biochar, rica em Ca, Mg, K e P. O acréscimo de CF também reflete sua forma mais estável de C, resistente à decomposição microbiana, contribuindo para o sequestro de C no solo. Em síntese, a adição de biochar à compostagem melhora as propriedades do composto final, aumentando sua estabilidade, favorecendo a retenção de C e de nutrientes e promovendo melhores condições para o solo.

6.5.5. Características físico-químicas e mineralógicas dos co-compostos de RA e BCLE

Os espectros de EDX estão apresentados na Figura 5. Em geral, os elementos minerais presentes em maior concentração foram alumínio (Al), cálcio (Ca), ferro (Fe),

K, P, silício (Si) e enxofre (S). Houve mudanças na intensidade dos espectros de acordo com o aumento da temperatura da pirólise dos BCLEs presentes nos co-compostos. A presença desses nutrientes no BCLE (Tabela 1) resultou no aumento dos mesmos no co-composto, afetando diretamente as concentrações de elementos como Al, Fe, P e Si nos co-compostos. Isso pode ser atribuído ao fato do BCLE conter quantidades significativas desses nutrientes (Figueiredo et al., 2021; Fachini & Figueiredo, 2022; Santos et al., 2024). Já o Al pode estar relacionado aos sais coagulantes utilizados no tratamento de LE. Outros elementos, como Ca e K, diminuíram com o aumento das doses de BCLE nas diferentes combinações. No caso do S, a presença do BCLE no co-composto pode ter influenciado na maior concentração do elemento (Tabela A2).



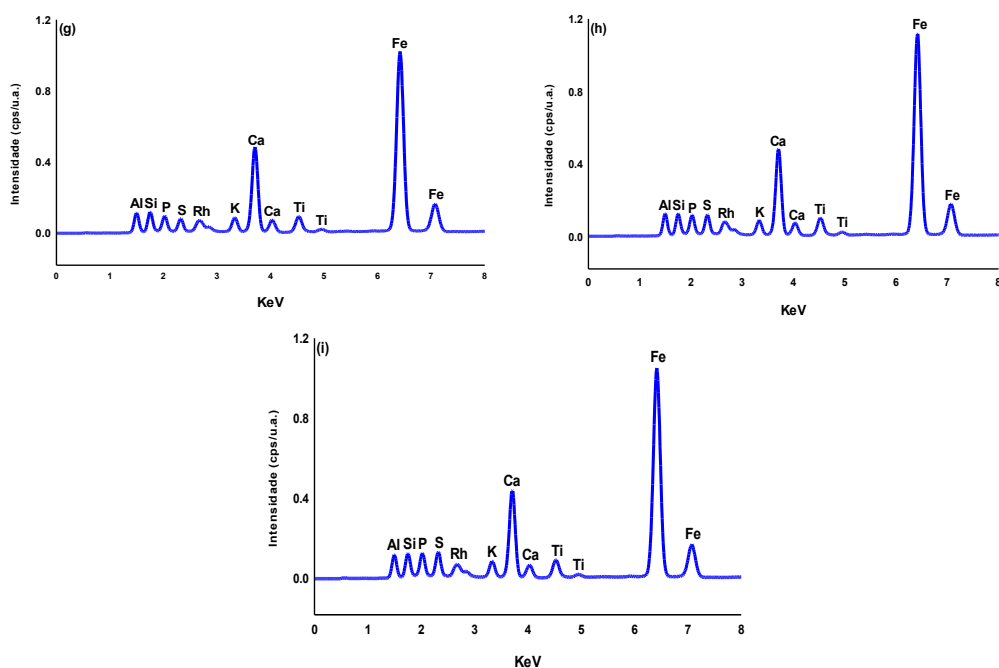
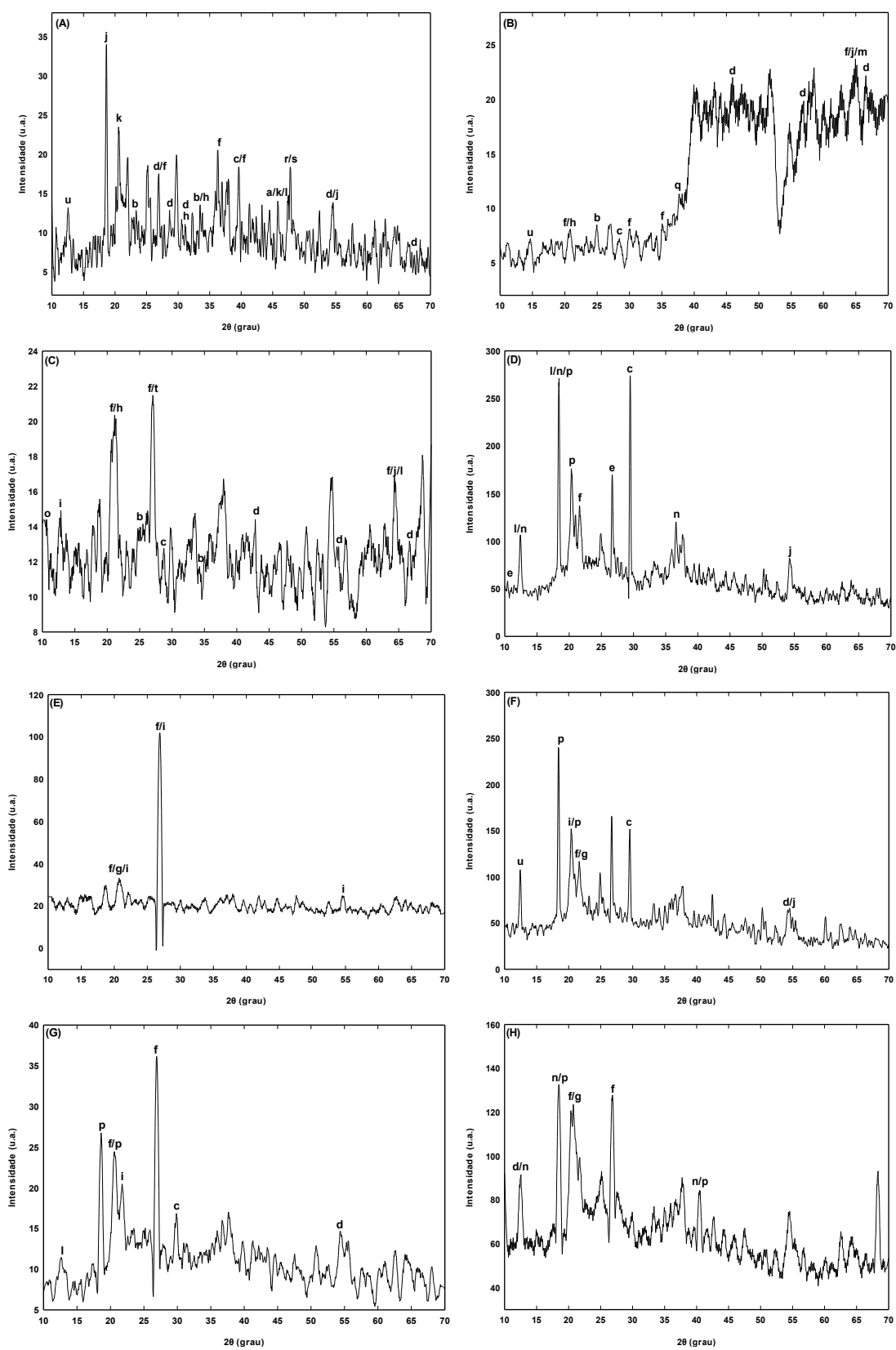


Figura 5. Espectros da presença de elementos obtidos por espectroscopia de raios X dispersiva de energia (EDX) de B0 (a), BC300_05 (b), BC300_10 (c), BC300_15 (d), BC300_20 (e), BC500_05 (f), BC500_10 (g), BC500_15 (h), BC500_20 (i).

A Figura 6 apresenta os difratogramas de DRX das amostras analisadas. Os resultados confirmam a presença de quartzo (SiO_2) em todas as amostras. Além disso, o fosfato de alumínio ($\text{Al}(\text{PO})_4$) foi encontrado nos BC300_10, BC300_20, BC500_05 e BC500_10 e o hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) nos BC300_15, BC500_10 e BC500_15. Isso acontece devido à origem do LE, que apresenta significativa presença de coloides do solo que entram no esgoto pelas precipitações pluviométricas, e aos processos químicos e térmicos envolvidos na pirólise (Li et al., 2023). Além disso, a presença de compostos de P em todos os espectros evidencia que o processo de pirólise contribui para a preservação ou até o enriquecimento desse elemento (Liu et al., 2019; Han et al., 2021), o que representa um resultado relevante do ponto de vista agroambiental.

Os picos de compostos com Fe, Al e Si observados nos co-compostos podem ser atribuídos à presença desses elementos no LE e, consequentemente, no BCLE. Estudos como o de Shen et al. (2018), por meio de espectroscopia fotoeletrônica de raios X, confirmaram que os principais elementos presentes no BCLE puro são Fe, Al e Si. Essa composição está relacionada à presença de compostos inorgânicos, como sílica e sais de Fe e Al, comumente encontrados nos LEs (Lv et al., 2022).



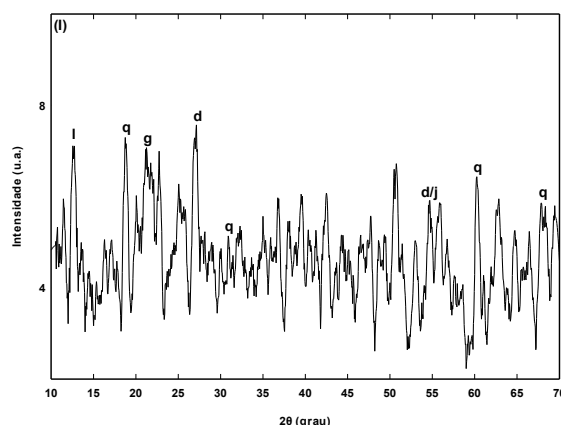


Figura 6. Espectros de difração de raios X (DRX) de B0 (A), BC300_05 (B), BC300_10 (C), BC300_15 (D), BC300_20 (E), BC500_05 (F), BC500_10 (G), BC500_15 (H), BC500_20 (I). a: Carbonato de cálcio; b: Celulose; c: Cloreto de potássio (KCl); d: Cloreto de sódio (NaCl); e: Difisato de ferro; f: Dióxido de silício; g: Dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$); h: Estruvita ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$); i: Fosfato de alumínio; j: Fosfato de amônio di-hidrogeno; k: Fosfato de amônio e magnésio; l: Fosfato de cálcio dihidratado; m: Fosfato de cálcio e amônio di-hidratado; n: Fosfato de magnésio e alumínio; o: Fosfato monopotássico; p: Hidróxido de alumínio; q: Hidróxido de manganês; r: Nitrato de amônio; s: Nitrato de sódio; t: Sulfato de amônio; u: Sulfato de cálcio di-hidratado.

6.5.6. *Análise de elementos*

6.5.6.1. *Macronutrientes em co-composto de biochar e resíduos alimentares*

A aplicação de diferentes proporções de BC300 e BC500 afetou as concentrações de macronutrientes no co-composto final (Figura 7; Tabela 5). De maneira geral, a adição de BCLE aumentou os teores de P, Ca, Mg e S, e reduziu os teores de K do co-composto.

Os maiores incrementos promovidos pelo BCLE foram verificados nos teores de P dos co-compostos (Figura 7), passando de $8,6 \text{ g kg}^{-1}$ no B0 para $25,7 \text{ g kg}^{-1}$ no BC500_20, demonstrando os benefícios da adição de BCLE para aumentar a concentração de P no composto final.

Essa estabilidade está associada à presença de compostos como óxidos, carbonatos e silicatos, que se formam devido à decomposição da matéria orgânica. Esse processo resulta em um resíduo mais concentrado e enriquecido com componentes minerais, contribuindo para a retenção eficiente do P no material final (Mbasabire et al., 2024). Além disso, a formação de húmus ao longo do processo de degradação da matéria orgânica pode acelerar a transformação do P instável em formas mais recalcitrantes (Wei et al., 2021). Esse mecanismo contribui para compreender a eficácia da adição de BCLE no enriquecimento de P do composto final (Yan et al., 2024), uma vez que, além de

favorecer a retenção do nutriente, o BCLE apresenta naturalmente maiores concentrações de P em sua composição (Tabela 1).

Por outro lado, os co-compostos com BCLE produzido a 300 °C (BC300_05 e BC300_10) apresentaram menor acúmulo de P, possivelmente devido à menor estabilidade térmica e à maior suscetibilidade à liberação do elemento em comparação ao BCLE obtido em temperaturas mais elevadas (Musa et al., 2024; Nan et al., 2024).

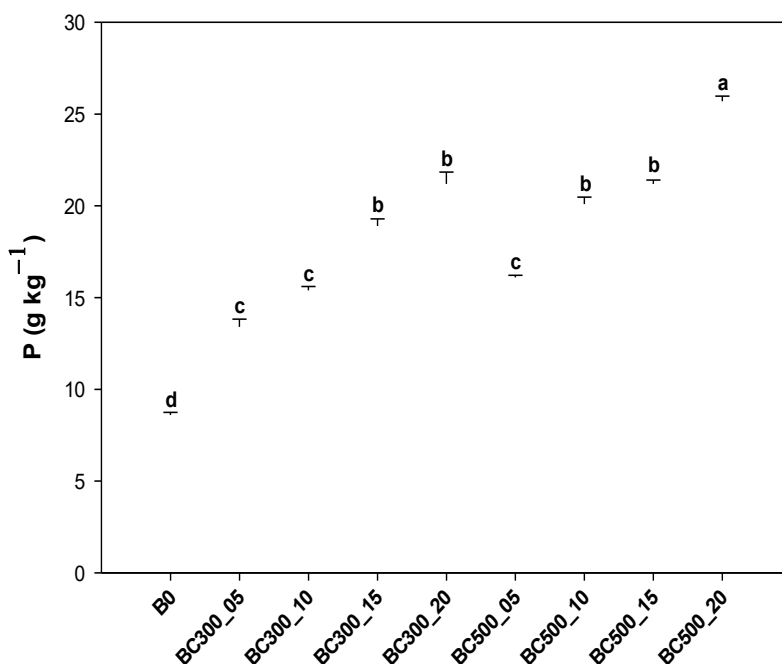


Figura 7. Teores de fósforo total (P) nos diferentes tratamentos ao final do processo de co-compostagem. Barras com letras diferentes indicam que as médias são diferentes de acordo com o teste LSD de Fisher ($p < 0,05$). As barras de erro indicam o erro padrão da média.

Os teores de Ca variaram entre os co-compostos, com destaque para BC500_05, que apresentou concentração mais elevada do que os demais co-compostos (Tabela 5). No entanto, as demais doses de BC500 não elevaram os teores de Ca dos co-compostos. Esse resultado pode estar relacionado com a degradação térmica da matéria orgânica durante a pirólise, que promove a liberação de compostos voláteis e, consequentemente, a concentração dos minerais remanescentes, como o Ca, nas frações de cinzas do biochar (Shi et al., 2023). O Ca, por sua vez, apresenta elevada estabilidade térmica, o que favorece sua permanência no material mesmo em temperaturas mais elevadas (Roshan et al., 2023).

Tabela 5. Concentração de macronutrientes nos co-compostos de resíduos alimentares e biochar.

Tratamento	Ca	Mg	K	S
	g kg ⁻¹			
B0	2,9±0,61bc	2,3±0,48bc	8,9±0,14a	4,9±0,45d
BC300_05	3,0±0,34bc	2,4±0,26bc	9,6±0,43a	6,2±0,77bc
BC300_10	2,9±0,37bc	2,3±0,25bc	7,8±0,96b	6,4±0,12b
BC300_15	2,7±0,18c	2,1±0,19c	6,3±0,61d	6,7±0,73b
BC300_20	3,1±0,83bc	2,4±0,66bc	7,3±0,22bc	7,9±0,25a
BC500_05	4,7±0,26a	3,8±0,20a	7,6±0,19bc	5,7±0,69c
BC500_10	3,3±0,16b	2,6±0,12b	7,8±0,94b	6,3±0,19bc
BC500_15	3,4±0,38b	2,7±0,30b	7,7±0,41b	7,6±0,83a
BC500_20	3,3±0,49b	2,6±0,38b	7,1±0,10c	8,1±0,13a

Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de LSD de Fisher ($p > 0,05$); valores médios $\pm$ erro ($n = 3$).

Os teores de Mg apresentaram comportamento semelhante ao do Ca entre os co-compostos, com o valor mais elevado encontrado no BC500_05. Esse resultado sugere que o aumento da temperatura de pirólise favorece a elevação dos teores de Mg no biochar e, por consequência, no composto final. Esse efeito pode estar relacionado ao incremento da área superficial e da porosidade do biochar produzido em temperaturas mais altas, características que promovem maior capacidade de troca iônica e adsorção do biochar (Chen et al., 2014). Por outro lado, observou-se que o aumento da dose de biochar 500 °C resultou em menor concentração de Mg nos co-compostos, possivelmente devido à diluição do elemento em função da maior proporção de material carbonizado com baixa disponibilidade imediata de nutrientes.

O teor de K foi reduzido com o incremento de biochar e aumento da temperatura de pirólise. O B0 apresentou a maior concentração de K entre os co-compostos, não diferindo apenas do BC300_05. Isso se deve à natureza da matéria-prima utilizada, uma vez que o K, por ser altamente solúvel em água, é eliminado sob a forma de sais minerais juntamente com o efluente líquido durante o tratamento final do LE (Kirchmann et al., 2017). Como observado na Tabela 1, o LE apresenta baixos teores de K, já que este elemento não é retido na fração sólida seca ao final do tratamento. Da mesma forma, o BCLE apresenta baixa concentração de K. Dessa forma, a adição do BCLE à compostagem de RA contribui para a redução dos teores de K no co-composto final.

Os valores de S foram afetados pelas diferentes combinações, com destaque para BC500_20, BC500_15 e BC300_20 que apresentaram as maiores concentrações desse nutriente ($p < 0,05$). Isso sugere um acúmulo de S nos co-compostos com BCLE produzido a 500 °C, possivelmente devido à maior capacidade de retenção do nutriente nesses materiais (Cheah et al., 2014). No controle (B0), o valor de S foi significativamente menor, evidenciando que a adição de BCLE contribui positivamente para a concentração final desse macronutriente.

De maneira geral, os resultados demonstram que a adição de BCLE, especialmente produzido a 500 °C, favorece o acúmulo de P e S, além de melhorar a estabilidade dos nutrientes no co-composto. No entanto, o incremento de BCLE, reduz os teores de K no composto final, devido à baixa presença desse nutriente em sua composição. Assim, a escolha da temperatura de pirólise e da proporção de BCLE é crucial para otimizar a disponibilidade dos macronutrientes, como P, Mg, S e K no composto final, corroborando estudos recentes sobre o papel do biochar na compostagem (Xia et al., 2023; Yan et al., 2024).

6.5.6.2. Micronutrientes em co-composto de biochar e resíduos alimentares

A concentração final de micronutrientes como o molibdênio (Mo), Fe, zinco (Zn) e manganês (Mn) nos diferentes co-compostos está apresentada na Tabela 6.

Os teores de B ficaram abaixo dos limites de detecção do equipamento. Os teores de Mo não foram afetados pelas proporções de BCLE acrescentadas nos co-compostos ($p > 0,05$). Além disso, o Mo manteve-se estável, indicando baixa reatividade em relação ao BCLE adicionado (Li et al., 2024)

Tabela 6. Concentração final de micronutrientes nos co-compostos.

Tratamento	B	Mo	Fe	Zn	Mn
			mg kg ⁻¹		
B0	ald	4,74±1,06a	38589±561b	91,3±4,13f	149±3,03abc
BC300_05	ald	5,15±1,94a	40797±137ab	137±1,4e	147±1,41bc
BC300_10	ald	5,91±1,25a	37610±1158b	179±2,86d	137±3,3c
BC300_15	ald	7,07±0,18a	43276±1089a	254±4,48bc	161±2,28ab
BC300_20	ald	5,45±0,50a	39459±1159ab	272±7,53b	162±3,55ab
BC500_05	ald	8,85±5,05a	37639±2320b	165±8,2de	147±7,94bc
BC500_10	ald	7,81±1,4a	39390±790ab	241±11,1c	167±2,92a
BC500_15	ald	10,3±4,24a	41900±466ab	272±1,04b	163±2,95ab
BC500_20	ald	7,69±1,02a	40654±790ab	362±5,94a	166±2,11a

ald: abaixo do limite de detecção. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de LSD de Fisher ($p < 0,05$); valores médios $\pm$ erro padrão da média ($n = 3$).

Os teores de Fe no BC300_15 foram maiores do que B0, BC300_10 e BC500_05 ($p < 0,05$) e similares aos demais tratamentos. Segundo Kappler et al. (2014) e Zahedifar (2020), concentrações muito altas ou mais baixas de biochar podem interferir na dinâmica de Fe, afetando sua disponibilidade e retenção em função das características físico-químicas dos compostos.

O Zn foi o micronutriente mais afetado pela adição de biochar no co-composto. Todas as combinações com adição de BCLE apresentaram co-composto com maiores concentrações de Zn ($p < 0,05$). O maior teor foi observado no BC500_20, enquanto o menor foi no controle (B0). Os co-compostos com biochar a 500 °C apresentaram, de forma geral, maiores concentrações de Zn, possivelmente devido ao aumento da adsorção superficial promovido pela maior temperatura de pirólise (Labanya et al., 2022). Além disso, como apresentado na Tabela 1, o BCLE pirolisado a 500 °C apresenta maior concentração inicial de Zn, o que também contribui para explicar os resultados observados. Além disso, a matéria orgânica presente na compostagem interage com os óxidos de Fe e Al, promovendo a maior solubilidade e menor fixação desses elementos no solo, através da formação de quelatos estáveis com Fe e Zn (Vahedi et al., 2022).

A adição de BCLE não alterou os teores de Mn comparados com o controle (B0). No entanto, há diferenças entre as concentrações de BCLE no co-composto. O aumento da concentração de BC300_10 para BC300_20 aumentou a concentração de Mn. Da mesma forma, o aumento da concentração de BC500_05 para BC500_20 aumentou 13% a concentração de Mn no co-composto. Esse comportamento corrobora os resultados de Calistus et al. (2023), que observaram maior retenção e disponibilidade de Mn em co-compostos contendo biochar produzido em temperaturas mais elevadas. Segundo os autores, o aumento da temperatura de pirólise tende a favorecer a estabilização de Mn no biochar, contribuindo para sua liberação gradual durante o processo de compostagem. Esses resultados também podem ser explicados a partir da composição inicial apresentada na Tabela 1.

Os resultados indicam que tanto o tipo quanto a quantidade de BCLE aplicado influenciam diretamente a concentração de micronutrientes nos co-compostos. Os co-compostos com BCLE a 500 °C apresentaram, em geral, maiores concentrações de micronutrientes como Zn e Mn. Esse efeito está associado ao enriquecimento do material

final pela incorporação do biochar, uma vez que o BCLE pirolisado a 500 °C apresenta maiores teores desses elementos em sua composição inicial (Tabela 1). Dessa forma, o aumento observado está relacionado ao aporte direto de nutrientes provenientes do próprio BCLE.

Além disso, o BC300_15 e o BC500_20 mostraram-se um aumento do teor total de Fe e Zn, indicando que há uma interação benéfica entre a proporção de BCLE e as características químicas do co-composto.

6.5.6.3. Metais pesados totais

O uso de variadas proporções de BCLE influenciou os níveis de MPs totais nos co-compostos (Tabela 7). Os resultados evidenciaram que a aplicação de BCLE em diferentes temperaturas e concentrações influenciou de maneira distinta os teores de MPs totais de níquel (Ni), cobre (Cu), cromo (Cr), arsênio (As), bário (Ba), mercúrio (Hg), (chumbo) Pb, estrôncio (Sr) e rubídio (Rb).

Tabela 7. Concentração de MPs totais nos co-compostos de biochar e resíduos alimentares.

Tratamento	Ni	Cu	Cr	As	Ba	Hg	Pb	Sr	Rb
(mg kg ⁻¹)									
BC300_05	ald	50,9±0,63cd	ald	7,70±0,71a	55,2±0,37e	0,29±0,29a	1,49±1,49ab	206±4,48a	12,7±0,43ab
BC300_10	ald	68,1±1,86c	ald	2,99±0,74a	65,1±0,71d	0,35±0,35a	3,67±3,67ab	190±3,2ab	10,8±0,71ab
B0	24,3±1,43a	36,7±1,61d	94,3±3,47a	3,10±1,62a	40,8±0,63f	1,13±0,24a	ald	200±3,25a	9,81±0,51b
BC300_05	ald	50,9±0,63cd	ald	7,70±0,71a	55,2±0,37e	0,29±0,29a	1,49±1,49ab	206±4,48a	12,7±0,43ab
BC300_10	ald	68,1±1,86c	ald	2,99±0,74a	65,1±0,71d	0,35±0,35a	3,67±3,67ab	190±3,2ab	10,8±0,71ab
BC300_15	27,1±0,87a	89,4±2,32b	103,0±5,3a	3,34±2,25a	74,8±1,45c	0,69±0,55a	2,26±2,26ab	139±1,74d	10,6±0,92ab
BC300_20	ald	92,8±2,79b	ald	8,05±1,43a	97,4±0,95b	0,57±0,35a	5,53±0,47ab	144±4,13d	12,7±0,94ab
BC500_05	ald	60,5±1,4c	ald	5,80±2,04a	66,8±3,12d	1,12±1,12a	ald	204±11,0a	10,8±0,69ab
BC500_10	24±7,26a	86,4±6,37b	94,0±21,4a	2,21±0,58a	77,2±1,35c	0,74±0,73a	1,49±1,49ab	172±4,44bc	12,0±0,50ab
BC500_15	ald	127±7,26a	ald	2,54±1,33a	92,7±1,04b	1,52±0,59a	12,10±5,18a	156±2,04cd	13,7±0,52a
BC500_20	35,7±1,97a	132±0,9a	116,0±3,92a	2,70±2,02a	105,0±1,34a	1,61±0,81a	6,41±1,46ab	144±1,61d	12,8±0,70ab
Lim. Máx.*	70	nc	nc	20	nc	1	150	nc	nc

ald: abaixo do limite de detecção; nc: não considerado. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de LSD de Fisher ($p > 0,05$); valores médios $\pm$ erro padrão da média ($n = 3$). * limites máximos apresentados em Brasil (2016).

As concentrações de Ni, Cr, As e Hg não foram afetadas pelos tratamentos adotados ($p > 0,05$). De maneira geral, todos os co-compostos apresentaram teores de contaminantes abaixo dos limites máximos permitidos pela legislação nacional, evidenciando a segurança desses materiais para uso agrícola. Especificamente, os teores de Ni, As e Pb permaneceram dentro dos limites legais. Embora as concentrações de Hg tenham ficado acima do limite, é importante destacar que esses valores se referem à concentração total e não à concentração disponível. Estudos na literatura indicam que a adição de biochar pode imobilizar o Hg ou reduzir a sua toxicidade (Park et al., 2019; Wei et al., 2022; Duwiejuah et al., 2023; Jensen et al., 2024).

O Ba foi enriquecido com a adição de BCLE, sendo o BC500_20 apresentado com o maior teor total de Ba entre os co-compostos. Apesar desse aumento, a presença do biochar pode reduzir a biodisponibilidade do Ba, promovendo sua adsorção em superfícies mais estáveis (Stoykova et al., 2024). Em contraste, os teores de Sr foram reduzidos com a adição de BCLE aos RA, de forma proporcional à sua concentração na mistura, sugerindo que esse metal está presente principalmente nos resíduos alimentares.

6.5.6.4. Metais pesados disponíveis

Os dados da Tabela 8 mostram as concentrações de MPs disponíveis em diferentes combinações de co-compostos com BCLE e RA.

Tabela 8. MPs disponíveis em diferentes co-compostos.

Tratamento	Mo	Mn	Ni	Cu	Zn	Cr	As	Ba	Cd	Hg	Pb
	mg kg ⁻¹										
B0	0,28±0,02a	13,6±0,8a	ald	1,88±0,53bc	13,6±0,79c	ald	0,01±0,03a	0,11±0,02a	ald	ald	ald
BC300_05	0,33±0,02a	13,2±0,92a	ald	1,60±0,06c	19,6±1,38bc	ald	0,02±0,01a	0,06±0,002bc	ald	ald	ald
BC300_10	0,37±0,01a	10,4±0,87ab	ald	2,82±0,34abc	26,2±2,06ab	ald	ald	0,03±0,004cd	ald	ald	ald
BC300_15	0,27±0,01a	10,9±0,42ab	ald	4,68±0,45a	33±2,13a	ald	ald	0,02±0,003cd	ald	ald	ald
BC300_20	0,26±0,01a	10,3±0,35ab	ald	3,75±0,2ab	33,3±1,29a	ald	ald	0,03±0,002cd	ald	ald	0,85±0,05a
BC500_05	0,30±0,03a	10,9±1,62ab	ald	2,91±0,32abc	19,5±1,51bc	ald	0,03±0,004a	0,08±0,02ab	ald	ald	ald
BC500_10	0,27±0,01a	7,62±0,44b	ald	2,86±0,3abc	18,8±1,35bc	ald	0,01±0,01a	0,01±0,001d	ald	ald	ald
BC500_15	0,31±0,05a	7,24±0,21b	ald	4,84±0,87a	21,6±1,44b	ald	0,01±0,01a	0,02±0,001cd	ald	ald	0,68±0,09a
BC500_20	0,21±0,01a	7,18±0,48b	ald	3,55±0,21abc	22,2±1,36b	ald	0,003±0,01a	0,01±0,002cd	ald	ald	0,53±0,05a

ald: abaixo do limite de detecção. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de LDS de Fisher ($p < 0,05$); valores médios ± erro padrão da média (n = 3).

Os teores de Mo disponíveis apresentaram valores reduzidos nos diferentes co-compostos, inferiores a 0,5 mg kg⁻¹, sem diferenças estatísticas entre os tratamentos.

Houve uma redução nos níveis de Mn com o aumento da proporção de BCLE a 500 °C, comparado ao controle (B0). O valor máximo foi registrado em B0, sem BCLE, e o mínimo em BC500_20. A elevada capacidade de adsorção dos BCLEs, especialmente do BC500, que apresenta maior área superficial e porosidade, parece restringir a disponibilidade de Mn. Isso pode ser benéfico em solos ricos nesse metal (Li et al., 2024), mas pode limitar sua disponibilidade em ambientes com deficiência de Mn.

Os teores disponíveis de Ni ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento, portanto bem abaixo dos teores totais desse metal pesado (> 20 mg kg⁻¹). Provavelmente, o Ni se apresenta em formas estáveis tanto nos RA quanto no BCLE, não ficando disponível para ser absorvido por plantas. Para Zn, os teores foram mais expressivos em BC300_15 e BC300_20. Para As, o maior teor foi encontrado no BC500_05. Enquanto para Ba, o teor foi mais elevado no B0. Para o Pb, os BC300_20, BC500_15 e BC500_20 foram as combinações que tiveram o elemento detectado. A baixa concentração (abaixo do limite de detecção) de metais como Cr, cádmio (Cd) e Hg sugere baixo risco de contaminação por esses elementos.

De maneira geral, os teores encontrados para esses elementos, quando detectados, foram extremamente baixos, principalmente quando comparados a limites máximos estabelecidos por legislações ambientais ou por padrões de resíduos orgânicos do Brasil (2016), da União Europeia (1986), da China (2002) e pelas diretrizes da *International Biochar Initiative* (IBI, 2015) (Tabela 9).

Tabela 9. Limites máximos permitidos de MPs em fertilizantes orgânicos segundo legislações do Brasil, União Europeia, China e diretrizes do IBI.

Níveis máximos permitidos de metais pesados em fertilizantes orgânicos						
	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni
Brasil (mg kg ⁻¹) ^a	3	-	2	-	-	70
União Europeia (mg kg ⁻¹) ^b	2	-	2	-	-	50
China (mg kg ⁻¹) ^c	3	-	150	300	-	50
Iniciativa Internacional de Biochar (IBI) ^d	1,4	-	100	200	-	62

<ALD=Abaixo do limite de detecção do dispositivo. ^aIN SDA No 7, de 12/04/2016; ^b(EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009; ^cGB 38400-2019; ^d<https://biochar-international.org/>

A temperatura de pirólise influencia fortemente as propriedades químicas e físicas do co-composto, determinando sua interação com MPs no solo e sua biodisponibilidade (Li et al., 2023). Segundo Li et al. (2025), a combinação com biochar diminuiu o Cd e o Cr disponíveis no solo, com os níveis de Cd caindo para menos de 46% de sua forma inicial solúvel em ácido devido aos processos de complexação e precipitação.

Assim, a aplicação de co-compostos que tenham a presença de biochar se mostra vantajosa para o manejo de solos contaminados e para a retenção de nutrientes, mas a temperatura e concentração ideais devem ser cuidadosamente avaliadas, visando otimizar os benefícios e mitigar os riscos ambientais (Moureen et al., 2024; Stoykova et al., 2024).

6.5.6.5. Efeitos de co-composto de RA e BCLE na cultura do milho

De maneira geral, a resposta do milho à aplicação dos tratamentos foi dividida em três grupos (Tabela 10, Figura 8). As maiores produções de massa fresca e seca da parte aérea do milho foram obtidas com aplicação do composto (B0) e dos co-compostos ($p < 0,05$). O controle fertilizado apresentou efeito intermediário, promovendo produções de massa fresca e seca maiores que o controle não fertilizado, porém, menores do que os materiais compostados. Vale destacar que, apesar de ter recebido fertilização química, o controle fertilizado apresentou baixa massa total, significativamente inferior aos tratamentos com adubo orgânico, o que evidencia a importância do aporte de matéria orgânica e nutrientes de liberação gradual para o desenvolvimento da cultura. Os menores resultados foram observados em solos não fertilizados.

Os resultados demonstram que o efeito fertilizante foi consistente em todos os co-compostos avaliados, sugerindo que a presença de BCLE não foi determinante para a manifestação desse efeito. A ausência de diferença entre os co-compostos e o composto pode ser explicada pela aplicação de solução nutritiva em todos os tratamentos com compostos, o que pode ter limitado o efeito do co-composto, que apresentou maior teor de P do que o B0 (Figura 7). Além disso, o curto período de condução da cultura até a coleta das plantas também pode ter limitado a expressão do poder fertilizante dos co-compostos. Nesse sentido, estudos de maior duração e conduzidos em condições de campo têm demonstrado ser mais adequados para avaliar os efeitos residuais e a liberação gradual de nutrientes de compostos e biochar no solo (Lelu et al., 2018; Komolafe et al., 2021; Suarez et al., 2025).

Tabela 10. Massa fresca e seca da parte aérea de plantas de milho em resposta a aplicação de diferentes co-compostos de RA e biochar.

Tratamento	Massa fresca (g)	Massa seca (g)
B0	78,9±2,1a	20,5±0,6a
BC300_05	78,3±2,5a	19,6±3,3a
BC300_10	85,6±6,7a	19,4±1,4a
BC300_15	82,9±6,7a	20,1±0,5a
BC300_20	86,8±5,0a	21,3±0,7a
BC500_05	85,3±6,1a	20,9±1,7a
BC500_10	76,0±2,6a	19,4±0,5a
BC500_15	83,4±6,2a	20,5±1,1a
BC500_20	84,4±4,6a	20,5±0,4a
Controle fertilizado	54,6±1,8b	14,9±4,1b
Controle não fertilizado	12,1±0,43c	10,1±0,1c

Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); valores médios $\pm$ erro padrão da média ($n = 3$).



Figura 8. Avaliação da biometria do milho (*Zea mays* L.) submetido a 11 tratamentos com diferentes proporções de biochar e resíduos alimentares. Os tratamentos consistem em: 1) B0 (controle, sem biochar); 2) BC300_05; 3) BC300_10; 4) BC300_15; 5) BC300_20 (compostos com 5%, 10%, 15% e 20% de biochar pirolisado a 300 °C, respectivamente); e 6) BC500_05; 7) BC500_10; 8) BC500_15; 9) BC500_20 (compostos com 5%, 10%, 15% e 20% de biochar pirolisado a 500 °C, respectivamente); 10) controle fertilizado e 11) controle não fertilizado.

6.6. CONCLUSÕES

Este trabalho contribuiu para o avanço do conhecimento sobre a co-compostagem de RA com BCLE como uma alternativa sustentável para a gestão de resíduos orgânicos e melhoria da qualidade do co-composto para uso agroambiental. A incorporação de BCLE aprimorou a efetividade do processo de co-compostagem, atuando em parâmetros como umidade, temperatura e dinâmica de nutrientes. A melhoria desses fatores traz vantagens relevantes ao processo de compostagem, uma vez que o controle da umidade

mantém condições aeróbias adequadas, favorecendo a atividade microbiana e evitando tanto a inibição por excesso de água quanto o ressecamento do material. Da mesma forma, a estabilização da temperatura dentro da faixa ideal contribui para a sanitização, pela inativação de patógenos e sementes de plantas invasoras, além de acelerar a degradação da matéria orgânica. Por fim, a melhoria na dinâmica de nutrientes promove maior conservação de elementos essenciais, reduzindo perdas por volatilização e lixiviação, o que resulta em um composto final mais estável e com maior valor agronômico. Em resumo, a combinação de BC500_20 contribuiu para elevar a eficiência da retenção de alguns nutrientes, principalmente o P, além de melhorar a qualidade do produto co-compostado. Tanto o composto quanto o co-composto apresentaram baixa concentração de MPs, abaixo dos limites permitidos, o que indica segurança para uso do produto final. As melhorias na composição química dos co-compostos não se reverteram em maior produção de biomassa de milho. Portanto, estudos de campo devem ser realizados para melhor compreensão dos efeitos fertilizantes dos co-compostos obtidos pela combinação de RA com BCLE.

6.7. REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 16445: Resíduos sólidos – Compostagem de resíduos orgânicos – Procedimentos para higienização e redução de patógenos*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Afriliana, A., Hidayat, E., Mitoma, Y., Masuda, T., & Harada, H. (2021). Studies on Composting Spent Coffee Grounds by *Aspergillus sp.* and *Aspergillus sp.* in Aerobic Static Batch Temperature Control. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 10(01), 91–112. <https://doi.org/10.4236/jacen.2021.101007>
- Almutairi, A. A., Ahmad, M., Rafique, M. I., & Al-Wabel, M. I. (2023). Variations in composition and stability of biochars derived from different feedstock types at varying pyrolysis temperature. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 22(1), 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2022.05.005>
- ASTM International. (2013). *ASTM D1762-84(2013): Standard test method for chemical analysis of wood charcoal*. ASTM International. https://www.astm.org/D1762_D1762M-13.html
- Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bolan, S., Sharma, S., Mukherjee, S., Kumar, M., Rao, C. S., Nataraj, K. C., Singh, G., Vinu, A., Bhowmik, A., Sharma, H., El-Naggar, A., Chang, S. X., Hou, D., Rinklebe, J., Wang, H., Siddique, K. H. M., Abbott, L. K., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2024). Biochar modulating soil biological health: A review. *Science of The Total Environment*, 914, 169585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169585>
- Brasil. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária, 2017. 240 p.
- Calistus, O. O., Hassan, U. F., Adamu, M. A., Badamasi, H., Baba, H., & Hannatu, A. (2023). Impacts of Biochar Treatments on Some Soil Properties and Micronutrient Availability. *Journal of Science and Technology*, 15(2). <https://doi.org/10.30880/jst.2023.15.02.004>
- Casado, R., Arenales Rivera, J., Borjabad García, E., Escalada Cuadrado, R., Fernández Llorente, M., Bados Sevillano, R., & Pascual Delgado, A. (2016). Classification and characterisation of SRF produced from different flows of processed MSW in the Navarra region and its co-combustion performance with olive tree pruning residues. *Waste Management*, 47, 206–216. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.018>
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2018). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>

- Chang, J. I., & Hsu, T.-E. (2008). Effects of compositions on food waste composting. *Bioresource Technology*, 99(17), 8068–8074. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.043>
- Cheah, S., Malone, S. C., & Feik, C. J. (2014). Speciation of Sulfur in Biochar Produced from Pyrolysis and Gasification of Oak and Corn Stover. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8474–8480. <https://doi.org/10.1021/es500073r>
- Chen, T., Zhang, Y., Wang, H., Lu, W., Zhou, Z., Zhang, Y., & Ren, L. (2014). Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. *Bioresource Technology*, 164, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>
- Costa, C. R., de Souza, A. M., dos Santos, M. G. B., da Silva, I. G. R., Moraes, T. V., dos Santos, J. R., de Siqueira Dantas, V. F., & Figueiredo, C. C. de. (2025). Stability and carbon sequestration potential of bamboo biochar. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-025-06632-3>
- Duan, Y., Awasthi, M. K., Wu, H., Yang, J., Li, Z., Ni, X., Zhang, J., Zhang, Z., & Li, H. (2022). Biochar regulates bacterial-fungal diversity and associated enzymatic activity during sheep manure composting. *Bioresource Technology*, 346, 126647. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126647>
- Duwiejuah, A. B., Imoro, Z. A., Abukari, A., Abdul-Mumeen, I., & Imoro, A. Z. (2023). *Mercury Adsorption Using Biowaste Biochar: A Green Technology Approach* (pp. 165–186). https://doi.org/10.1007/978-981-99-7719-2_6
- Ejileugha, C., Onyegbule, U. O., & Osuoha, J. O. (2024). Use of Additives in Composting Promotes Passivation and Reduction in Bioavailability of Heavy Metals (HMs) in Compost. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 262(1), 2. <https://doi.org/10.1007/s44169-023-00055-9>
- Enders, A., Hanley, K., Whitman, T., Joseph, S., & Lehmann, J. (2012). Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresource Technology*, 114, 644–653. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>
- European Parliament and Council. (2009a). *Regulation (EC) No 1069/2009 of 21 October 2009 laying down health rules as regards animal by-products not intended for human consumption*. Official Journal of the European Union, L 300, 1–33. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32009R1069>
- European Parliament and Council. (2009b). *Regulation (EC) No 1107/2009 of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market*. Official Journal of the European Union, L 309, 1–50. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32009R1107>
- FAL. Fazenda Água Limpa. *Boletim AgroClima*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2023. Disponível em: <https://fal.unb.br>. Acesso em: fevereiro de 2024.
- Fachini, J., & Figueiredo, C. C. de. (2022). Pyrolysis of Sewage Sludge: Physical, Chemical, Morphological and Mineralogical Transformations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 65. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2022210592>
- Figueiredo, C. C. de, Coser, T. R., Moreira, T. N., Leão, T. P., Vale, A. T. do, & Paz-Ferreiro, J. (2019). Carbon Mineralization in a Soil Amended with Sewage Sludge-

- Derived Biochar. *Applied Sciences*, 9(21), 4481. <https://doi.org/10.3390/app9214481>
- Figueiredo, C. C. de, Reis, A. de S. P. J., Araujo, A. S. de, Blum, L. E. B., Shah, K., & Paz-Ferreiro, J. (2021). Assessing the potential of sewage sludge-derived biochar as a novel phosphorus fertilizer: Influence of extractant solutions and pyrolysis temperatures. *Waste Management*, 124, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.044>
- Gabhane, J., William, S. P., Bidyadhar, R., Bhilawe, P., Anand, D., Vaidya, A. N., & Wate, S. R. (2012). Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Bioresource Technology*, 114, 382–388. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.040>
- Gadaleta, G., De Gisi, S., Todaro, F., Campanaro, V., Teodosiu, C., & Notarnicola, M. (2022). Sustainability assessment of municipal solid waste separate collection and treatment systems in a large metropolitan area. *Sustainable Production and Consumption*, 29, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.023>
- Gao, S., Harrison, B. P., Thao, T., Gonzales, M. L., An, D., Ghezzehei, T. A., Diaz, G., & Ryals, R. A. (2023). Biochar co-compost improves nitrogen retention and reduces carbon emissions in a winter wheat cropping system. *GCB Bioenergy*, 15(4), 462–477. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13028>
- Ghorbani, M., Konvalina, P., Walkiewicz, A., Neugschwandtner, R. W., Kopecký, M., Zamanian, K., Chen, W.-H., & Bucur, D. (2022). Feasibility of Biochar Derived from Sewage Sludge to Promote Sustainable Agriculture and Mitigate GHG Emissions—A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(19), 12983. <https://doi.org/10.3390/ijerph191912983>
- Gonawala, S. S., & Jardosh, H. (2018). Organic Waste in Composting: A brief review. *International Journal of Current Engineering and Technology*, 8(01). <https://doi.org/10.14741/ijcet.v8i01.10884>
- Gotore, O., Masere, T. P., & Muronda, M. T. (2024). The immobilization and adsorption mechanisms of agro-waste based biochar: A review on the effectiveness of pyrolytic temperatures on heavy metal removal. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 6, 92–103. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2024.04.002>
- Grojzdek, M., Novosel, B., Klinar, D., Golob, J., & Žgajnar Gotvajn, A. (2024). Pyrolysis of different wood species: influence of process conditions on biochar properties and gas-phase composition. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(5), 6027–6037. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01480-3>
- Han, H., Hu, S., Zhang, Y., He, L., Abdullahi, S. A., Ma, S., Deng, Z., Wang, Y., Su, S., & Xiang, J. (2021). Roles of dehydration conditioners on the formation of apatite phosphorus during the pyrolysis of various sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(3), 105248. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105248>
- Harrison, B. P., Gao, S., Gonzales, M., Thao, T., Bischak, E., Ghezzehei, T. A., Berhe, A. A., Diaz, G., & Ryals, R. A. (2022). Dairy Manure Co-composting with Wood Biochar Plays a Critical Role in Meeting Global Methane Goals. *Environmental Science & Technology*, 56(15), 10987–10996.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03467>

- He, X., Yang, Y., Huang, B., Wang, Z., & Wang, M. (2024). An overview of characteristic factors of biochar as a soil improvement tool in rice growth- A review. *Environmental Research*, 242, 117794. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117794>
- Hui, D. (2021). Effects of Biochar Application on Soil Properties, Plant Biomass Production, and Soil Greenhouse Gas Emissions: A Mini-Review. *Agricultural Sciences*, 12(03), 213–236. <https://doi.org/10.4236/as.2021.123014>
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. *Banco de dados*. 2020. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: janeiro de 2024.
- International Biochar Initiative. (2015). *IBI biochar standards: Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil* (Version 2.1). <https://biochar-international.org/>
- ICDD. International Center for Diffraction Data. (2015). *PDF-2 database*. Newtown Square, PA: ICDD.
- Iordanidis, A., Asvesta, A., & Vasileiadou, A. (2018). Combustion behaviour of different types of solid wastes and their blends with lignite. *Thermal Science*, 22(2), 1077–1088. <https://doi.org/10.2298/TSCI170704219I>
- Irfan, M., Mudassir, M., Khan, M. J., Dawar, K. M., Muhammad, D., Mian, I. A., Ali, W., Fahad, S., Saud, S., Hayat, Z., Nawaz, T., Khan, S. A., Alam, S., Ali, B., Banout, J., Ahmed, S., Mubeen, S., Danish, S., Datta, R., ... Dewil, R. (2021). Heavy metals immobilization and improvement in maize (*Zea mays* L.) growth amended with biochar and compost. *Scientific Reports*, 11(1), 18416. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97525-8>
- Jensen, B. E., Spencer, B., & Xu, X. (2024). Utilizing biochars to stabilize mercury in contaminated floodplain sediment: Implications on mercury remediation. *Journal of Environmental Quality*, 53(5), 684–696. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20616>
- Jindo, K., & Sonoki, T. (2019). Comparative Assessment of Biochar Stability Using Multiple Indicators. *Agronomy*, 9(5), 254. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050254>
- Kappler, A., Wuestner, M. L., Ruecker, A., Harter, J., Halama, M., & Behrens, S. (2014). Biochar as an Electron Shuttle between Bacteria and Fe(III) Minerals. *Environmental Science & Technology Letters*, 1(8), 339–344. <https://doi.org/10.1021/ez5002209>
- Khan, R., Shukla, S., Kumar, M., Zuurro, A., & Pandey, A. (2023). Sewage sludge derived biochar and its potential for sustainable environment in circular economy: Advantages and challenges. *Chemical Engineering Journal*, 471, 144495. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144495>
- Kirchmann, H., Börjesson, G., Kätterer, T., & Cohen, Y. (2017). From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook. *Ambio*, 46(2), 143–154. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0816-3>
- Komolafe, A. F., Adejuyigbe, C. O., Babalola, O. A., Soretire, A. A., & Kayode, C. O. (2021). Fertilizer values of composts as affected by plant materials and composting

- duration on maize (*Zea mays*) performance. *Agro-Science*, 20(1), 87–94. <https://doi.org/10.4314/as.v20i1.14>
- Kujawska, J., Wojtaś, E., & Charmas, B. (2024). Biochar Derived from Sewage Sludge: The Impact of Pyrolysis Temperature on Chemical Properties and Agronomic Potential. *Sustainability*, 16(18), 8225. <https://doi.org/10.3390/su16188225>
- Labanya, R., Srivastava, P. C., Pachauri, S. P., Shukla, A. K., Shrivastava, M., & Srivastava, P. (2022). Effect of three plant biomasses and two pyrolysis temperatures on structural characteristics of biochar. *Chemistry and Ecology*, 38(5), 430–450. <https://doi.org/10.1080/02757540.2022.2075858>
- Lelu, P. K., Situmeang, Y. P., & Suarta, M. (2018). Aplikasi Biochar dan Kompos Terhadap Peningkatan Hasil Tanaman Jagung (*Zea Mays* L.). *GEMA AGRO*, 23(1), 24. <https://doi.org/10.22225/ga.23.1.655.24-32>
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421–428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- Li, C., Xing, J., Xu, Q., Cui, D., Liu, Y., Pang, C., & Li, A. (2024). Biochar and microorganism assisted phytoremediation of severely molybdenum-contaminated soil: Efficacy, mechanisms and the impact of low temperatures. *Journal of Cleaner Production*, 444, 141219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141219>
- Li, L., Long, A., Fossum, B., & Kaiser, M. (2023). Effects of pyrolysis temperature and feedstock type on biochar characteristics pertinent to soil carbon and soil health: A meta-analysis. *Soil Use and Management*, 39(1), 43–52. <https://doi.org/10.1111/sum.12848>
- Li, Q., Zhong, Z., Yang, Y., Qi, R., Du, H., & Zheng, X. (2025). Effect of sludge-based biochar on the stabilization of Cd in soil: experimental and theoretical studies. *International Journal of Phytoremediation*, 1–8. <https://doi.org/10.1080/15226514.2025.2457510>
- Li, Z., Yu, D., Liu, X., & Wang, Y. (2023). The Fate of Heavy Metals and Risk Assessment of Heavy Metal in Pyrolysis Coupling with Acid Washing Treatment for Sewage Sludge. *Toxics*, 11(5), 447. <https://doi.org/10.3390/toxics11050447>
- Liu, L., Ye, Q., Wu, Q., Liu, T., & Peng, S. (2021). Effect of biochar addition on sludge aerobic composting and greenbelt utilization. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101279. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101279>
- Lin, J., Zhang, Q., Xia, H., & Cheng, S. (2022). Effect of pyrolysis temperature on pyrolysis of pine saw dust and application of bio-char. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(3), 1977–1984. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03159-8>
- Liu, Q., Fang, Z., Liu, Y., Liu, Y., Xu, Y., Ruan, X., Zhang, X., & Cao, W. (2019). Phosphorus speciation and bioavailability of sewage sludge derived biochar amended with CaO. *Waste Management*, 87, 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.045>
- Loomis, R. S., & Connor, D. J. (1992). *Crop Ecology: Productivity and Management in Agricultural Systems*. Cambridge University Press.

- López-Cano, I., Roig, A., Cayuela, M. L., Alburquerque, J. A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2016). Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. *Waste Management*, 49, 553–559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031>
- Lv, B., Zhang, W., Xu, D., Li, S., Hu, J., & Fan, X. (2022). Influence of Different Metals on Production of Sewage Sludge–Based Biochar and Its Application for Ammonium and Phosphate Adsorption Removal from Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 148(9). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0002039](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0002039)
- Mao, H., Lv, Z., Sun, H., Li, R., Zhai, B., Wang, Z., Awasthi, M. K., Wang, Q., & Zhou, L. (2018). Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. *Bioresource Technology*, 258, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.082>
- Mao, J., Zhang, K., & Chen, B. (2019). Linking hydrophobicity of biochar to the water repellency and water holding capacity of biochar-amended soil. *Environmental Pollution*, 253, 779–789. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.051>
- Mbasabire, P., Murindangabo, Y. T., Frouz, J., & Brom, J. (2024). Characterization, fractionation and untapped potential of phosphate-amended sewage sludge biochar in soil-plant systems. *Chemosphere*, 367, 143565. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143565>
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2016). *Instrução Normativa SDA nº 7, de 12 de abril de 2016*. Diário Oficial da União. https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/22621718
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. (2019). *GB 38400-2019: Control standard for pollutants in sludge for agriculture use*. Beijing.
- Mona, S., Malyan, S. K., Saini, N., Deepak, B., Pugazhendhi, A., & Kumar, S. S. (2021). Towards sustainable agriculture with carbon sequestration, and greenhouse gas mitigation using algal biochar. *Chemosphere*, 275, 129856. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129856>
- Moureen, A., Waqas, M., Khan, N., Jabeen, F., Magazzino, C., Jamila, N., & Beyazli, D. (2024). Untapped potential of food waste derived biochar for the removal of heavy metals from wastewater. *Chemosphere*, 356, 141932. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141932>
- Musa, N., Khan, K. S., Blankinship, J. C., Ijaz, S. S., Akram, Z., Alwahibi, M. S., Ali, M. A., & Yousra, M. (2024). Sorption-Desorption of Phosphorus on Manure- and Plant-Derived Biochars at Different Pyrolysis Temperatures. *Sustainability*, 16(7), 2755. <https://doi.org/10.3390/su16072755>
- Nan, H., Yang, F., Wang, C., Xu, X., Qiu, H., Cao, X., & Zhao, L. (2024). Phosphorus Footprint in the Whole Biowaste–Biochar–Soil–Plant System: Reservation, Replenishment, and Reception. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 72(1), 166–175. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.3c05970>
- Nguyen, T. T., & Marschner, P. (2016). Soil respiration, microbial biomass and nutrient availability in soil after repeated addition of low and high C/N plant residues. *Biology and Fertility of Soils*, 52(2), 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00374-015->

- Novais, R. F., Alvarez, V. H., Barros, N. F., Fontes, R. L. F., Cantarutti, R. B., & Neves, J. C. L. (1999). *Fertilidade do solo* (689 p.). Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Otoni, J. P., Matoso, S. C. G., Pérez, X. L. O., & da Silva, V. B. (2024). Potential for agronomic and environmental use of biochars derived from different organic waste. *Journal of Cleaner Production*, 449, 141826. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141826>
- Palaniveloo, K., Amran, M. A., Norhashim, N. A., Mohamad-Fauzi, N., Peng-Hui, F., Hui-Wen, L., Kai-Lin, Y., Jiale, L., Chian-Yee, M. G., Jing-Yi, L., Gunasekaran, B., & Razak, S. A. (2020). Food Waste Composting and Microbial Community Structure Profiling. *Processes*, 8(6), 723. <https://doi.org/10.3390/pr8060723>
- Park, J.-H., Wang, J. J., Zhou, B., Mikhael, J. E. R., & DeLaune, R. D. (2019). Removing mercury from aqueous solution using sulfurized biochar and associated mechanisms. *Environmental Pollution*, 244, 627–635. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.069>
- Parra-Orobio, B., Soto-Paz, J., Hernández-Cruz, J., Gómez-Herreño, M., Domínguez-Rivera, I., & Oviedo-Ocaña, E. (2023). Evaluation of Biochar as an Additive in the Co-Composting of Green Waste and Food Waste. *Sustainability*, 15(9), 7437. <https://doi.org/10.3390/su15097437>
- Pavesi, R., Orsi, L., & Zanderighi, L. (2024). Enhancing Circularity in Urban Waste Management: A Case Study on Biochar from Urban Pruning. *Environments*, 12(1), 5. <https://doi.org/10.3390/environments12010005>
- Peng, Z., Ning, X., Wang, G., Zhang, J., Li, Y., & Huang, C. (2020). Structural characteristics and flammability of low-order coal pyrolysis semi-coke. *Journal of the Energy Institute*, 93(4), 1341–1353. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2019.12.004>
- Petracchini, F., Liotta, F., Paolini, V., Perilli, M., Cerioni, D., Gallucci, F., Carnevale, M., & Bencini, A. (2018). A novel pilot scale multistage semidry anaerobic digestion reactor to treat food waste and cow manure. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(9), 1999–2008. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1572-z>
- Raij, B. V., Andrade, J. C., Cantarella, H., & Quaggio, J. A. (2001). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Instituto Agrônômico de Campinas.
- Romanos, D., Nemer, N., Khairallah, Y., & Abi Saab, M. T. (2019). Assessing the quality of sewage sludge as an agricultural soil amendment in Mediterranean habitats. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(S1), 377–383. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-00310-x>
- Roshan, A., Ghosh, D., & Maiti, S. K. (2023). How temperature affects biochar properties for application in coal mine spoils? A meta-analysis. *Carbon Research*, 2(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s44246-022-00033-1>
- Santos, M. G. B. dos, Costa, C. R., Mendes, G. de O., Blasi Paiva, A., Peixoto, L. S., Costa, J. da L., Marchi, G., Martins, É. de S., & Figueiredo, C. C. de. (2024). Oxalic Acid Boosts Phosphorus Release from Sewage Sludge Biochar: A Key Mechanism

- for Biochar-Based Fertilizers. *Agriculture*, 14(9), 1607. <https://doi.org/10.3390/agriculture14091607>
- Shan, G., Li, W., Gao, Y., Tan, W., & Xi, B. (2021). Additives for reducing nitrogen loss during composting: A review. *Journal of Cleaner Production*, 307, 127308. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127308>
- Shen, T., Tang, Y., Lu, X.-Y., & Meng, Z. (2018). Mechanisms of copper stabilization by mineral constituents in sewage sludge biochar. *Journal of Cleaner Production*, 193, 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.071>
- Shi, W., Lian, W., Tian, S., Gong, X., Yu, Q., Guo, Z., Zhang, X., Ma, B., Bian, R., Zheng, J., Cheng, K., & Pan, G. (2023). A review of agronomic and environmental properties of inorganic compounds in biochars. *Current Research in Environmental Sustainability*, 5, 100226. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2023.100226>
- Siles-Castellano, A. B., López, M. J., López-González, J. A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., Estrella-González, M. J., & Moreno, J. (2020). Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119820. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820>
- Silva, V. C. P. da, Ferreira Filho, H. R., & Nascimento-e-Silva, D. (2025). National Solid Waste Policy: Principles, Objectives And Instruments for Sustainable Management. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 19(4), e011894. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n4-048>
- Stoykova, M., Atanassova, I., Benkova, M., Simeonova, T., Nenova, L., Harizanova, M., & Atsenova, M. (2024). Positive Effect of Biochar Application on Soil Properties: Solubility and Speciation of Heavy Metals in Non-Acidic Contaminated Soils near a Steel Metallurgical Plant in Southeastern Europe. *Sustainability (Switzerland)*, 16(16). <https://doi.org/10.3390/su16166891>
- Suarez, E., Diaz-Perez, J. C., Cassity-Duffey, K., Sintim, H. Y., & McAvoy, T. (2025). Effects of Biochar and Fertilizer Source on Sweet Corn Production: Nitrogen Uptake, Biomass, Yield, and Quality across Two Contrasting Years—Part I. *HortTechnology*, 35(4), 445–454. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH05640-25>
- Świechowski, K., Rosik, J., Bednik, M., Szatkowska, B., Tomczak-Wandzel, R., & Stegenta-Dąbrowska, S. (2024). Heracleum sosnowskyi pyrolysis – Energy and environmental aspects of biochar utilization. *Bioresource Technology*, 408, 131169. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131169>
- Tedesco, J. M., Gianello, C., Bissani, C. A., Bohnen, H., & Volkweiss, S. J. (1995). *Análise de solo, plantas e outros materiais* (2ª ed., Boletim Técnico de Solos, 5). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (Eds.). (2017). *Manual de métodos de análise de solo* (3a ed., rev. e ampl.). Brasília, DF: Embrapa.
- Tozzi, F. V. D. N., Coscione, A. R., Puga, A. P., Carvalho, C. S., Pellegrino Cerri, C. E., & de Andrade, C. A. (2019). Carbon stability and biochar aging process after soil application. *Horticulture International Journal*, 3(6). <https://doi.org/10.15406/hij.2019.03.00148>

- Tu, P., Zhang, G., Wei, G., Li, J., Li, Y., Deng, L., & Yuan, H. (2022). Influence of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of biochars obtained from herbaceous and woody plants. *Bioresources and Bioprocessing*, 9(1), 131. <https://doi.org/10.1186/s40643-022-00618-z>
- United States Environmental Protection Agency. (2003). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2007). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- Vahedi, R., Rasouli-Sadaghiani, M. H., Barin, M., & Vetukuri, R. R. (2022). Effect of Biochar and Microbial Inoculation on P, Fe, and Zn Bioavailability in a Calcareous Soil. *Processes*, 10(2), 343. <https://doi.org/10.3390/pr10020343>
- Varma, V. S., Muthusamy, S., & Rajendran, K. (2018). *Organic Waste and Pollutants Reduction Through Composting* (pp. 141–164). https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_7
- Wei, Y., Li, R., Lu, N., & Zhang, B. (2022). Stabilization of Soil Co-Contaminated with Mercury and Arsenic by Different Types of Biochar. *Sustainability*, 14(20), 13637. <https://doi.org/10.3390/su142013637>
- Wei, Y., Wang, J., Chang, R., Zhan, Y., Wei, D., Zhang, L., & Chen, Q. (2021). Composting with biochar or woody peat addition reduces phosphorus bioavailability. *Science of The Total Environment*, 764, 142841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142841>
- Weyers, S. L., Das, K. C., Gaskin, J. W., & Liesch, A. M. (2023). Pine Chip and Poultry Litter Derived Biochars Affect C and N Dynamics in Two Georgia, USA, Ultisols. *Agronomy*, 13(2), 531. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020531>
- Wu, X.-F., Li, S.-X., & Li, M.-F. (2018). Effect of temperature on the properties of charcoal prepared from carbonization of biorefinery lignin. *BioResources*, 13(3), 6736–6745. <https://doi.org/10.15376/biores.13.3.6736-6745>
- Xia, M., Chen, Z., Chen, Y., Yang, H., Chen, W., & Chen, H. (2023). *Effect of Various Potassium Agents on Product Distributions and Biochar Carbon Sequestration of Biomass Pyrolysis*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4587024>
- Yan, B., Lan, T., Lv, Y., Xing, C., Liang, Y., Wang, H., Wu, Q., Guo, L., & Guo, W.-Q. (2024). Enhancing simultaneous nitrogen and phosphorus availability through biochar addition during Chinese medicinal herbal residues composting: Synergism of microbes and humus. *Science of The Total Environment*, 930, 172515. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172515>
- Ye, P., Guo, B., Qin, H., Wang, C., Liu, Y., Chen, Y., Bian, P., Lu, D., Wang, L., Zhao, W., Yang, Y., Hong, L., Gao, P., Ma, P., Zhan, B., & Yu, Q. (2025). The state-of-the-art review on biochar as green additives in cementitious composites: performance, applications, machine learning predictions, and environmental and economic implications. *Biochar*, 7(1), 21. <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00423-1>

- Zahedifar, M. (2020). Iron Fractionation in the Calcareous Soils of Different Land Uses as Influenced by Biochar. *Waste and Biomass Valorization*, 11(5), 2321–2330. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0481-9>
- Zan, F., Iqbal, A., Lu, X., Wu, X., & Chen, G. (2022). “Food waste-wastewater-energy/resource” nexus: Integrating food waste management with wastewater treatment towards urban sustainability. *Water Research*, 211, 118089. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118089>
- Zhang, J., Chen, G., Sun, H., Zhou, S., & Zou, G. (2016). Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*, 200, 876–883. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.016>
- Zhang, J., Wu, C., Hou, W., Zhao, Q., Liang, X., Lin, S., Li, H., & Xie, Y. (2021). Biological calcium carbonate with a unique organic–inorganic composite structure to enhance biochar stability. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(11), 1747–1758. <https://doi.org/10.1039/D1EM00247C>
- Zou, X., Debiagi, P., Amjed, M. A., Zhai, M., & Faravelli, T. (2024). Impact of high-temperature biomass pyrolysis on biochar formation and composition. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 179, 106463. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2024.106463>

6.8. ANEXO 1

Tabela A2. Estatísticas descritivas dos parâmetros relacionados a temperatura das leiras de compostagem analisados nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Média	Desvio Padrão	Variação
B0	40.8	14.6	214
BC300_05	41.2	13.1	173
BC300_10	37.0	13.2	173
BC300_15	38.0	14	173
BC300_20	39.5	13.5	192
BC500_05	38.0	14.3	205
BC500_10	39.1	14.7	216
BC500_15	36.5	12.5	156
BC500_20	38.4	13.3	177

Tabela A2. Porcentagem de elementos em co-compostos com e sem a presença de BCLE obtidos por espectrometria de raios X dispersiva de energia (EDX).

	B0	BC300_05	BC300_10	BC300_15	BC300_20	BC500_05	BC500_10	BC500_15	BC500_20
Al	21	21	24	22	24	22	24	23	23
Ca	26	24	19	18	17	21	20	17	18
Cl	3	4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cr	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cu	0,1	nd	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Fe	29	30	31	35	31	33	31	34	30
K	5	5	4	3	4	4	4	3	4
Mn	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
P	3	3	6	5	7	5	5	6	7
S	1	2	3	3	3	2	2	3	3
Si	7	7	10	10	11	9	11	10	11
Sr	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Ti	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Tm	nd	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Zn	nd	nd	0,2	0,2	0,2	nd	0,2	0,2	0,3
Zr	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	nd	0,2	0,2



Figura A1. Leiras de compostagem obtidas pela mistura de RA e BCLE.

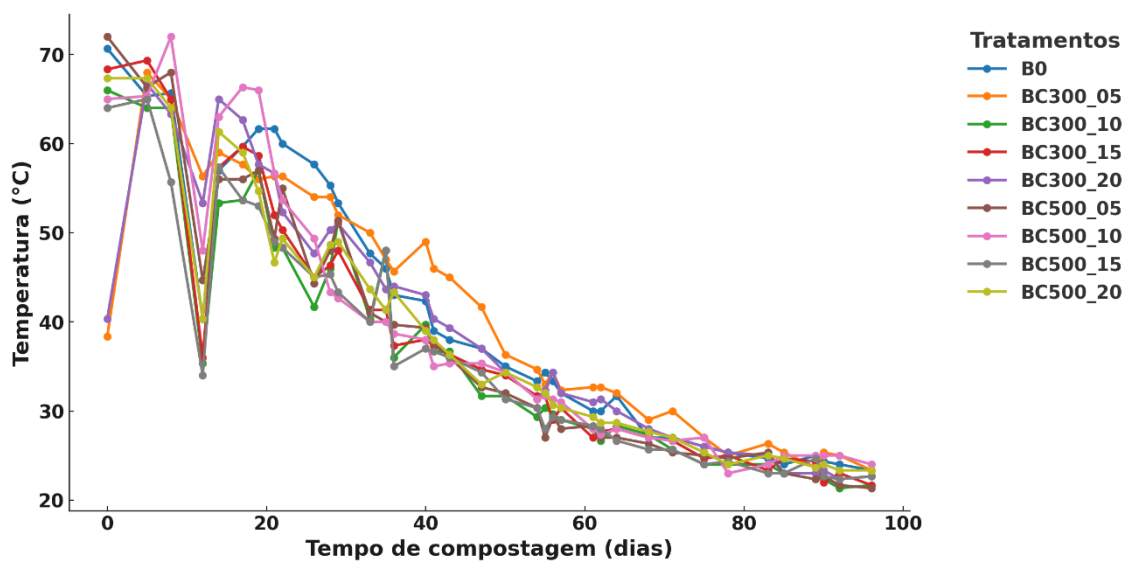


Figura A2. Variação da temperatura das leiras nas diferentes combinações de RA e BCLE em função do tempo de compostagem.