

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NÚBIA ESTER GOEHLEN

LODOS AGROINDUSTRIAIS COMO FONTE DE NITROGÊNIO NO PROCESSO DE
COMPOSTAGEM: ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS

PALOTINA

2025

NÚBIA ESTER GOEHLEN

LODOS AGROINDUSTRIAIS COMO FONTE DE NITROGÊNIO NO PROCESSO DE
COMPOSTAGEM: ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Biotecnologia, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

Orientador: Prof. Dr. Alessandro Jefferson Sato

Coorientadora: Prof^ª. Dra. Eliane Hermes

PALOTINA

2025

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

G594 Goehlen, Núbia Ester

Lodos agroindustriais como fonte de nitrogênio no processo de compostagem: análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos / Núbia Ester Goehlen. – Palotina, PR, 2025.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia.
Orientador: Prof. Dr. Alessandro Jefferson Sato.
Coorientadora: Profa. Dra. Eliane Hermes.

1. Análise microbiológica. 2. Fertilizante orgânico.
3. Tratamento biológico. I. Sato, Alessandro Jefferson.
II. Hermes, Eliane. III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 60

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO BIOTECNOLOGIA -
40001016083P6

ATA Nº75

ATA DE SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE MESTRADO PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRA EM BIOTECNOLOGIA

No dia vinte e sete de agosto de dois mil e vinte e cinco às 14:00 horas, na sala 16, Bloco didático Seminário, foram instaladas as atividades pertinentes ao rito de defesa de dissertação da mestranda **NÚBIA ESTER GOEHLEN**, intitulada: **LODOS AGROINDUSTRIAIS COMO FONTE DE NITROGÊNIO NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM: ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS**, sob orientação do Prof. Dr. ALESSANDRO JEFFERSON SATO. A Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação BIOTECNOLOGIA da Universidade Federal do Paraná, foi constituída pelos seguintes Membros: ALESSANDRO JEFFERSON SATO (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ), JESSICA CRISTINA URBANSKI (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ), ADRIANA FIORINI ROSADO (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ). A presidência iniciou os ritos definidos pelo Colegiado do Programa e, após exarados os pareceres dos membros do comitê examinador e da respectiva contra argumentação, ocorreu a leitura do parecer final da banca examinadora, que decidiu pela **APROVAÇÃO**. Este resultado deverá ser homologado pelo Colegiado do programa, mediante o atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca dentro dos prazos regimentais definidos pelo programa. A outorga de título de mestra está condicionada ao atendimento de todos os requisitos e prazos determinados no regimento do Programa de Pós-Graduação. Nada mais havendo a tratar a presidência deu por encerrada a sessão, da qual eu, ALESSANDRO JEFFERSON SATO, lavrei a presente ata, que vai assinada por mim e pelos demais membros da Comissão Examinadora.

PALOTINA, 27 de Agosto de 2025.

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 09:00:20.0

ALESSANDRO JEFFERSON SATO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 08:58:30.0

JESSICA CRISTINA URBANSKI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 10:28:49.0

ADRIANA FIORINI ROSADO

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

RUA PIONEIRO, 2153 - PALOTINA - Paraná - Brasil

CEP 85950-000 - Tel: (44) 3211-8500 - E-mail: posbiotecnologia@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 478533

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://siga.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 478533



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO BIOTECNOLOGIA -
40001016083P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação BIOTECNOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **NÚBIA ESTER GOEHLEN**, intitulada: **LODOS AGROINDUSTRIAIS COMO FONTE DE NITROGÊNIO NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM: ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS**, sob orientação do Prof. Dr. ALESSANDRO JEFFERSON SATO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

PALOTINA, 27 de Agosto de 2025.

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 09:00:20.0

ALESSANDRO JEFFERSON SATO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 08:58:30.0

JESSICA CRISTINA URBANSKI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

28/08/2025 10:28:49.0

ADRIANA FIORINI ROSADO

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

RESUMO

O setor agroindustrial é um segmento importante para a economia brasileira, no entanto, além de proporcionar diversos benefícios, também é um grande causador de impactos ambientais. As agroindústrias geram grandes volumes de lodo como subprodutos dos processos de tratamento de efluentes. Esse lodo apresenta elevado teor de matéria orgânica e impõe desafios ao seu manejo e destinação ambientalmente adequada. Para amenizar os impactos causados, a compostagem pode ser utilizada como alternativa para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos agroindustriais, devido ao baixo custo e ao fato do produto final poder ser utilizado ou comercializado como fertilizante ou condicionador de solo. Trata-se de um processo de decomposição biológica controlada pela ação de diversos microrganismos, como bactérias, arqueias e fungos, que promovem a mineralização e humificação dos resíduos. Diante disso, o objetivo deste estudo foi monitorar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos ao longo de 90 dias de compostagem, utilizando lodo proveniente do tratamento de efluentes de cervejaria e abatedouro como materiais ricos em nitrogênio e poda de árvores como agente estruturante e rico em carbono, com o propósito de avaliar sua viabilidade como estratégia de valorização desses resíduos. Os tratamentos foram constituídos por diferentes proporções do material, sendo LAP (lodo de abatedouro e poda de árvores), LCP (lodo de cervejaria e poda de árvores), e LACP (ambos os lodos e poda de árvore). A medição da temperatura das leiras e da temperatura ambiente foi realizada diariamente, enquanto as coletas para o monitoramento de carbono, nitrogênio, relação C/N, pH e condutividade elétrica foram feitas quinzenalmente. A determinação de massa e volume foi realizada no início e ao final do processo. Para os ácidos orgânicos, a coleta foi realizada a cada três dias durante os primeiros 15 dias de processo, e posteriormente a cada 15 dias. Quanto a análise microbiológica, foram coletadas amostras em três fases distintas do processo de compostagem: fase inicial, termofílica e mesofílica. Os resultados mostram que os tratamentos LAP e LACP atingiram a fase termofílica, necessária para a higienização do composto, enquanto LCP não alcançou, possivelmente devido ao excesso de umidade. A redução de matéria orgânica e de carbono foi mais significativa no LCP, enquanto LACP apresentou a menor redução. Quanto o teor de nitrogênio, houve aumento da sua concentração em todos os tratamentos. Apenas o LACP finalizou o experimento com relação C/N menor que 20:1. O pH dos tratamentos ficou próximo à faixa da neutralidade, indicando o processo de estabilização do material, e houve diminuição da condutividade elétrica em todos os tratamentos. Também foi avaliada a presença de ácidos orgânicos como ácido acético, propiônico, butírico e isovalérico, que foram degradados e volatilizados durante o processo. A análise microbiológica evidenciou a atuação de diferentes grupos de microrganismos ao longo do processo, contribuindo para a degradação da matéria orgânica e higienização do composto final. Os resultados indicam que a compostagem é uma alternativa viável para a valorização do lodo agroindustrial, promovendo a estabilização da matéria orgânica e gerando um produto final seguro para uso.

Palavras-chave: Valorização de resíduos; tratamento biológico; ácidos orgânicos voláteis; análise microbiológica; fertilizante orgânico.

ABSTRACT

The agro-industrial sector is an important segment of the Brazilian economy. However, besides providing various benefits, it is also a major source of environmental impacts. Agro-industries generate large volumes of sludge as byproducts of effluent treatment processes. This sludge has a high organic matter content and presents challenges for its environmentally adequate management and disposal. To mitigate these impacts caused, composting can be used as an alternative for treating industrial organic solid waste, due to its low cost and the fact that the final product can be used or marketed as fertilizer or soil conditioner. Composting is a process of biological decomposition controlled by the action of various microorganisms, such as bacteria, archaea and fungi, which promote the mineralization and humification of the waste. Therefore, the objective of this study was to monitor physicochemical and microbiological parameters over 90 days of composting, using sludge from brewery and slaughterhouse effluent treatment as nitrogen-rich materials and tree pruning as a structural agent rich in carbon, to evaluate its viability as a strategy for valorizing these wastes. The treatments consisted of different material proportions: LAP (slaughterhouse sludge and tree pruning), LCP (brewery sludge and tree pruning), and LACP (both sludges and tree pruning). Temperature measurement of the windrows and ambient temperature was performed daily, while sampling for monitoring carbon, nitrogen, C/N ratio, pH, and electrical conductivity was carried out every 15 days. Mass and volume determination was performed at the beginning and end of the process. For organic acids, sampling was conducted every three days during the first 15 days of the process, and subsequently every 15 days. Regarding microbiological analysis, samples were collected in three distinct phases of the composting process: initial phase, thermophilic phase, and mesophilic phase. The results show that treatments LAP and LACP reached the thermophilic phase, necessary for compost sanitization, while LCP did not reach it, possibly due to excess moisture. The reduction in organic matter and carbon was more significant in LCP, while LACP showed the smallest reduction. Regarding nitrogen content, its concentration increased in all treatments. Only LACP finished the experiment with a C/N ratio lower than 20:1. The pH of the treatments was close to the neutral range, indicating the material stabilization process, and there was a decrease in electrical conductivity in all treatments. The presence of organic acids such as acetic, propionic, butyric, and isovaleric acid was also evaluated; these were degraded and volatilized during the process. Microbiological analysis highlighted the role of different groups of microorganisms throughout the process, contributing to the degradation of organic matter and sanitization of the final compost. The results indicate that composting is a viable alternative for the valorization of agro-industrial sludge, promoting the stabilization of organic matter and generating a safe final product for use.

Keywords: Waste valorization; biological treatment; volatile fatty acids; microbial analysis; organic fertilizer.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1– VARIAÇÃO NA TEMPERATURA DURANTE O TEMPO DE COMPOSTAGEM.....	20
FIGURA 2– DISPOSIÇÃO DAS COMPOSTEIRAS NO PÁTIO DE COMPOSTAGEM EM PALOTINA (PR), 2024–2025.....	28
FIGURA 3 – RESÍDUOS UTILIZADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	30
FIGURA 4 – DINÂMICA DA TEMPERATURA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	36
FIGURA 5 - DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	39
FIGURA 6 – DINÂMICA DO CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025.....	41
FIGURA 7 - DINÂMICA DO NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025.....	42
FIGURA 8 - DINÂMICA DA RELAÇÃO C/N DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	44
FIGURA 9 - DINÂMICA DO pH DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	46
FIGURA 10 - DINÂMICA DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025.....	48
FIGURA 11 - DINÂMICA DO ÁCIDO ACÉTICO, PROPIÔNICO, BUTÍRICO E ISOVALÉRICO DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	51

FIGURA 12 – EXEMPLOS DE PLACAS COM DILUIÇÕES DE 10^{-1} , 10^{-3} E 10^{-5} , RESPECTIVAMENTE	55
FIGURA 13- EXEMPLOS DE COLÔNIAS BACTERIANAS ISOLADAS POR REPICAGEM DURANTE PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025.....	55
FIGURA 14 – DIFERENTES FORMAS MICROMORFOLÓGICAS E COLORAÇÃO DE GRAM DE BACTÉRIAS ENCONTRADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025	56
FIGURA 15 – EXEMPLOS DE PLACAS COM DILUIÇÕES DE 10^{-1} , 10^{-3} E 10^{-5} , RESPECTIVAMENTE	57
FIGURA 16 – EXEMPLOS DE COLÔNIAS FÚNGICAS ISOLADAS POR REPICAGEM DURANTE PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025.....	57
FIGURA 17 – FUNGOS DOS GÊNEROS <i>ASPERGILLUS</i> (A) E <i>PENICILLIUM</i> (B) EM MICROSCOPIA ÓPTICA ISOLADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025	58

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE CERVEJARIA.....	16
TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ABATEDOURO DE AVES	17
TABELA 3 - CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	30
TABELA 4 – QUANTIDADE DE RESÍDUOS EM KG UTILIZADO EM CADA TRATAMENTO DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	31
TABELA 5 – VARIAÇÃO DE DESEMPENHO TÉRMICO ENTRE OS TRATAMENTOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	36
TABELA 6 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA CARBONO ORGÂNICO TOTAL, NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL E RELAÇÃO C/N EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	46
TABELA 7 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA Ph EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	49
TABELA 8 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA MASSA E VOLUME NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025	50

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 OBJETIVO GERAL.....	14
1.2 Objetivos específicos.....	14
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1 GERAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	15
2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS	15
2.2.1 Lodo de cervejaria	15
2.2.2 Lodo de abatedouro de aves	17
2.2.3 Poda de árvores.....	18
2.3 PROCESSO COMPOSTAGEM	18
2.3.1 Relação C/N.....	19
2.3.2 Temperatura.....	20
2.3.3 pH.....	21
2.3.4 Microrganismos	22
2.3.5 Tamanho das partículas	23
2.3.6 Porosidade	23
2.3.7 Aeração.....	23
2.3.8 Umidade	24
2.4 ÁCIDOS ORGÂNICOS	25
2.5 MICROBIOLOGIA DA COMPOSTAGEM	25
2.6 LEGISLAÇÃO REFERENTE AO PROCESSO DE COMPOSTAGEM	26
3 MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	28
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA	29
3.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	29
3.4 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	30
3.5 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MONITORADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM	31
3.6 QUANTIFICAÇÃO DE ÁCIDOS ORGÂNICOS.....	33
3.7 MICROBIOLOGIA NA COMPOSTAGEM	34
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 TEMPERATURA.....	36

4.2 MATÉRIA ORGÂNICA, CARBONO, NITROGÊNIO E RELAÇÃO C/N.....	39
4.3 PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	46
4.4 REDUÇÃO DE MASSA E VOLUME	49
4.5 ÁCIDOS ORGÂNICOS	50
4.6 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA	54
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
REFERÊNCIAS	61

1 INTRODUÇÃO

O setor agroindustrial é um segmento muito importante da economia brasileira. As agroindústrias tratam-se de espaços equipados e preparados para atividades relacionadas à transformação de matérias primas provenientes da atividade agrícola, pecuária, pesqueira, aquícola, extrativista e florestal. Esses espaços podem envolver desde processos simples como secagem, limpeza e embalagem até operações complexas envolvendo processos químicos, físicos e biológicos como a extração de óleos e fermentação (Favro; Alves, 2020). O PIB (Produto Interno Bruto) para o agronegócio brasileiro está projetado em R\$ 3,75 trilhões para 2025, representando um aumento de 12,3% em relação a 2024. Somente no primeiro semestre de 2025, o setor já registrou crescimento de 6,49% (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (ESALQ/USP); Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), 2025).

Durante os processos produtivos em agroindústrias, são gerados efluentes com elevada carga orgânica, que requerem tratamento adequado antes do descarte. Como subproduto desses tratamentos, é gerado o lodo. Em cervejarias, o lodo é formado principalmente por resíduos sólidos utilizados durante a fabricação e por substâncias provenientes de operações de limpeza (Amenorfenyo et al., 2019). Esse efluente é inicialmente submetido a tratamentos primários para remoção de materiais grosseiros, seguido por tratamentos biológicos anaeróbico e aeróbico, que visam à redução da carga orgânica, gerando lodo ao final do processo (Silva Filho; Van Haandel, 2014; Mainardis; Buttazzoni; Goi, 2020). Já nos abatedouros de aves, os efluentes são compostos principalmente por matéria orgânica, nutrientes, sólidos suspensos, óleos e graxas. Após a remoção dos sólidos maiores, o efluente é encaminhado para o processo de flotação físico-química (Araujo et al., 2025b). O lodo gerado passa ainda por uma etapa de cozimento e centrifugação trifásica, resultando em gordura líquida, efluente líquido e lodo desidratado (Fagnani, 2023; Araujo et al., 2025b).

Além dos resíduos gerados em agroindústrias, resíduos urbanos, como os provenientes da poda de árvores (folhas e galhos triturados), são frequentemente descartados de forma inadequada ou incinerados. Esses materiais podem ser utilizados na compostagem como fonte de carbono e material estruturante, contribuindo para o equilíbrio do processo (Petricoski, 2017; Bispo et al., 2021).

As agroindústrias assim como as atividades relacionadas trazem muitos benefícios para o país, porém com o aumento da demanda há também aumento na geração de resíduos que causam diversos danos ao meio ambiente com a adição excessiva de matéria orgânica no

solo, eutrofização de recursos hídricos, geração de odores, comprometimento da qualidade do solo, além de perda de habitats e de biodiversidade (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA, 2012). Para diminuir os impactos causados pelos resíduos sólidos gerados em agroindústrias, a compostagem pode ser utilizada como alternativa de baixo custo para o tratamento correto de resíduos orgânicos, e após o processo, o produto final pode ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solo. Alguns benefícios decorrentes da compostagem incluem a redução no uso de pesticidas e fertilizantes químicos, melhoria na estrutura do solo, redução da necessidade irrigação em períodos de seca, além do aumento do potencial do solo para reter umidade. O principal produto produzido durante o processo é chamado de composto, e pode ser aplicado no solo com função de correção e fertilização, e para auxiliar na recuperação de solos degradados (Favoino; Hogg, 2008; Pergola et al., 2018).

A eficiência do processo de compostagem depende da atividade dos microrganismos aeróbios envolvidos. Durante as fases da compostagem, diferentes microrganismos atuam na degradação da matéria orgânica, predominando conforme a temperatura e a natureza dos resíduos. Na fase inicial, bactérias como *Pseudomonas spp.*, *Enterobacter spp.* e *Bacillus spp.* decompõem compostos simples, havendo também a presença de fungos como *Aspergillus* e *Penicillium* (Symansky, 2005; Ashraf; Shahid; Ali, 2007; López et al., 2021). Na fase termofílica, predominam gêneros termotolerantes como *Bacillus spp.*, *Geobacillus spp.* e *Oceanobacillus*, responsáveis pela degradação de celulose, hemicelulose, amido e proteínas (Jurado et al., 2014; López et al., 2021). Já na fase de maturação, destaca-se a degradação da lignina e o processo de humificação, com a atuação de *Pseudomonas spp.*, *Streptomyces spp.* e fungos como *Trichoderma spp.*, *Gibellulopsis spp.*, *Aspergillus spp.* e *Penicillium spp.*, que contribuem para a estabilidade e qualidade do composto final (Ashraf; Shahid; Ali, 2007; Singh; Nain, 2014; Nemet; Perić; Lončarić, 2021).

A qualidade do composto orgânico está relacionada à sua estabilidade e maturidade. Nos estágios iniciais da compostagem, a degradação de compostos facilmente degradáveis gera grande quantidade de ácidos orgânicos (Siles-Castellano et al., 2020). O acúmulo de ácidos como acético, propiônico, butírico e isovalérico são tóxicos para plantas e microrganismos, sendo pertinente seu monitoramento. Ao final do processo, a concentração desses ácidos geralmente é insuficiente para causar danos, pois grande parte é degradada ou volatilizada.

Desta forma, é fundamental acompanhar o processo de compostagem por meio de técnicas que permitem o monitoramento da degradação da matéria orgânica e da estabilização do material. Esse monitoramento possibilita avaliar com precisão o estágio de estabilização do

composto, garantindo a qualidade e segurança do produto final para sua aplicação no solo (Song et al., 2018; Wang et al., 2022; Du et al., 2024).

1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do processo de compostagem utilizando lodos agroindustriais como fonte de nitrogênio, por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

1.2 Objetivos específicos

1. Monitorar a evolução dos parâmetros físico-químicos durante 90 dias de compostagem;
2. Avaliar a redução de massa e volume dos resíduos ao longo dos 90 dias de processo;
3. Analisar a variação na concentração dos ácidos orgânicos durante o período de compostagem;
4. Caracterizar a atividade microbiológica durante as distintas fases da compostagem.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 GERAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

No ano de 2025 o setor do agronegócio está projetado com crescimento de 12,3% em relação a 2024, movimentando 3,75 trilhões de reais, e trazendo muitos benefícios como a geração de milhares de empregos diretos e indiretos, agregando valor aos alimentos, e contribuindo para o desenvolvimento econômico do país (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (ESALQ/USP); Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), 2025).

O aumento populacional, assim como a urbanização, o desenvolvimento econômico e tecnológico ocasionou mudanças no estilo de vida mundial, e consequentemente o aumento e diversificação da geração de resíduos produzidos. Dentre os resíduos gerados dentro de agroindústrias, podemos destacar os resíduos orgânicos que são constituídos basicamente por restos de alimentos, materiais vegetais descartados e resíduos provenientes do processamento de alimentos, e que por serem biodegradáveis, podem tornar-se uma fonte de poluição quando descartados sem tratamento prévio, podendo levar a formação de gases tóxicos como o metano, contaminando solos e mananciais devido a lixiviação de chorume, além de atrair animais e vetores de doenças (Cardoso; Cardoso, 2016).

2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

2.2.1 Lodo de cervejaria

Durante os diferentes estágios da produção de cerveja são gerados efluentes, que contém resíduos sólidos como grãos utilizados, açúcares, e levedura excedente. Efluentes também são gerados a partir de operações como filtração, descarga de equipamentos, lavagem de recipientes e na limpeza de tanques, caldeiras, tubulações e pisos (Arantes et al., 2017). Esse efluente contém alta Demanda Química de Oxigênio (DQO), altos níveis de nitrogênio, fósforo e outros compostos orgânicos que se lançados diretamente no meio ambiente, não trazem nenhum benefício (Amenorfenyo et al., 2019).

O tratamento desse efluente inicia-se em um tanque de decantação, onde ocorre a separação dos resíduos mais grosseiros. Em seguida, o efluente é encaminhado para um tanque de equalização, equipado com sistema de controle de pH e agitação contínua,

garantindo a homogeneização do conteúdo. A partir daí, o efluente é bombeado para um reator anaeróbio do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), em português Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente. O efluente entra pela parte inferior do reator e flui para cima através de um leito de lodo, constituído por lodo granular. À medida que o efluente flui através desse leito, a microflora aderida as partículas de lodo remove os poluentes (Mainardis; Buttazzon; Goi, 2020). Após essa etapa, é comum que o efluente passe por um sistema de lodo ativado, que é composto por um reator biológico, um decantador de lodo, um adensador de lodo e um digestor de lodo (Silva Filho; Van Haandel, 2014). Na sequência, o efluente clarificado ainda pode ser conduzido a um compartimento onde são adicionados polímeros e coagulantes, promovendo a floculação. O lodo gerado é novamente decantado e transferido para leitos de secagem.

As características desse resíduo variam conforme o tipo de cerveja e os processos na Estação de Tratamento de Efluente (ETE), mas normalmente apresentam altas cargas de poluentes, como elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sólidos suspensos e dissolvidos, além de amônia (Fillaudeau; Blanpain-Avet; Daufin, 2006; Lu et al., 2017). A caracterização do lodo de cervejaria está apresentada na Tabela 1.

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE CERVEJARIA

Composição do Lodo de Cervejaria	Média
pH	7,85 ± 0,005
Condutividade Elétrica (μS/cm)	2352,67 ± 2,52
Carbono orgânico (%)	49,10 ± 0,10
Matéria orgânica (%)	84,65 ± 0,17
Nitrogênio total (%)	3,84 ± 0,04
P ₂ O ₅ (%)	5,92 ± 0,01
Potássio (K ⁺) (mg/kg)	1,61 ± 0,38
Sódio (Na ⁺) (mg/kg)	0,37 ± 0,02
Cálcio (Ca ²⁺) (mg/kg)	3,19 ± 0,34
Magnésio (Mg ²⁺) (mg/kg)	1,19 ± 0,26

FONTE: Adaptada de Alayu e Leta (2020).

Quando descartado inadequadamente, esse lodo pode representar riscos ao meio ambiente e à saúde humana e de animais, devido à presença de metais, compostos orgânicos e possíveis patógenos (Alayu e Leta, 2020). Como alternativa à disposição em aterros, práticas como a aplicação no solo ou uso em compostagem têm sido estudadas e se mostrado viáveis, reduzindo custos e promovendo o reaproveitamento de matéria orgânica.

2.2.2 Lodo de abatedouro de aves

Em 2024, o Brasil foi o terceiro maior produtor mundial de carne de frango, ficando atrás apenas dos Estados Unidos e China. O Paraná é o estado com maior volume de frangos abatidos (42,10%), seguido de Santa Catarina (22,63%) e Rio Grande do Sul (13,41%). De toda a produção brasileira, 64,64% é para o mercado interno e 35,36% vai para exportação (Associação Brasileira de Proteína Animal, 2025).

Para cada ave abatida é utilizado entre 15 e 30 L de água, além das águas utilizadas na limpeza de instalações e equipamentos da indústria, sendo o efluente constituído principalmente por matéria orgânica, nutrientes sólidos, óleos e graxas. O efluente é inicialmente direcionado a um tratamento primário, composto por processos como peneiramento, tanques de equalização e flotação física ou físico-química com adição de coagulantes ou floculantes. Durante o processo de flotação, microbolhas são formadas por meio da injeção de um pequeno fluxo de ar, arrastando os sólidos para a superfície do tanque, onde são removidos normalmente por raspadores mecânicos (Araujo et al., 2025b).

Após o processo de flotação, o efluente clarificado é direcionado à um tratamento secundário, que consiste em digestores anaeróbios, lagoas de estabilização ou sistemas de lodo ativado. Já o lodo flotado segue para unidade de cozimento a 95 °C, seguido pela separação de fases em um tridecanter centrífugo, separando a gordura líquida (2%) comercializada para biodiesel, efluente líquido (78%) que retorna para o tratamento de efluentes e lodo desidratado (20%). O lodo desidratado é constituído por cerca de 65% de umidade, uma fração gordurosa remanescente e resíduo sólido orgânico (Fagnani, 2023; Araujo et al., 2025b). A caracterização do lodo de abatedouro de aves está apresentada na Tabela 2.

TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ABATEDOURO DE AVES

Composição do lodo de abatedouro de aves	Média
pH	6,8 ± 0,4
Carbono orgânico total (%)	51,1 ± 0,1
Nitrogênio total Kjeldahl (%)	7,04 ± 0,15
Fósforo total (g kg ⁻¹)	20,65 ± 0,37
Potássio total (K ⁺) (g kg ⁻¹)	0,45 ± 0,03
Sódio (Na ⁺) (g kg ⁻¹)	1,10 ± 0,58
Cálcio (Ca ²⁺) (g kg ⁻¹)	2,88 ± 0,14
Magnésio (Mg ²⁺) (g kg ⁻¹)	0,32 ± 0,08

FONTE: Adaptada de Damaceno (2018).

O lodo quando não destinado corretamente, pode causar danos ao meio ambiente. Algumas alternativas de uso são a incineração do lodo, a fim de diminuir seu volume e matéria orgânica para posterior disposição e incorporação em outros produtos como cimento, substrato para digestão anaeróbia e produção de energia (Oliveira et al., 2019; Silva et al., 2021; Araujo et al., 2025a).

2.2.3 Poda de árvores

A poda de árvores é um material composto principalmente por folhas e galhos triturados e é abundante em cidades arborizadas devido a necessidade de evitar interferências dos galhos em redes de energia elétrica, além de atividades que visam melhorar o paisagismo de ruas e avenidas. Devido as suas propriedades, a poda pode ser utilizada como fonte de carbono na compostagem, para geração de energia ou até mesmo produção de produtos de maior valor agregado, mas é frequentemente destinada de forma incorreta, sendo queimada a céu aberto, jogada em lotes vazios ou disposta em aterros sanitários e lixões (Petricoski, 2017; Bispo et al., 2021).

2.3 PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A compostagem é uma prática utilizada desde a antiguidade por gregos, romanos e povos orientais, que já haviam observado que os resíduos orgânicos poderiam retornar ao solo, melhorando sua fertilidade. No entanto, foi apenas em 1920 que o processo passou a ser estudado cientificamente por Albert Howard, promovendo o avanço de novos estudos na área e lançando as bases para o desenvolvimento da técnica (Schalch; Massukado; Bianco, 2015).

A compostagem melhora aspectos físicos, químicos e biológicos do solo, contribuindo para o aumento da porosidade e melhoria da estrutura do solo, espessamento da camada fértil, maior mobilidade de nutrientes, adição de matéria orgânica, geração de precursores de substâncias húmicas, além do fornecimento de microrganismos benéficos para o solo e para as plantas (Sánchez; Ospina; Montoya, 2017).

Atualmente, o processo de compostagem é definido como um processo exotérmico de decomposição aeróbia, controlada pela ação de microrganismos como bactérias, arqueias e fungos que utilizam a matéria orgânica como fonte de energia e nutrientes, promovendo a mineralização e humificação dos resíduos (Cotta et al., 2015; Glushakova; Kachalkin, 2023). Diversos métodos de compostagem podem ser utilizados, entre eles: leiras estáticas de

aeração passiva, leiras aeradas (com e sem revolvimento), reatores, compostagem doméstica em recipientes e compostagem laminar (Fernandes, et al., 2000).

Os resíduos orgânicos comumente utilizados no processo incluem materiais de origem animal e vegetal, esterco de animais, resto de alimentos e lodo proveniente de tratamento de efluentes, reduzindo o impacto negativo desses resíduos, que, quando descartados de forma inadequada, podem causar poluição ambiental e representar riscos à saúde humana e animal devido à liberação de odores intensos, presença de metais pesados, contaminação por patógenos e proliferação de insetos (Yin et al., 2024). Trata-se de uma alternativa eficiente, simples e de baixo custo, que pode ser empregada para o tratamento seguro e valorização da fração orgânica de resíduos.

São vários os fatores que afetam o processo de compostagem, sendo os principais: relação carbono/nitrogênio (C/N), temperatura, pH, microrganismos, tamanhos das partículas, porosidade, aeração e umidade.

2.3.1 Relação C/N

A relação entre o carbono e o nitrogênio é um dos fatores que mais afetam o processo de compostagem, influenciando também as propriedades do produto final.

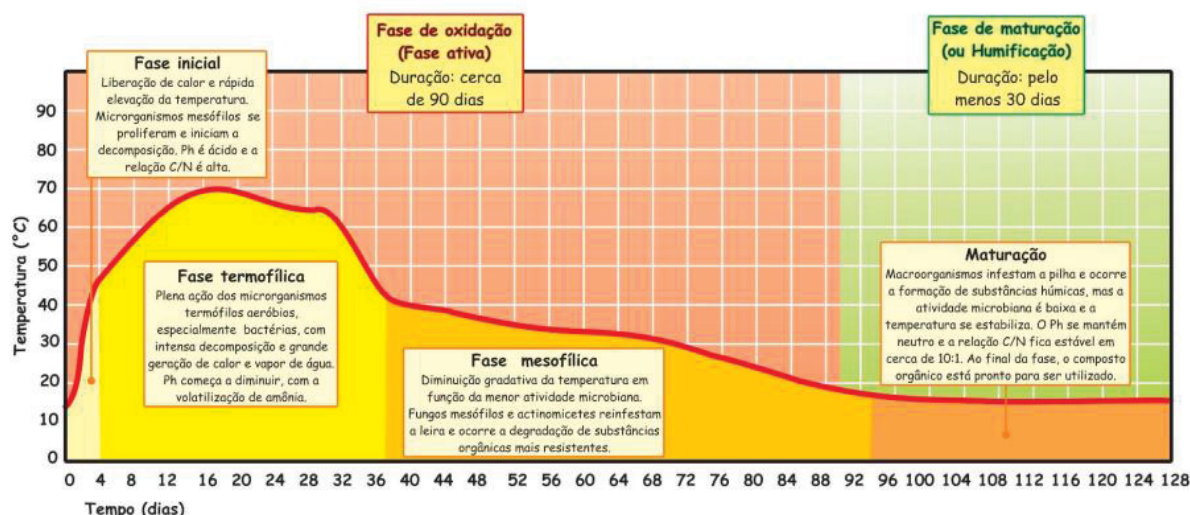
Os microrganismos são conhecidos por utilizarem cerca de 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio durante o processo de compostagem. O carbono é utilizado como fonte de energia, e o nitrogênio é essencial para a síntese de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos (Azim et al., 2018). Em geral, a relação ideal é entre 25 e 35, entretanto é necessário considerar a biodegradabilidade dos materiais a serem compostados (Choi, 1999; Valente et al., 2008; Akratos et al., 2017). Quando o valor da relação C/N é acima de 35, os microrganismos passam muitos ciclos de vida para oxidar o excesso de carbono, tornando o processo mais demorado. Quando a relação C/N é baixa, há maior perda de nitrogênio para a atmosfera via volatilização da amônia, não sendo recomendado uma relação C/N menor que 15 pois afeta negativamente diversas propriedades agroquímicas durante o processo (Azim et al., 2018; Dume et al., 2023).

Na legislação brasileira, para que o composto seja considerado estabilizado, é necessário que a relação C/N seja menor que 20:1 pois se for aplicado o composto imaturo, pode ocorrer a imobilização de N do solo, resultando na deficiência deste elemento nas plantas (Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2017; Morita; Toma; Ueno, 2024).

2.3.2 Temperatura

A temperatura possui um papel importante, sanitizando o composto por meio da destruição de microrganismos patógenos, minimizando a atração de vetores, reduzindo mau odor e diminuindo a viabilidade de sementes indesejadas. Esse parâmetro está estreitamente relacionado com a atividade metabólica dos microrganismos, e é afetada por fatores como umidade, disponibilidade de nutrientes e tamanho das leiras (Valente et al., 2008). O comportamento da temperatura durante o processo de compostagem pode ser observado na Figura 1.

FIGURA 1– VARIAÇÃO NA TEMPERATURA DURANTE O TEMPO DE COMPOSTAGEM



Fonte: Brasil. Ministério do Meio Ambiente (2018).

O processo de compostagem pode ser dividido em quatro fases, de acordo com a variação da temperatura: fase inicial, fase termofílica, fase mesofílica e fase de maturação. (Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2018).

A primeira fase é chamada de fase inicial ou mesofílica, marcada pela rápida elevação da temperatura até 45 °C, nesta fase ocorre alta expansão das colônias de microrganismos que atuam na faixa de temperatura e intensificação da ação dos microrganismos que nessa fase decompõem compostos solúveis como açúcares e proteínas. Nesta fase há a diminuição do pH devido a produção de ácidos orgânicos pelos microrganismos (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015; Koottatep; Polprasert, 2017).

A fase termofílica é marcada por temperaturas acima 45 °C, predominando a faixa entre 50 e 65 °C, com intensa decomposição de compostos como proteínas, aminoácidos e

carboidratos instáveis por microrganismos termófilos, assim como liberação de dióxido de carbono, vapor d'água e calor, ocorrendo a rápida elevação de temperatura (Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2018; Zhao et al., 2022). Essa fase também pode ser chamada de fase de higienização, pois temperaturas acima de 55 °C eliminam ovos e cistos de helmintos, esporos de fungos fitopatogênicos e sementes de plantas daninhas (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015). Não é indicado que as temperaturas excedam 80 °C, o que pode acarretar odores indesejáveis e na maior demora da população de microrganismos mesófilos a se estabelecer novamente (Insam, Klammssteiner ; Gómez-Brandón, 2023).

A terceira fase é chamada de esfriamento ou segunda fase mesofílica, marcada pela diminuição da temperatura e redução da atividade de microrganismos devido à exaustão das fontes de carbono e nitrogênio. Há o aumento do número de microrganismos que degradam materiais mais resistentes como a celulose, hemicelulose e lignina, reduzindo o teor de carbono orgânico total (COT) (Polprasert; Koottatep, 2017).

A última fase é chamada de maturação, o composto perde a capacidade de aquecimento e o processo ocorre em temperatura ambiente devido à baixa atividade dos microrganismos (Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2017). Nessa fase ocorre a transformação de alguns compostos orgânicos complexos em coloides húmicos resultando no húmus (Polprasert; Koottatep, 2017).

2.3.3 pH

O valor do pH influencia o crescimento e a multiplicação dos microrganismos, visto que cada um tem um pH ótimo para o seu desenvolvimento. A maioria das bactérias atuam em pH 6,0 a 7,5, enquanto a maior parte dos fungos ocorre em pH 5,5 a 8,0 (Food And Agriculture Organization of the United Nations, 2015).

Uma das características das fases iniciais da compostagem é a diminuição do pH, que pode ser causada pela abundância de substâncias facilmente degradáveis que podem levar a grande produção de subprodutos como ácidos orgânicos e ação de algumas espécies de bactérias que na presença de oxigênio, oxidam a matéria orgânica gerando ácidos orgânicos de cadeia curta. Além disso, esses ácidos podem ser produzidos por organismos anaeróbios facultativos (Song et al., 2018). Durante a fase termofílica o pH pode aumentar para valores entre 7,5 e 8,5 devido a alguns fatores, como a volatilização de ácidos orgânicos causados pela alta temperatura, a transformação de ácidos orgânicos intermediários em dióxido de

carbono e água, e geração de amônia pela decomposição da matéria orgânica (Hoang et al., 2022).

Durante a maturação, a estabilização da matéria orgânica leva à diminuição da produção desses ácidos, ao mesmo tempo que espécies que decompõem substâncias como lignina e celulose produzem subprodutos, como amônia e outras substâncias alcalinas, contribuindo para o aumento do pH (Saypariya et al., 2024).

2.3.4 Microrganismos

Os microrganismos essenciais para o processo de compostagem já se encontram naturalmente presentes nos próprios resíduos utilizados, podendo ser também adicionados por meio de composto em fase de maturação, composto já pronto ou solo rico em matéria orgânica, que atuam como fontes extras de microrganismos (Inácio; Miller, 2009).

Muitos microrganismos participam de forma benéfica na reciclagem da matéria orgânica. Fatores como temperatura, relação C/N, pH e umidade influenciam na composição da comunidade microbiana. Durante o processo, os microrganismos degradam e convertem a matéria orgânica em húmus através de funções metabólicas, produzindo dióxido de carbono, água, nitrato, amônia, e outros compostos de menor peso molecular (Zhao et al., 2022). A atividade metabólica dos microrganismos é o que determina as fases do processo de compostagem.

Durante a fase inicial, predominam fungos e bactérias mesófilas e termotolerantes, com crescimento entre 20 e 35°C. Essas bactérias são responsáveis por promover a quebra inicial da matéria orgânica promovendo a liberação de calor. Também são encontrados fungos que utilizam a matéria orgânica sintetizada pelas bactérias como fonte de energia (Valente et al., 2008; Insam; Klamme; Gómez-Brandón, 2023). Com a elevação da temperatura, os microrganismos mesófilos dão lugar aos microrganismos termófilos, que possuem temperatura ótima entre 45 e 55°C (Insam; Klamme; Gómez-Brandón, 2023). Além da contínua decomposição de matéria orgânica facilmente degradável, ocorre também a decomposição de matéria orgânica como a celulose e hemicelulose (Wang; Han; Lin, 2023). Na fase mesofílica, com a diminuição novamente da temperatura, há a inibição de bactérias termófilas, e o aumento significativo de microrganismos mesófilos, que atuam na decomposição principalmente da celulose, hemicelulose e lignina remanescente, com destaque para o papel dos fungos nessa fase (Wang; Han; Lin, 2023).

2.3.5 Tamanho das partículas

O tamanho das partículas é outro fator importante, pois a forma, o tamanho e estrutura delas podem facilitar ou dificultar o acesso dos microrganismos ao substrato, sendo o tamanho ideal entre 5 e 20 cm (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015). Partículas pequenas proporcionam uma maior área de superfície, facilitando a degradação efetiva pelos microrganismos, mas podem levar à compactação da massa, pois os poros se enchem de água, dificultando a aeração e favorecendo o surgimento de condições anaeróbias. Por outro lado, partículas grandes podem provocar aeração excessiva da pilha, reduzindo a temperatura e, conseqüentemente, a velocidade de transformação do material (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015; Azim et al., 2018; Mishra; Yadav, 2022).

2.3.6 Porosidade

A quantidade de oxigênio disponível para os microrganismos depende da porosidade da pilha, a qual sofre influência de fatores como o tamanho e a estrutura das partículas, além da umidade (Azim et al., 2018). A porosidade deve garantir a degradação sob condições aeróbicas, sendo recomendados valores entre 30 e 60% sendo preenchida por ar, enquanto o restante é preenchido por outros gases ou água (Oshins et al., 2022). A porosidade aumenta quando as partículas são maiores, mais resistentes, uniformes e de tamanho similar. Quando a porosidade é muito alta, há o aumento da taxa de aeração, o que pode levar a diminuição da temperatura da pilha, possivelmente devido a rápida dissipação do calor gerado pelos microrganismos. Já a baixa porosidade, favorece a compactação do material e reduz a disponibilidade de oxigênio (Oshins et al., 2022). Conforme há o avanço do processo, o material tende a diminuir o tamanho, o que também diminui a porosidade e a aeração.

2.3.7 Aeração

A aeração determina se o processo de decomposição é aeróbio ou anaeróbio, sendo a compostagem um processo predominantemente aeróbio, necessitando uma taxa mínima de 5% de oxigênio (Azim et al., 2018). A disponibilidade adequada de oxigênio na leira tem papel fundamental na melhora da atividade dos microrganismos, acelerando a degradação da matéria orgânica (Yin et al., 2024). Se a quantidade de ar não for apropriada, o processo se

tornará lento devido a morte de organismos aeróbios, que darão lugar aos organismos anaeróbios, os quais não são apropriados para a compostagem, podendo gerar odores e atrair vetores de doenças, ou até mesmo levar as pilhas a fermentação anaeróbia (Sánchez; Ospina; Montoya, 2017; Souza; Carmo; Silva, 2019;)

Aeração em excesso também não é recomendada, pois pode resultar em resfriamento da pilha, evitando que temperaturas termofílicas sejam atingidas, além de provocar excesso de evaporação da água, secando a pilha mais rapidamente (Barthod; Rumpel; Dignac, 2018; Ezeah; Osuagwu; Adesiyun, 2023). Os estágios iniciais da compostagem necessitam de maior quantidade de oxigênio. Após o pico de atividade dos microrganismos e com a diminuição da taxa de decomposição, há também a menor necessidade de oxigênio, diminuindo ainda mais seu consumo conforme o processo avança (Oshins et al., 2022).

2.3.8 Umidade

A umidade é um parâmetro que afeta diretamente o processo de compostagem, influenciando os processos metabólicos de microrganismos, dissolução e transporte de nutrientes, migração microbiana, porosidade, oxigenação e temperatura da pilha (Li et al., 2021). Para que o processo seja otimizado, é fundamental que a pilha de compostagem tenha capacidade de manter umidade suficiente sem bloquear os poros, mantendo espaço para a circulação de ar. Para isso, é necessário que a umidade seja mantida entre 50 e 60% (Manogaran et al., 2022).

A água é essencial para os microrganismos, portanto não é indicado que a umidade da pilha seja muito baixa, pois isso irá inibir o metabolismo microbiano, além de causar perda excessiva de calor devido à alta porosidade, cessando a atividade biológica quando abaixo de 15% (Nemet; Perić; Lončarić, 2021; Oshins et al., 2022). Por outro lado, umidade acima de 65% também não é recomendada, pois irá diminuir a porosidade, inibindo a transferência de oxigênio para dentro da pilha, o que pode levar a anaerobiose, retardar a decomposição e aumentar a emissão de odores desagradáveis, além de poder causar grande descarga de lixiviado, resultando na perda de nutrientes (Li et al., 2021; Oshins et al., 2022; Yin et al., 2024). Durante o processo, a umidade diminui, pois, a respiração transforma a água líquida em vapor de água, que evapora da pilha, tornando muitas vezes necessário adicionar água ao sistema (Sánchez; Ospina; Montoya, 2017; Oshins et al., 2022).

2.4 ÁCIDOS ORGÂNICOS

A qualidade de um composto orgânico está relacionada à sua estabilidade e maturidade. A estabilidade está associada à ausência de material biodegradável para posterior decomposição microbiana, enquanto a maturidade refere-se à capacidade do composto de ser utilizado na agricultura, para o crescimento de plantas, e à quantidade de substâncias fitotóxicas presentes (Siles-Castellano et al., 2020). A maturidade é um parâmetro que está associado a qualidade do composto, pois o composto imaturo, quando aplicado no solo, pode competir com as plantas e com o solo por oxigênio e nitrogênio (Kong et al., 2024). Além disso, o processo de degradação da matéria orgânica poder gerar calor e substâncias fitotóxicas como ácidos orgânicos e amônia, gerando efeitos negativos sobre a germinação das sementes, crescimento de plantas e condições do solo (Sayara et al., 2020; Kong et al., 2024).

Os ácidos orgânicos são produzidos nos estágios iniciais da compostagem. A degradação de substâncias como açúcares, gorduras, amidos e graxa, produz uma grande quantidade de ácidos orgânicos. O acúmulo de ácidos orgânicos no início da compostagem pode levar a diminuição do pH e provocar efeito tóxico nos microrganismos, diminuindo a taxa de decomposição e eficiência do processo devido a redução da atividade dos microrganismos (Song et al., 2018). Em altas concentrações, ácidos como ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e isovalérico são fitotóxicos para as plantas, afetando diretamente a atividade de processos bioquímicos fundamentais nos tecidos das plantas (Wang et al., 2022; Du et al., 2024).

2.5 MICROBIOLOGIA DA COMPOSTAGEM

Durante as fases da compostagem, são encontrados diversos microrganismos com funções metabólicas especializadas que degradam a matéria orgânica, transformando-a em um substrato estável.

Durante a fase inicial e mesofílica, bactérias como *Pseudomonas* spp., atuam na decomposição de compostos simples, como carboidratos e lipídeos, enquanto *Enterobacter* spp., atuam na degradação de compostos nitrogenados (Symansky, 2005; López et al., 2021). *Bacillus* spp. também atuam na fase inicial, degradando amido e proteínas (Jurado et al., 2014; López et al., 2021). É comum a presença do gênero *Escherichia*, sendo considerada um indicador sanitário e indesejável no composto final, por potenciais riscos à saúde (Symansky,

2005; Cancelado, 2014). Durante essa fase, fungos do gênero *Aspergillus* e *Penicillium* podem estar presentes, mas atuam de forma mais eficiente na fase final (Ashraf; Shahid; Ali, 2007).

Na fase termofílica há a predominância de gêneros termotolerantes e termófilos. *Bacillus* spp., desempenham papel crucial na hidrólise de substratos como celulose, amido e proteínas (Jurado et al., 2014; López et al., 2021). *Geobacillus* spp., atuam na decomposição da celulose, enquanto *Aeribacillus* spp. atuam sobre a hemicelulose (López et al., 2021). Também podem ser encontrados *Oceanobacillus* spp., uma bactéria resistente a altas temperaturas e que auxiliam na degradação de nutrientes, e *Streptococcus* spp., que atua na produção de enzimas (Zhao et al., 2022; Peng et al., 2024).

Na maturação, a principal atividade dos microrganismos é a degradação da lignina e humificação. *Pseudomonas* spp., e *Streptomyces* spp., atuam como decompositores de lignina além de sintetizar antibióticos (Ashraf; Shahid; Ali, 2007). Nesta etapa os fungos são predominantes, os gêneros mais comuns são *Aspergillus* spp., que são produtores de enzimas como celulasas e xilanases, *Penicillium* spp., atuam na degradação de compostos orgânicos, *Trichoderma* spp., são eficientes na quebra de celulose e possuem ação antifúngica, e *Gibellulopsis* spp. participam da degradação da lignina (Singh; Nain, 2014; Nemet; Perić; Lončarić, 2021).

2.6 LEGISLAÇÃO REFERENTE AO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

No Brasil, a Resolução CONAMA N° 481, de 03 de outubro de 2017, estabelece critérios a fim de garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem, não sendo aplicado para processos de baixo impacto ambiental, uso próprio ou para comercialização diretamente com o consumidor. A resolução define critérios como a garantia do período termofílico para redução de agentes patogênicos, com temperatura medida e registrada ao menos uma vez ao dia durante 14 e 3 dias para sistemas de compostagem abertos que mantenham temperaturas de 55 e 65 °C respectivamente, e 3 dias para sistemas fechados com temperaturas de 60 °C, com disponibilização de relatórios de temperatura e operação do sistema ao órgão ambiental competente. Para relação C/N, esta deve ser determinada a partir das metodologias adotadas pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) ou outros métodos aceitos internacionalmente, e ao final do processo há exigência de que a relação C/N seja menor ou igual a 20:1. A resolução ainda exige que o composto deve ser peneirado com malha de abertura de no máximo 40mm, não sendo exigência para

compostos destinados à fabricação de substratos ou fertilizantes organominerais para plantas ou condicionadores de solo.

As unidades de compostagem devem também atender requisitos mínimos de prevenção e controle ambiental como medidas para minimizar a produção de lixiviado e emissão de odores, impermeabilização de base e instalação de sistemas de coleta, manejo e tratamento do lixiviado gerado, sistemas de recepção e armazenamento dos resíduos, isolamento e sinalização da área destinada a compostagem. É proibido o acesso de pessoas não autorizadas e animais, controle dos tipos e características dos resíduos a serem compostados, e o controle da destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e líquidos gerados na unidade de compostagem.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado em uma área experimental na Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina (coordenadas geográficas: 24°17'46.1"S 53°50'35.3"W), no período de 24 de outubro de 2024 a 24 de janeiro de 2025. O processo de compostagem foi realizado em composteiras construídas com tábuas e revestidas com tela sombrite preta. Foram construídas 12 composteiras, divididas em 3 tratamentos com 4 repetições cada. Cada composteira apresentou dimensões de 60 cm de largura, 60 cm de comprimento e 1 m de altura, com volume equivalente a 360 litros, resultando em um total de 1440 litros por tratamento. Adotou-se o uso de composteiras mais estreitas e altas, buscando favorecer a manutenção de calor durante o processo de compostagem. Devido ao pátio de compostagem não possuir piso, apenas cobertura, as composteiras foram dispostas sobre lonas de impermeabilização (Figura 2).

FIGURA 2– DISPOSIÇÃO DAS COMPOSTEIRAS NO PÁTIO DE COMPOSTAGEM EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, sendo as composteiras destinadas a cada tratamento de forma aleatória por meio de sorteio. Foram utilizados três tratamentos e quatro repetições, totalizando 12 unidades experimentais

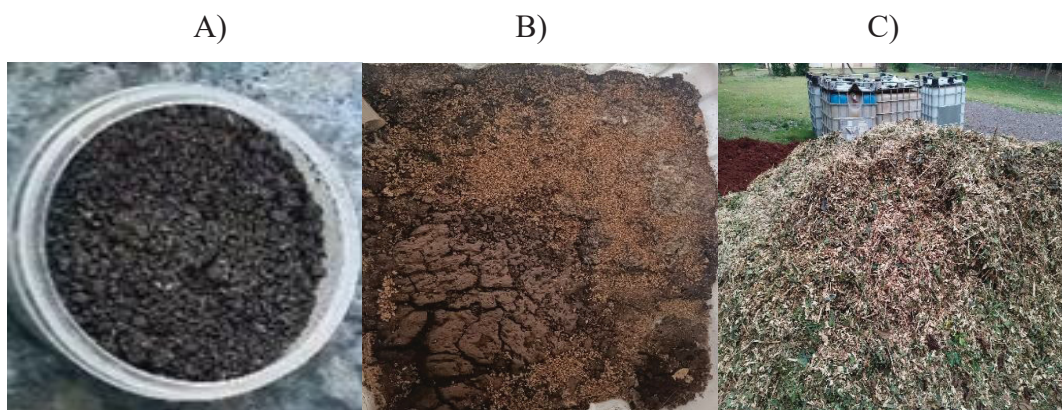
A ANOVA foi aplicada aos dados referentes à redução no teor carbono, nitrogênio, relação C/N, pH, CE, massa e volume. Utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparação das médias. Os dados foram analisados utilizando o software Sisvar versão 5.6.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

Para o processo de compostagem, utilizou-se poda de árvores urbanas como fonte de carbono. O material foi cedido pela empresa responsável pelo corte e destinação de podas no município de Palotina-PR. Na área urbana, o corte e manejo de árvores são realizados em larga escala, envolvendo diversas espécies com características distintas. A composição da lignina nas plantas é altamente variável, diferindo entre espécies, dentro da mesma planta e até mesmo entre células, conforme sua localização, estágio de desenvolvimento e condições ambientais (Novaes et al., 2010). Geralmente espécies folhosas possuem maior quantidade de celulose e hemicelulose, enquanto coníferas possuem maior teor de lignina (Baptista, 2019). Essas variações podem alterar a relação C/N do material vegetal.

Os resíduos utilizados como fontes de nitrogênio foram o lodo de abatedouro de aves e lodo de cervejaria. O lodo proveniente do processamento de aves foi obtido de uma cooperativa localizada no município de Palotina-PR, e pode ser classificado como lodo de flotador, pois é gerado durante o processo de flotação por ar dissolvido (DAF). Após essa etapa, o lodo é submetido a uma centrífuga tridecanter, resultando em um lodo com menor teor de umidade. O lodo de cervejaria foi fornecido por uma empresa do setor cervejeiro situada em Cascavel-PR. Este lodo passa pelo processo de estabilização biológica em um sistema que combina tratamento anaeróbico e aeróbico, e então transferido para caixas de secagem para diminuir sua umidade. Quando desidratado, é destinado para uma empresa de compostagem da região. Na Figura 3, pode se observar os diferentes tipos de materiais e suas utilizadas para o processo de compostagem, assim como suas características.

FIGURA 3 – RESÍDUOS UTILIZADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: A: lodo de abatedouro de aves; B: lodo de cervejaria; C: poda de árvores.

Os resíduos foram caracterizados quanto ao teor de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), relação C/N, matéria orgânica, pH, condutividade elétrica (CE) e umidade, como apresentado na Tabela 3. A partir da quantificação do NTK e COT, foi possível calcular a relação C/N de cada resíduo.

TABELA 3 - CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Parâmetro	Lodo de Abatedouro de aves	Lodo de cervejaria	Poda de árvores
Carbono (%)	45,60	16,76	49,17
Nitrogênio (%)	7,17	1,16	0,23
Relação C/N	6,66	14,40	208,70
Matéria Orgânica (%)	91,2	33,52	98,34
pH	6,94	8,93	6,27
Condutividade Elétrica mS/cm)	3,19	2,10	0,36
Umidade (%)	55,59	79,6	20,30

FONTE: O Autor (2025)

3.4 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

Os tratamentos foram constituídos pelos diferentes resíduos, fixando a relação C/N de aproximadamente 30/1 em todos os tratamentos. Os tratamentos foram denominados em LAP, LCP e LACP. O tratamento LAP era composto pela mistura do lodo de abatedouro de aves e poda de árvores. Para o tratamento LCP, foram utilizados apenas lodo de cervejaria e poda de árvores, enquanto no tratamento LACP foram utilizados lodo de abatedouro de aves, lodo de cervejaria e poda de árvores. A quantidade de resíduo para cada tratamento pode ser observada na Tabela 4.

TABELA 4– QUANTIDADE DE RESÍDUOS EM KG UTILIZADO EM CADA TRATAMENTO DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Tratamento	Resíduo			Total tratamento (kg)
	Lodo de abate de aves (kg)	Lodo de cervejaria (kg)	Poda de árvores (kg)	
LAP (lodo de abatedouro de aves + poda)	25	0	23	48
LCP (lodo de cervejaria + poda)	0	148	16	164
LACP (lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda)	10	22	24	56
Total célula (kg)	35	170	63	
Total repetições (kg)	140	680	252	

FONTE: O autor (2025).

Os resíduos foram inicialmente pesados em balança digital para o monitoramento da massa, e posteriormente dispostos em camadas. A primeira camada era composta por poda de árvores para evitar a lixiviação dos resíduos mais úmidos, e em seguida era adicionado o lodo, finalizando a leira também com poda a fim de evitar a exposição dos resíduos a animais e insetos.

Após a montagem das composteiras, foram realizados revolvimentos semanais que consistiam na retirada do material de dentro das caixas de compostagem seguida de sua mistura completa, com objetivo de garantir aeração e homogeneização do material. A umidade foi mantida em torno de 60%, sendo realizada irrigação das leiras sempre que necessário. A temperatura de cada composteira foi monitorada diariamente, a uma profundidade de aproximadamente de 30 cm. A temperatura ambiente também foi monitorada diariamente.

O processo foi considerado finalizado quando a temperatura dos tratamentos se estabilizou próximo a temperatura ambiente.

3.5 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MONITORADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Os parâmetros monitorados foram: matéria orgânica, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação C/N, pH, condutividade elétrica, massa e volume.

A determinação da matéria orgânica (MO) foi realizada pelo método mufla (Goldin, 1987), com as seguintes modificações no método original: secagem prévia das amostras em estufa de circulação forçada de ar Solab Científica ® modelo SL-102 a 105 °C, por um

período de 24 h, visando eliminar toda a água presente nos resíduos (Rodella e Alcarde, 1994).

Para a determinação da matéria orgânica, foram pesados os cadinhos de porcelana vazios, registrando sua massa. Em seguida, o cadinho contendo a amostra de resíduo foi pesado, obtendo-se a massa total (cadinho + resíduo). Posteriormente, os cadinhos de porcelanas com as amostras foram submetidos à incineração em mufla Lucadema® a 550°C por um período de 3 horas. Após a queima, as amostras foram transferidas para um dessecador até atingirem temperatura ambiente, sendo então pesadas novamente. O teor de matéria orgânica foi calculado com base na perda de massa durante a incineração. O cálculo foi realizado por meio da Equação (1):

$$MO (\%) = \frac{(P - (T - C))}{P} \times 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

MO (%) = porcentagem de matéria orgânica;

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

C = peso do cadinho vazio (g);

T = peso da cinza + cadinho (g).

A quantificação do teor de carbono foi realizada a partir do valor determinado para a matéria orgânica, conforme estabelecido pela Equação (2):

$$\%C \text{ total} = \% \text{ Matéria Orgânica} \times 0,5 \quad \text{Eq. (2)}$$

Para a análise do nitrogênio total Kjeldahl, seguiu a metodologia descrita por Bremner e Mulvaney (1982). Inicialmente pesou-se 1 g de resíduo moído, que foi transferido para um tubo de digestão. Adicionou-se 1,1 g de mistura digestora (sulfato de cobre e sulfato de potássio) e 4 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. Os tubos foram aquecidos em bloco digestor, com aumento de temperatura gradual até atingir 358 °C, que foi mantida até a solução apresentar coloração azulada ou translúcida, indicando a conclusão da digestão.

Para a etapa de destilação, a amostra digerida foi transferida para um destilador de nitrogênio Tecnal®. Adicionaram-se 25 mL de solução de NaOH a 40%, liberando o nitrogênio na forma de amônia. O gás foi arrastado por destilação e retido em 100 mL de

solução de ácido bórico a 4%, contendo 5 gotas de indicador (mistura de verde de bromocresol a 0,1% e vermelho de metila a 0,2%). A amostra foi então titulada com ácido clorídrico (HCl) previamente padronizado, registrando-se o volume consumido. A concentração de nitrogênio foi calculada conforme a Equação (3):

$$N = \frac{(M_{ac} \times 28 \times V_{ac})}{m} \times 1000 \quad \text{Eq. (3)}$$

Em que:

N = concentração de nitrogênio da amostra de solo, em g kg⁻¹;

Mac = concentração da solução padronizada de ácido clorídrico em mol L⁻¹;

Vac = volume da solução padronizada de ácido clorídrico gasto na titulação, em mL

m = massa da amostra do resíduo digerido, em mg

28 = equivale a duas vezes a massa de N (14g)

A relação C/N foi calculada a partir dos teores de carbono orgânico total e nitrogênio total Kjeldahl, determinados conforme escrito anteriormente, utilizando a Equação (4):

$$\text{Relação C/N} = \text{COT/NTK} \quad \text{Eq. (4)}$$

O pH e a condutividade elétrica foram determinadas em solução preparada a partir de amostras em suspensão com água destilada na proporção 1:5 (m/v). Para a leitura do pH, foi utilizado um potenciômetro de bancada Ms Tecnopon® modelo LUCA-210 e para condutividade elétrica (CE), um condutivímetro de bancada Ms Tecnopon® modelo NT-CVM (BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2007).

Para monitoramento da massa, os resíduos foram pesados em balança digital no momento da montagem das leiras, e ao final do processo foi determinada a massa residual. A redução do volume foi monitorada a partir das dimensões: volume = largura x comprimento x altura, com o auxílio de uma trena para a medição.

3.6 QUANTIFICAÇÃO DE ÁCIDOS ORGÂNICOS

Para a quantificação dos ácidos orgânicos, foram coletadas amostras da parte central da composteira. O composto foi misturado em proporção 1:1 com água deionizada, seguida de

agitação em *shaker* por 30 minutos a 120 rpm. Após, a mistura foi deixada em repouso por mais 30 minutos para decantação da fase sólida. Aliquotas de 50 mL do sobrenadante foram centrifugadas a 3.500 rpm por 5 minutos para maior limpeza da amostra e em seguida foram filtradas em filtros de 0,22 μm (Sundberg et al., 2011). Posteriormente, as amostras foram submetidas ao processo de microextração em éter contendo 0,05 gramas de ácido crotônico, utilizado como padrão interno. Para a microextração foi utilizado 4 mL da amostra filtrada, 2 mL de éter, 2,222 g de sulfato de sódio anidro e 500 μL de ácido clorídrico 6% para ajuste de pH. A mistura foi homogeneizada em vórtex por 30 segundos e posteriormente centrifugada a 3,500 rpm por 5 minutos para separação das fases (Pavini et al., 2024). O sobrenadante foi coletado e transferido para vials de 2 mL para análise em Cromatógrafo Gasoso.

O equipamento utilizado foi da Thermo Scientific Trace 1310, com detector FID (Ionização de chama), modo de injeção automático e sistema de aquisição de dados Chromeleon® Version 7.1.2.1478, coluna do tipo capilar ZB-WAXplus, 30 m x 0,25 mm x 0,25 μm , injeção de 1,0 μL de amostra, vazão de 1,0 mL/min e fase móvel nitrogênio. Os sistemas de gases da chama utilizados foram: hidrogênio, ar sintético e nitrogênio.

3.7 MICROBIOLOGIA NA COMPOSTAGEM

A coleta das amostras foi realizada em três momentos distintos durante o processo de compostagem. A fase inicial foi amostrada após três dias da montagem das composteiras. Para a fase termofílica, a coleta foi feita quando a temperatura se manteve acima de 50 °C por sete dias consecutivos, assegurando a presença de microrganismos termofílicos. Já a última fase foi amostrada no 70º dia, quando a temperatura das leiras apresentava queda e se aproximava da temperatura ambiente, indicando a finalização do processo e início da maturação.

Para a análise microbiológica, cinco gramas das amostras de cada composteira foram pesadas e homogeneizadas em 45 mL de água peptonada 0,1% em frascos Erlenmeyer com capacidade de 250 mL por 20 minutos a 120 rpm em agitador (*shaker*). Após a homogeneização, as amostras foram diluídas para de 10^{-1} até 10^{-5} . Foram coletadas alíquotas de 100 μL e semeadas com o auxílio de um *swab* na superfície das placas de Petri estéreis. Para as bactérias foi utilizado meio PCA (Plate Count Agar) e para os fungos foi utilizado meio BDA (Batata Dextrose Agar) com antibiótico gentamicina (20 mg/L⁻¹) para inibição do crescimento de bactérias. As placas foram incubadas a 37 °C por 24 horas para as bactérias e a 28 °C por 4 a 7 dias para os fungos (Pacheco, 2016)

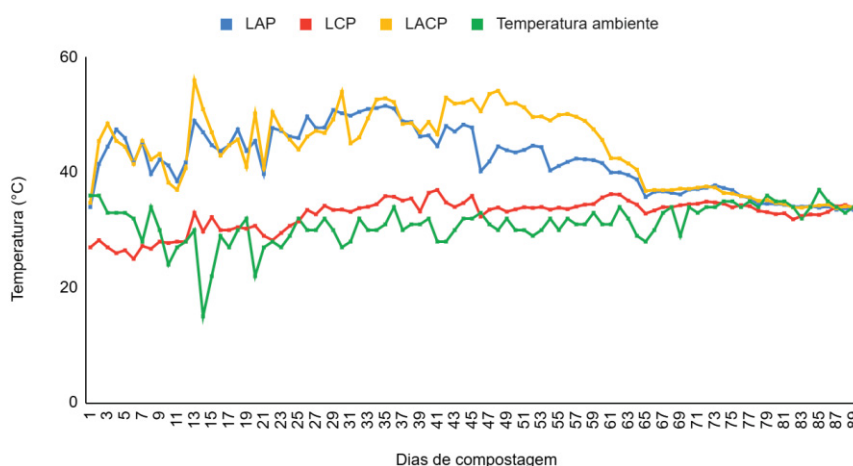
Após o período de incubação, foram observados aspectos macromorfológicos como cor, textura, borda, tamanho e aspectos micromorfológicos. Os microrganismos foram repicados em novas placas com o objetivo de isolá-los e mantê-los livre de contaminações. Após o repique, foi realizada a técnica de Coloração de Gram para as bactérias, determinando-se os aspectos morfotintoriais em Microscópio Óptico e classificando-os como Gram Positivo ou Gram Negativo. Para fungos, foi utilizada a técnica da fita ou esgarçamento e corado com Lactofenol Azul de Algodão para identificar e caracterizar no Microscópio Óptico e observar estruturas de reprodução assexuada para diferenciá-los (Pacheco, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEMPERATURA

A temperatura é um parâmetro crítico no processo de compostagem, influenciando diretamente na atividade dos microrganismos, degradação de matéria orgânica e eliminação de microrganismos patogênicos. Os dados registrados revelam a diferença no comportamento da temperatura entre os tratamentos, conforme ilustrado na Figura 4.

FIGURA 4 – DINÂMICA DA TEMPERATURA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

A Tabela 5 apresenta as diferenças observadas entre os tratamentos em relação ao comportamento térmico.

TABELA 5 – VARIAÇÃO DE DESEMPENHO TÉRMICO ENTRE OS TRATAMENTOS DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Parâmetro	LAP (lodo de abatedouro de aves + poda)	LCP (lodo de cervejaria + poda)	LACP (lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda)
Duração fase termofílica (dias)*	24	0	39
Temperatura máxima (C°)	51.1	35,9	56
Temperatura máxima (dia)**	36°	35°	13°
Temperatura ≥ 55 °C (dias)	0	0	2

FONTE: O autor (2025).

Média de 4 repetições de cada tratamento.

*Temperatura acima de 45 °C.

**Dia em que a temperatura máxima foi atingida.

Quando montadas, as leiras apresentavam temperaturas próximas à ambiente (36°C), elevando-se ao passar dos dias. Essa fase é denominada de fase inicial, caracterizada pelo rápido aumento de temperatura devido à disponibilidade de açúcares e proteínas presentes nos resíduos, que inicialmente são degradados por fungos e bactérias que atuam na faixa de temperatura entre 20 e 35 °C (Insam; Klammssteiner; Gómez-Brandón, 2023). O metabolismo exotérmico desses microrganismos promove a elevação da temperatura até 45°C, sinalizando o início da fase termofílica (Valente et al., 2008; Food And Agriculture Organization of the United Nations, 2015; Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2018).

Os tratamentos LAP (lodo de abatedouro de aves + poda) e LACP (lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda) atingiram temperaturas superiores a 45°C após 3 e 1 dia da montagem das composteiras, respectivamente, porém a temperatura não permaneceu estável e decaiu novamente. Após 20 dias de compostagem, os dois tratamentos chegaram novamente a 45°C, desta vez mantendo a temperatura, marcando assim o final da fase inicial e início da fase termofílica. O tratamento LCP (lodo de cervejaria + poda) não alcançou temperaturas acima de 45°C em nenhum momento durante o processo, indicando condições não adequadas para o processo de compostagem termofílica.

Durante a fase termofílica, há a substituição gradual dos microrganismos mesófilos por termófilos, que irão degradar compostos como lipídeos, celulose, hemicelulose e lignina. Nesta fase, a decomposição atinge seu máximo, caracterizando-se por uma intensa liberação de calor e vapor d'água (Bernal; Albuquerque; Moral, 2009; Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2018).

Os tratamentos LAP e LACP apresentaram diferenças quanto ao estágio termofílico. O LAP permaneceu 24 dias em fase termofílica, sendo registrada sua temperatura máxima de 51,1 °C no 36° dia de processo. Já o tratamento LACP apresentou seu pico de temperatura (56°C) no 13° dia, ainda durante a fase inicial, mas sem estabilidade de temperatura nesse período. Posteriormente, o tratamento LACP permaneceu 39 dias em fase termofílica, sendo seu pico de temperatura nesse estágio de 54,2°C, no 48° dia de processo. Essa fase é importante para a higienização do composto, pois temperaturas acima de 55°C de 3 a 5 dias eliminam cistos e ovos de helmintos, esporos de fungos fitopatogênicos e sementes de plantas invasoras que podem estar presentes no material de origem (Food And Agriculture Organization of the United Nations, 2015; Azim et al., 2018).

Apesar de os tratamentos alcançarem a fase termofílica, a ineficiência em manter temperaturas acima de 55°C, essenciais para a higienização do composto, pode estar associada a limitações de sistemas de compostagem em pequena escala, em que o sistema não

consegue manter a temperatura, dissipando-a rapidamente e comprometendo a acumulação térmica nas leiras (Arrigoni et al., 2018).

Assim que os substratos disponíveis começam a ser esgotados, a atividade dos microrganismos diminui, reduzindo a temperatura e consequentemente, havendo a recolonização por organismos mesófilos, que são capazes de degradar os açúcares, celulose e hemicelulose remanescentes (Bernal; Alburquerque; Moral, 2009; Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2018)

A partir do 46º dia, o tratamento LAP passou para a fase mesofílica, caracterizada pelo declínio da temperatura até que atingisse a temperatura próxima a do ambiente. Esse processo estendeu-se até o 77º dia, quando a temperatura da leira se igualou à temperatura ambiente. O tratamento LACP ingressou na fase mesofílica mais tardiamente, no 61º dia do processo, igualando-se a temperatura ambiente também no dia 77º dia. A duração da fase mesofílica para o tratamento LAP foi de 32 dias, enquanto para o LACP foram apenas 17 dias.

O tratamento LCP demonstrou um comportamento incomum durante o período de compostagem, marcado pela ausência de fase termofílica e temperaturas inferiores às observadas nos demais tratamentos. Durante todo o processo, as temperaturas mantiveram-se próximas a 30 °C, sendo observado um pico de 35,9 °C no 35º dia de compostagem. Esse comportamento indica que condições inadequadas, como o excesso de umidade, limitaram a atividade microbiana (Li et al, 2021; Yin et al, 2024). Teores elevados de umidade reduzem a porosidade da leira devido à fácil compactação do material, o que inibe a transferência de oxigênio para a massa, resultando em uma compostagem lenta e no aumento da emissão de odores (Li et al., 2021).

Manga et al. (2022) observaram que diferentes tratamentos apresentam durações distintas para cada fase da compostagem. Em um dos seus tratamentos, utilizando lodo desidratado e casca de café, a fase inicial teve duração de 5 dias, enquanto a fase termofílica durou 97 dias, atingindo temperaturas ambiente após 136 dias de processo. Já em outro tratamento, que utilizou lodo desidratado e resíduo de cervejaria, a fase inicial foi mais longa, com duração de 12 dias, enquanto a fase termofílica foi mais curta quando comparada ao tratamento anterior, mantendo-se por 29 dias e finalizando o experimento após 57 dias com temperaturas próximas às ambientais.

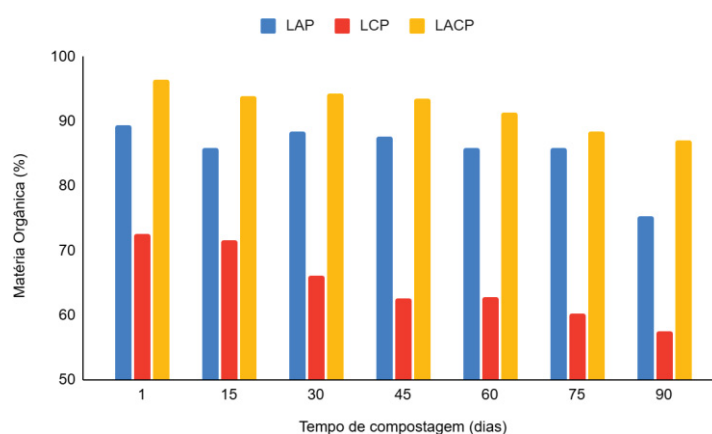
Outros autores também relataram padrões semelhantes quanto ao comportamento da temperatura ao longo do processo. Hemidat et al. (2018) constataram que, nas primeiras duas semanas de compostagem, todos os tratamentos apresentaram aumento na temperatura,

mantendo-se acima de 50 °C entre a quarta e sexta semana, seguido por um declínio gradual, até atingir temperatura ambiente na décima semana. Do mesmo modo, Zhao et al. (2018) registraram um rápido aumento nos primeiros 3 a 4 dias após a montagem, com pico máximo de temperatura na segunda semana, e posterior redução, estabilizando-se próximo à temperatura ambiente após 42 dias.

4.2 MATÉRIA ORGÂNICA, CARBONO, NITROGÊNIO E RELAÇÃO C/N

A variação no teor de matéria orgânica ao longo de 90 dias de compostagem pode ser observada na Figura 5. De modo geral, observa-se decréscimo progressivo para todos os tratamentos.

FIGURA 5 - DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

Durante o processo de compostagem, parte da matéria orgânica é mineralizada como dióxido de carbono (CO₂). A mineralização é o processo no qual as substâncias orgânicas são decompostas em substâncias inorgânicas, por meio da degradação microbiana, fornecendo nutrientes para o crescimento de culturas e liberando gases (Guo et al., 2019). Outra parte da matéria orgânica é transformada em substâncias húmicas. Essas substâncias são um parâmetro importante ao final do processo, pois são um dos fatores que representa a estabilização da matéria orgânica (Dias et al., 2010).

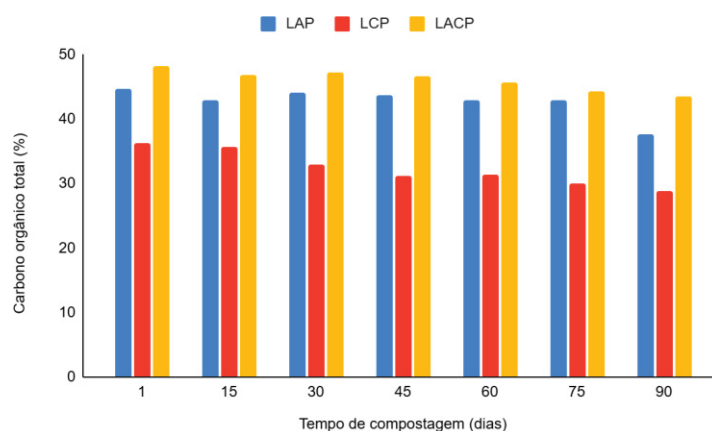
O tratamento utilizando lodo de abatedouro de aves e poda (LAP) apresentou teor inicial de matéria orgânica (MO) de 89,43%, mantendo-se próximo a esse valor até o 75º dia de processo, quando registou-se uma queda finalizando o experimento com 75,35%. Já o tratamento que empregou apenas lodo de cervejaria e poda (LCP) apresentou os menores valores durante todo período de compostagem, sendo o teor inicial de 72,59%, e, ao longo do processo registrou diminuição contínua atingindo 57,51% no 90º dia. O tratamento utilizando ambos os lodos e poda (LACP) foi o que menos perdeu MO durante o processo, tendo 96,39% de matéria orgânica inicial, reduzindo-se lentamente e finalizando o experimento com 87,07.

Dias et al. (2010), em experimento utilizando cama de aviário e diferentes materiais estruturantes observaram que o tipo de material influencia na redução da matéria orgânica. No tratamento com cama de aviário e biochar, registrou-se uma redução de 70,1% do teor de MO. Em outro tratamento utilizando cama de aviário e casca de café como agente estruturante, obteve-se redução de 82,5%, enquanto a combinação de cama de aviário com serragem resultou em redução de 50%.

Utilizando lodo de cervejaria composto por levedura residual e terra diatomácea como resíduo principal, Silva e Brás (2017), alcançaram resultados satisfatórios quanto à perda de matéria orgânica. No tratamento T1, utilizou a combinação de lodo com esterco bovino e ovino, juntamente com cavacos de madeira, resultando na redução do teor de MO de 72% para 62%. E em um segundo tratamento, utilizando lodo misturado apenas com esterco ovino e cavacos de madeira, observou-se redução do teor inicial de 77% para 55% ao final do processo.

No que se refere ao COT, pode-se observar no Figura 6 o padrão de redução gradual desse parâmetro para os três tratamentos ao longo de 90 dias de compostagem. Esse fato ocorre devido à degradação da matéria orgânica pelos microrganismos, promovendo a mineralização do carbono e sua liberação como dióxido de carbono (Azim et al., 2018).

FIGURA 6 – DINÂMICA DO CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

Os tratamentos exibiram padrões semelhantes durante o experimento. No tratamento utilizando apenas lodo de abatedouro e poda (LAP), o teor inicial de COT era 44,71%. Durante o processo, observou-se uma redução gradativa até o 75º dia, quando ocorreu uma queda mais acentuada dos valores. Ao final do processo, o tratamento atingiu 37,67% de COT, correspondendo a uma redução de 15,75% em relação ao valor inicial.

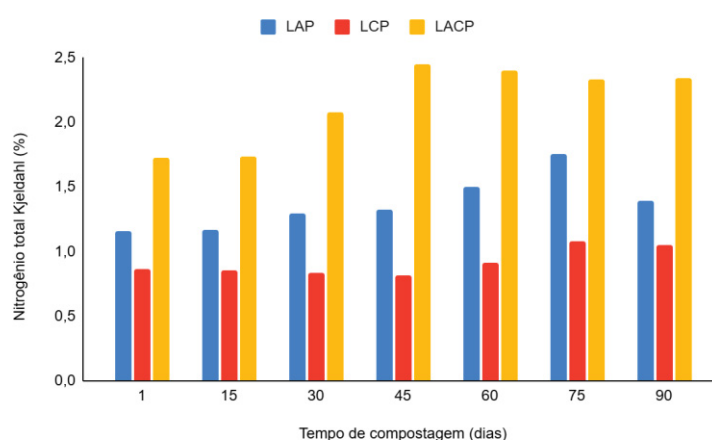
Já o tratamento empregando apenas lodo de cervejaria e poda (LCP), apresentou uma redução no teor de COT de forma contínua e progressiva. No início do experimento, o teor de COT era 36,29%, reduzindo para 28,75% ao final do processo, apresentando uma redução de 20,77% em relação ao valor inicial, sendo a maior entre os tratamentos. Por sua vez, o tratamento que utilizou ambos os lodos (LACP), apresentava o maior teor inicial de COT entre os tratamentos (48,19%), e apresentou redução lenta e contínua. Ao final dos 90 dias de compostagem, o tratamento atingiu o teor final de 43,53%, uma redução de 9,67%, a menor redução observada.

Mishra e Yadav (2022), em seu trabalho utilizando poda de jardim com partículas em diferentes tamanhos, esterco de vaca e composto maturado, após 45 dias de compostagem, obtiveram resultados similares no que se refere a redução no teor de COT. Em seus estudos, a redução do teor variou entre 14,24 e 7,49%. Em um estudo realizado por Demeke e Gabbiye (2020), utilizando lodo de cervejaria, lodo diatomáceo residual e esterco bovino misturados com variação nos teores de umidade e proporções entre os materiais, registraram teores finais de COT entre 28 e 30%, o que indica mineralização e degradação da matéria orgânica. Após

120 dias de compostagem, Guidoni et al. (2021), combinando lodo de abatedouro suíno (proveniente de tratamento primário), serragem de eucalipto e composto estabilizado como inóculo, obtiveram valores médios finais do teor de COT entre 29,9 e 41,0%.

Enquanto houve a diminuição no teor de COT, pode-se observar na Figura 7 que a concentração de NTK aumentou ao longo do tempo. Para o tratamento LAP, o valor inicial para NTK era de 1,16%, aumentando progressivamente ao longo de 75 dias de processo. Após esse período, observou-se uma pequena queda, resultando em teor final de 1,39%. O tratamento LCP possuía o menor teor de NTK inicial (0,86%), e manteve-se estável até o 45º dia, e a posteriormente observou-se um aumento gradual até o 75º dia, seguido de estabilização e valor final de 1,04%. Já o tratamento LACP iniciou o processo com 1,72%, a maior concentração entre os tratamentos, e exibiu aumento contínuo até o 45º dia, estabilizando-se e atingindo 2,34% ao final de 90 dias.

FIGURA 7 - DINÂMICA DO NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

O aumento na concentração de nitrogênio observado em todos os tratamentos pode estar relacionado à degradação da matéria orgânica e à atividade de bactérias fixadoras de nitrogênio, assim como reduções ocasionais podem ser atribuídas a processos como a lixiviação e a volatilização de gases, como a amônia (Insam; de Bertoldi, 2007; Mishra; Yadav, 2022).

Autores como Awasthi et al. (2017) ao utilizarem a combinação de resíduos alimentares pós-consumo, serragem e 10% de zeólita como estratégia para reduzir a perda de

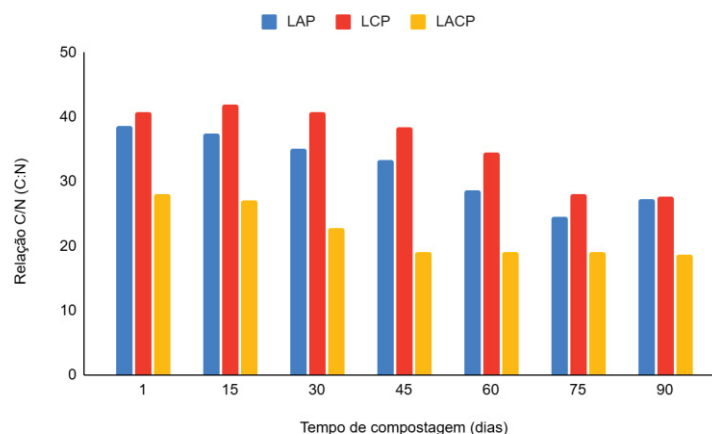
nitrogênio, registraram tendências similares para a concentração de NTK durante o período de 60 dias de compostagem. A concentração inicial, em média de 1,5%, apresentou aumento significativo durante o processo, finalizando com teores entre 1,57 e 2,28%.

Asses et al. (2019) registraram uma diminuição do nitrogênio quando foi utilizado lodo de esgoto de uma estação de tratamento de águas residuais provenientes de margarina e gordura animal, além de resíduos de abatedouro (penas, carcaça, vísceras, pés, cabeça, sangue, gordura e resíduos de incubatório), juntamente com papelão, resíduos agrícolas e pó de madeira. Neste trabalho, os autores indicam que cerca de 27% do nitrogênio total foi perdido, sendo que o valor inicial da mistura era de 2,6%, finalizando o experimento após 90 dias com uma concentração de 1,9%.

Martins et al. (2022) observaram que a concentração de nitrogênio pode variar conforme os resíduos utilizados, podendo apresentar tanto aumento quanto diminuição de seu teor. Ao utilizarem lodo e serragem observaram aumento do valor inicial de 2,0 para 2,6%, assim como, quando combinado lodo, serragem e palha de arroz, o teor aumentou de 2,0 para 3,2%. No mesmo estudo, quando utilizado lodo, serragem e cama aviária para um tratamento e lodo, serragem e resíduo de tabaco para outro, houve a diminuição na concentração, decaindo de 4,2 e 4,0% para 3,9 e 3,5%, respectivamente.

Os tratamentos foram inicialmente planejados para estabelecer uma relação C/N de aproximadamente 30. Entretanto, observou-se que fatores como a variabilidade dos materiais, como a utilização da poda de diferentes espécies de árvores e lodos de idades distintas, podem ter afetado o balanço entre carbono e nitrogênio, resultando em variações significativas que interferem na eficiência do processo de compostagem. Como observado no Figura 8, a relação C/N inicial variou entre 28:1 e 40:1.

FIGURA 8 - DINÂMICA DA RELAÇÃO C/N DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

O tratamento LAP iniciou o processo com uma relação C/N de 38:1 e apresentou queda contínua do valor até o 75º dia. Porém, entre os dias 75 e 90 houve uma leve elevação de 24:1 para 27:1, finalizando neste último valor. Essa elevação final pode estar associada à perda de nitrogênio por volatilização, como evidenciado pela redução no teor de NTK entre os dias 75 e 90, apresentado na Figura 7, referente ao comportamento do nitrogênio.

O tratamento LCP foi o que iniciou com a maior relação C/N (40:1) mantendo-se estável durante os primeiros 30 dias de processo. Essa lentidão no processo pode ser explicada pelo excesso de umidade presente no resíduo (79,6%), que dificultou a transferência de oxigênio para a pilha e retardando a decomposição (Li et al., 2021). A partir do 30º dia, observou-se uma queda progressiva até o 75º dia, estabilizando a relação C/N em 27:1 ao final de 90 dias.

Quando a relação C/N é superior a 35:1, como nos tratamentos LAP e LCP, os microrganismos precisam passar por vários ciclos de vida para poder oxidar o excesso de carbono, tornando o processo mais longo devido ao excesso de substrato biodegradável disponível, além de resultar em dificuldades para manutenção de temperaturas termofílicas (Hemidat et al., 2018; Ji et al., 2023).

Já o tratamento LACP apresentou a menor relação C/N inicial (28:1), valor que se encontra dentro da faixa considerada ideal para o processo de compostagem (entre 25:1 e 35:1), destacado por diversos autores (Choi, 1999; Valente et al., 2008; Akratos et al., 2017). Entre os dias 15 e 45, observou-se uma rápida redução na relação, atingindo 18:1, seguida por estabilização até o final do processo.

Conforme observado neste estudo, Hemidat et al. (2018), também verificaram que a relação C/N inicial possui influência direta na relação C/N final. O tratamento composto por resíduos vegetais, esterco bovino e esterco de aves, apresentava a maior relação C/N (41:1), e após 70 dias, atingiu uma relação final de 25:1. Em contrapartida, o tratamento que combinou esterco misto de cavalo e resíduos vegetais, que iniciou com a menor relação C/N (25:1) atingiu relação final de 14,52:1.

Temel (2023), em um tratamento utilizando penas e lodo de esgoto, com relação C/N inicial de 21,87:1, observou a perda de 63% de nitrogênio durante o processo, resultando em uma relação C/N final maior do que a inicial (24,23:1). Quando o autor adicionou casca de arroz em diferentes proporções (10% e 25%), as relações iniciais dos tratamentos eram de 27,62 e 30,40, finalizando a compostagem com valores finais de 19,18:1 e 18,82:1, respectivamente.

Huang et al. (2004), utilizando serragem e esterco suíno, estabeleceram dois tratamentos com relações C/N iniciais distintas. O primeiro tratamento apresentava a relação C/N inicial de 30:1, e sofreu redução ao longo do processo, atingindo valor final de 17:1. Por outro lado, o segundo tratamento iniciou com a relação C/N de 15:1 e exibiu menor redução, concluindo o experimento com relação C/N de 9:1. Já Asses et al. (2019), empregaram poda de jardim, esterco bovino e composto estabilizado, observando a redução da relação C/N inicial de 30:1 para 16,91:1 após 45 dias de processo.

A análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey para identificação das médias que diferem significativamente entre si (CALLEGARI-JACQUES, 2003), demonstrou que os tratamentos se comportaram de maneira distinta ao longo dos 90 dias de processo quanto aos teores de carbono, nitrogênio e relação C/N. Para o teor de carbono, o valor de F_{calc} foi de 129,78, com $p < 0,05$ ($p = 0,00$), evidenciando diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos. Para o teor de nitrogênio, o F_{calc} foi de 58,18, com $p < 0,05$ ($p = 0,00$), enquanto para a relação C/N obteve-se F_{calc} de 20,12, também com $p < 0,05$ ($p = 0,00$). Os valores e teste de Tukey podem ser observados na Tabela 6.

TABELA 6 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA CARBONO ORGÂNICO TOTAL, NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL E RELAÇÃO C/N EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Tratamento	Carbono	Nitrogênio	Relação C/N
LAP (lodo de abatedouro + poda)	37,677 b	1,3925 b	27,23 a
LCP (lodo de cervejaria + poda)	28,758 c	1,0475 b	27,63 a
LACP (lodo de abatedouro de aves + lodo cervejaria + poda)	43,538 a	2,340 a	18,729 b

FONTE: O autor (2025).

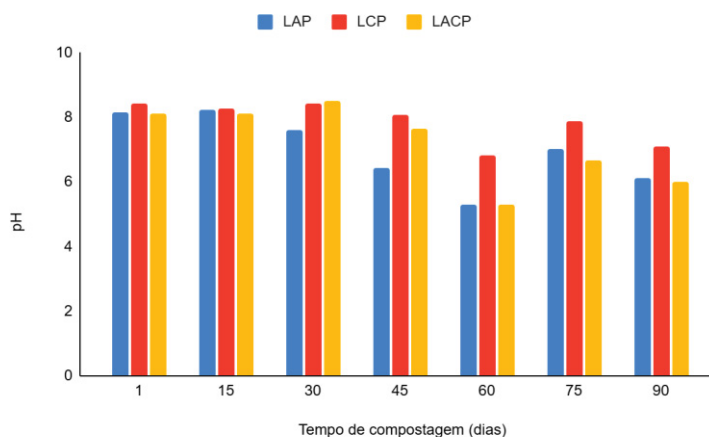
Legenda: Valores representam médias (n=4). Letras distintas na mesma coluna indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Os desvios padrão foram: Carbono - T1: $\pm 1,40$; T2: $\pm 0,68$; T3: $\pm 1,65$; Nitrogênio - T1: $\pm 0,13$; T2: $\pm 0,10$; T3: $\pm 0,25$; Relação C/N - T1: $\pm 2,54$; T2: $\pm 2,43$; T3: $\pm 1,65$.

A análise estatística revelou diferenças significativas entre os tratamentos para os três parâmetros avaliados. Quanto ao teor de COT, o teste de Tukey indicou que os tratamentos são estatisticamente diferentes, com LAP (b), LCP (c) e LACP (a). Para o teor de NTK, o teste indicou que os tratamentos LAP e LCP não diferem entre si (b), enquanto LACP (a) apresentou diferença significativa em relação aos demais. O mesmo aconteceu para a relação C/N, em que LAP e LCP são estatisticamente iguais e diferentes de LACP. Essas diferenças evidenciam a influência das características específicas de cada resíduo utilizado sobre os parâmetros monitorados.

4.3 PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A variação no pH durante a compostagem é influenciada pelos resíduos utilizados e os métodos adotados. Pode-se observar na Figura 9 a dinâmica do pH dos tratamentos durante o processo.

FIGURA 9 - DINÂMICA DO pH DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

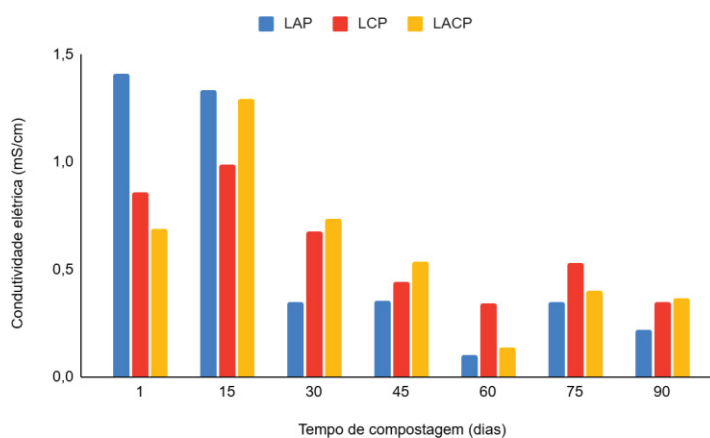
LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

Os três tratamentos apresentaram valores iniciais próximos a 8,0. Durante os 15 primeiros dias, o pH permaneceu estável em todos os tratamentos, distinguindo-se após esse período. Para o tratamento LAP, registrou-se um declínio no pH do 15º até o 60º dia, enquanto para os tratamentos LCP e LACP observou-se um aumento moderado do pH até o 30º dia, seguido por uma queda acentuada até o 60º dia. Observa-se que para todos os tratamentos o menor resultado observado foi no 60º dia, com valores de 5,30 para LAP, 6,81 para LCP e 5,30 para LACP. A partir deste momento, os tratamentos exibiram uma leve elevação no pH, o que pode ser explicado pelo início da mineralização de compostos nitrogenados (Tang et al., 2023). Entretanto, após esse aumento, houve novamente uma redução do pH. Ao final do processo, todos os tratamentos alcançaram valores próximos a neutralidade, 6,11 (LAP), 7,11 (LCP) e 6,02 (LACP).

No estudo de Manga et al. (2022), que utilizou lodo de sistemas de saneamento combinado com serragem, resíduo de cervejaria, cascas de café como agentes estruturantes, observou-se uma redução gradual dos valores de pH. Os tratamentos finalizaram o processo de compostagem com valores de pH entre 7,4 e 6,4. Já Li et al. (2021) ao empregar cama de aviário, farelo e palha de arroz, iniciaram o processo com pH próximo a 7,0, e observaram redução nos primeiros dias e posterior aumento atingindo valores finais próximos a 8,0.

O valor da condutividade elétrica (CE) reflete a salinidade do composto e os possíveis efeitos fitotóxicos no crescimento das plantas, podendo afetar o enraizamento e reduzindo o transporte de água e nutrientes para as plantas (Varma; Kalamdhad, 2015). Neste estudo, os tratamentos apresentaram comportamentos distintos de CE durante o processo (Figura 10).

FIGURA 10 - DINÂMICA DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

O tratamento LAP destacou-se com o maior valor inicial de CE (1,41 mS/cm), seguido pelos tratamentos LCP (0,86 mS/cm) e LACP (0,69 mS/cm). No 15º dia de processo, o tratamento LAP registrou queda nos valores de CE, enquanto os tratamentos LCP e LACP apresentaram comportamentos distintos. O tratamento LCP apresentou um aumento moderado, de 0,86 para 0,98 mS/cm, e o tratamento LACP exibiu um aumento significativo, de 0,69 para 1,29 mS/cm. Posteriormente, os três tratamentos apresentaram queda acentuada até o 60º dia.

O aumento inicial pode estar relacionado a liberação de sais minerais como fosfato e íons de amônio, assim como a posterior redução pode estar associada a precipitação desses sais e a formação de substâncias húmicas, que interagem com os íons metálicos e formam complexos insolúveis (Mishra; Yadav, 2022). Ao longo do processo, foi observado uma queda contínua da CE até o 60º dia, quando os tratamentos atingiram seus menores valores de 0,21 mS/cm (LAP), 0,35 mS/cm (LCP) e 0,36 mS/cm (LACP). Após 60 dias, observou-se um leve aumento da CE, seguida por nova redução.

Os valores finais observados de 0,21 (LAP), 0,35 (LCP) e 0,36 (LACP), estão dentro do limite estabelecido proposto por Zhang e Sun (2016), que, após estudo realizado com compostagem de poda de jardim e cepilho, propuseram $4,0 \text{ mS/cm}^{-1}$ como limite para aplicação segura do composto, não havendo interferências negativas em seu uso.

Martins et al. (2022) observaram um padrão distinto quando à CE, registrando um padrão de elevação nos valores ao longo do processo de compostagem. Em seu trabalho, o

tratamento que combinava lodo de abatedouro suíno, serragem e cama de aviário destacou-se com o maior aumento, elevando o valor inicial de 2.630,0 para 4050,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ao final do processo. Por outro lado, no tratamento utilizando apenas lodo e serragem, a elevação foi menor, passando de 858,2 para 1570,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ao final de 120 dias.

Para o pH final, a análise estatística indicou diferença significativa entre os tratamentos com $F_{\text{calc}} = 41,78$ e $p < 0,05$ ($p = 0,00$). Por outro lado, para a condutividade elétrica, o valor de F_{calc} foi de 1,48 e $p > 0,05$ ($p = 0,27$), não sendo observada diferença estatística significativa entre os tratamentos. Quando realizado o teste de Tukey para o pH, este apontou que os três tratamentos diferem entre si, sendo atribuídas letras diferentes para as médias (Tabela 7).

TABELA 7 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA pH EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Tratamento	pH
LAP (lodo de abatedouro de aves + poda)	6,11 b
LCP (lodo de cervejaria + poda)	7,11 a
LACP (lodo de abatedouro de aves+ lodo de cervejaria + poda)	6,02 c

FONTE: O autor (2025).

Legenda: Valores representam médias ($n=4$). Letras distintas na mesma coluna indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Os desvios padrão foram: pH - T1: $\pm 0,42$; T2: $\pm 0,06$; T3: $\pm 0,29$.

4.4 REDUÇÃO DE MASSA E VOLUME

A análise estatística revelou diferenças significativas entre os tratamentos, tanto para redução de massa seca quanto para a redução de volume. Para o volume final o valor de F_{calc} foi de 87,68, com $p < 0,05$ ($p = 0,00$). Já para o volume, obteve-se F_{calc} de 6,58 com $p < 0,05$ ($p = 0,01$). O teste de Tukey (Tabela 8) destacou os padrões distintos entre os tratamentos.

TABELA 8 - VALORES E TESTE DE TUKEY PARA MASSA E VOLUME NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025

Tratamento	Tempo	Massa seca		Redução (%)	Volume (cm ³)		Redução (%)
		Inicial	Final		Inicial	Final	
LAP (lodo de abatedouro de aves + poda)	90	56,07 b	45,98 b	18,00 b	338,40 a	241,20 ab	28,73 ab
LCP (lodo de cervejaria + poda)	90	164,19 a	59,38 a	63,84 a	313,20 b	259,20 a	17,24 b
LACP (lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda)	90	47,15 c	34,55 c	26,70 b	352,80 a	226,80 b	35,72 a

FONTE: O autor (2025).

Legenda: Valores representam médias (n=4). Letras distintas na mesma coluna indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Os desvios padrão foram: Massa Inicial - T1: $\pm 0,49$; T2: $\pm 0,65$; T3: $\pm 0,75$; Massa Final - T1: $\pm 2,31$; T2: $\pm 7,41$; T3: $\pm 3,47$; Red. Massa - T1: $\pm 3,88$; T2: $\pm 4,30$; T3: $\pm 6,90$; Volume Inicial/Final/Red. - Todos: $\pm 0,00$.

Para redução da massa seca, análise de variância indicou diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ($F = 87,68$ e $p < 0,05$). Em relação a massa inicial e final, todos os tratamentos apresentam diferenças estatísticas entre si. Entretanto, avaliando a redução de massa, observa-se que o tratamento LCP é estatisticamente diferente dos demais tratamentos, enquanto LAP e LACP são estatisticamente iguais. A redução da massa foi significativamente maior no tratamento LCP, com média de 63,84%, enquanto LAP apresentou 18,0 e LACP 26,7% de redução. Essa diferença elevada está possivelmente associada ao alto teor de umidade inicial do lodo de cervejaria utilizado no LCP, que promoveu grande perda de água durante o processo.

Em relação a redução de volume, a ANOVA também apontou diferenças significativas entre os tratamentos ($F = 6,85$ e $p = 0,016$). O maior valor observado foi no tratamento LACP (35,72%) seguido por LAP (28,73%) e LCP (17,24). Em relação ao volume final, observa-se que LCP e LACP diferem estatisticamente entre si, embora não apresentem diferenças estatísticas com LAP. Isso é observado para a porcentagem da redução de volume, em que LCP e LACP são estatisticamente diferentes, mas ambos não apresentam diferenças estatísticas com LAP.

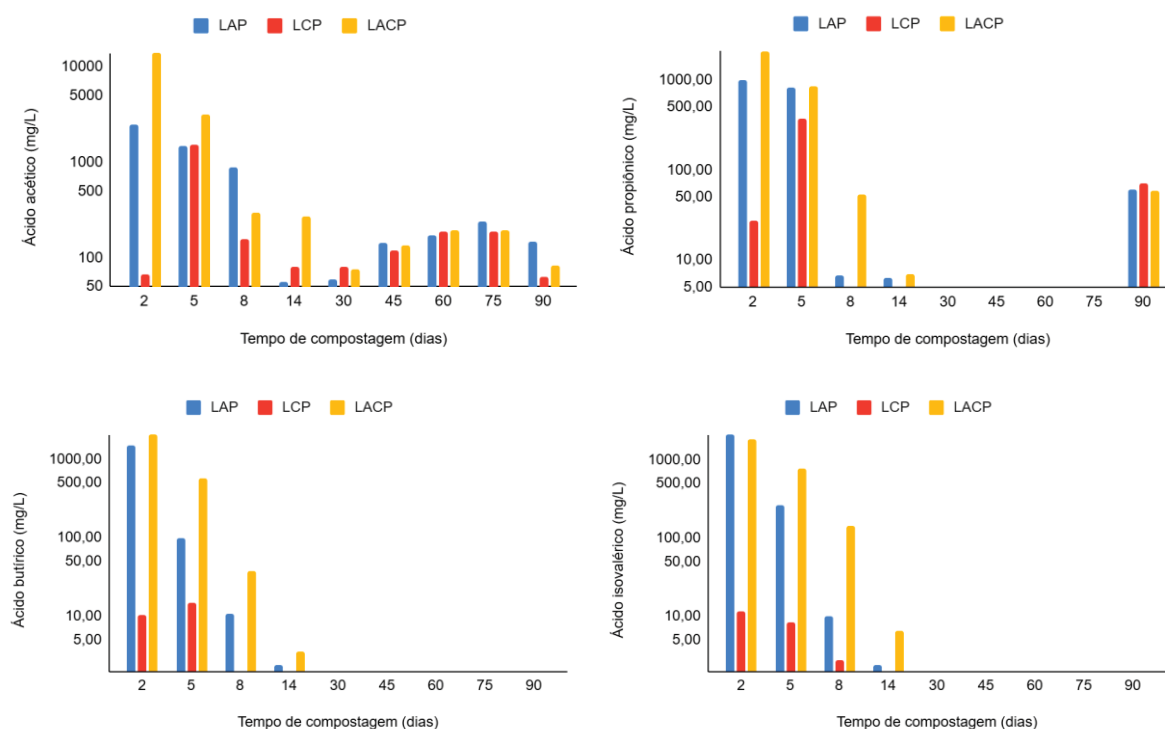
4.5 ÁCIDOS ORGÂNICOS

Os ácidos orgânicos, também chamados de ácidos graxos voláteis, são gerados a partir da ação de bactérias, por exemplo, espécies de *Clostridium*, *Lactobacillus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Enterobacter*, e de fungos como *Aspergillus*, *Penicillium* e

Rhizopus (Paredes-Mendoza; Espinosa-Victoria, 2010; Lu et al, 2019;. Quando em excesso, esses ácidos podem causar uma queda acentuada no pH do meio, levando à redução de grupos microbianos, especialmente em condições de pouca ventilação e ausência de controle de pH. Essa toxicidade está associada à forma não dissociada dos ácidos, que é capaz de atravessar as membranas celulares microbianas, acidificando seu interior, inibindo enzimas, causando perda de turgor e desorganização metabólica (Qamaruz-Zaman; Milke, 2012). Para as plantas, os ácidos orgânicos podem ser fitotóxicos, dependendo da concentração do ácido, do pH do solo e da sensibilidade da espécie (Tazawa et al., 2021).

É possível observar na Figura 11, o comportamento dos ácidos acético, propiônico, butírico e isovalérico durante o processo de compostagem.

FIGURA 11 - DINÂMICA DO ÁCIDO ACÉTICO, PROPIONICO, BUTÍRICO E ISOVALÉRICO DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL E PODA DE ÁRVORES EM PALOTINA (PR), 2024–2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: LAP: lodo de abatedouro de aves + poda; LCP: lodo de cervejaria + poda; LACP: lodo de abatedouro de aves + lodo de cervejaria + poda.

O ácido acético esteve presente em todos os tratamentos durante todo o período de compostagem, destacando-se como o mais abundante entre os ácidos orgânicos voláteis, podendo representar até 93% do total (Liu et al., 2020). Este ácido serve como fonte de

carbono para os microrganismos, sendo comum observar uma rápida queda na concentração no início do processo (Ren et al., 2018).

O tratamento LAP apresentou sua maior concentração já no 2º dia de processo (2.477,17 mg/L), seguida por redução gradual e contínua até o 14º dia, quando atingiu 55,57 mg/L, seu menor valor. A partir do 30º dia foi observado um aumento contínuo nos valores, atingindo 239,85 mg/L no 75º dia e finalizando o experimento com uma concentração de 145,52 mg/L. O tratamento LCP iniciou o processo com a menor concentração entre os tratamentos (66,12 mg/L), apresentando grande aumento ao 5º dia, atingindo a concentração de 1.509,52 mg/L. Em seguida houve nova redução nos valores até o 30º dia. Posteriormente, observou-se uma elevação até o 75º dia, reduzindo novamente ao 90º dia. O experimento foi encerrado com concentração final de 63,42 mg/L. Já o tratamento LACP, destacou-se pela alta concentração inicial em comparação aos demais tratamentos, iniciando o processo com 13.930,36 mg/L. Posteriormente, a concentração reduziu gradualmente até o 30º dia, quando atingiu seu menor valor (74,55 mg/L). Em seguida, ocorreu um aumento da concentração até o 75º dia, seguido de nova redução e finalizando com concentração de 84,74 mg/L.

Foi observado em todos os tratamentos, aumento na concentração de ácido acético a partir dos 45 dias de processo. Esse fenômeno também foi observado por Plachá et al. (2013), e segundo os autores, o aumento pode estar relacionado a velocidade de formação desse ácido, que supera a sua degradação e utilização. Os autores também sugerem que o aumento na concentração pode estar relacionado as formas de produção desse ácido. Os ácidos propiônicos e butírico são oxidados a ácido acético, levando ao aumentando na sua concentração. Além disso, a conversão do ácido isovalérico em propiônico, também leva a posterior formação de ácido acético.

Liu et al. (2020) apontam que em concentrações de ácido acético maiores que 300 mg/kg, em especial quando combinado com outros ácidos, possui efeito fitotóxico sobre plantas, capaz de inviabilizar sementes. Embora tenham sido registrados valores acima deste limite no início da compostagem, ao final do processo os tratamentos avaliados apresentaram concentrações inferiores a este limite. Já Chen et al. (2024) ao estudarem as comunidades microbianas presentes na rizosfera, observaram que a comunidade bacteriana apresentou maior sensibilidade quando comparada com a comunidade fúngica, reduzindo significativamente a diversidade de espécies sob tratamento com ácido acético, e no solo, a aplicação de ácido acético alterou significativamente suas características, elevando em 21% a condutividade elétrica e reduzindo o teor de matéria orgânica em 14,7%.

Assim como o ácido acético, o ácido propiônico é formado a partir de compostos facilmente degradados (Plachá et al., 2013). O tratamento utilizando apenas lodo de abatedouro de aves e poda (LAP) apresentou a maior concentração inicial desse ácido (958,28 mg/L), seguida por leve redução no 5º dia e em seguida uma redução brusca até o 14º dia, atingindo valor de 6,27 mg/L. A partir do 30º dia, a concentração desse ácido esteve abaixo do limite de detecção do equipamento, reaparecendo apenas no 90º dia, com concentração de 60,04 mg/L. No tratamento com lodo de cervejaria e poda (LCP), verifica-se que este ácido iniciou o processo com baixa concentração (27,66 mg/L) mas apresentou um aumento, atingindo 369,09 mg/L ao 5º dia. Após a elevação, o ácido propiônico tornou-se indetectável, reaparecendo apenas no 90º dia com concentração de 71,95 mg/L. O tratamento misturando ambos os lodos e a poda (LACP), apresentou a maior concentração inicial entre os tratamentos, com valor de 2.040,28 mg/L. Este tratamento seguiu um padrão semelhante ao LAP, com rápida diminuição até o 14º dia, quando atingiu seu menor valor (7,04 mg/L), seguida por um período sem detecção até o 90º dia, quando foi registrada concentração de 58,91 mg/L. A diminuição do ácido propiônico coincide com o aumento do ácido acético, o que segundo Plachá et al. (2013) pode estar relacionado com transformação do ácido propiônico em acético.

Para o ácido butírico, o tratamento LAP apresentou no 2º dia concentração inicial de 1.481,06 mg/L, seguida por queda no teor do ácido até o 14º dia, quando apresentou concentração de 2,39 mg/L. A partir do 30º dia, não houve detecção do ácido para esse tratamento. tratamento LCP iniciou com a menor concentração entre os tratamentos (10,48 mg/L), seguido por elevação momentânea no 5º dia. No 8º dia, o ácido butírico já não foi mais detectado, permanecendo ausente pelo restante do processo. Pode-se observar que o tratamento LACP exibiu a maior concentração inicial do ácido (2.061,28 mg/L) entre os tratamentos. Seguindo um padrão semelhante ao LAP, houve redução contínua até o 8º dia, quando atingiu o valor de 3,57 mg/L. Em seguida, o ácido tornou-se indetectável até o término do experimento.

Segundo Tazawa et al. (2021), os ácidos propiônico e butírico, isoladamente apresentam efeito moderado na inibição germinativa, mas apresentam efeitos relevantes quando combinados com ácidos carboxílicos aromáticos com o 3-fenilpropanoico (3PPA) e o 4-fenilbutanoico (4PBA). Esses ácidos combinados demonstraram elevada capacidade de suprimir a germinação de ervas daninhas comuns em sistemas de cultivo de arroz. Cheung, Huang e Yu (2010) avaliando o comportamento de colônias de microrganismos, em seu tratamento utilizando ácido butírico, observaram o aumento momentâneo na população

microbiana em 0,5 h após a aplicação do ácido, mas posteriormente, houve redução da razão média das populações microbianas, enquanto o ácido propiônico utilizado até a concentração de 0,5 mmol/g apresentou-se menos tóxico que outros ácidos, aumentando momentaneamente a população microbiana.

Em relação ao ácido isovalérico, todos os tratamentos apresentaram padrão semelhante de degradação ao longo do experimento. No tratamento LAP, a concentração inicial era de 2.096,63 mg/L e sofreu acentuada diminuição até o 14º dia, quando atingiu 2,43 mg/L, não sendo detectado posteriormente. O tratamento LCP apresentou a menor concentração inicial (11,48 mg/L), reduzindo para 2,75 mg/L no 8º dia e não sendo mais detectado. Já o tratamento LACP iniciou o processo com concentração de 1835,35 mg/L, e apresentou queda até o 14º dia, atingindo 6,63 mg/L, e assim como no tratamento LAP, não foi mais detectado a partir dessa data. Segundo Qamaruz-Zaman e Milke (2012) o ácido isovalérico pode ser utilizado como indicador de odor em resíduos alimentares. Em seu trabalho, os autores observaram que quando a presença de odor era mínima ou inexistente, a concentração desse ácido no lixiviado encontrava-se abaixo de 530 mg/L. Por outro lado, no dia que sua maior concentração foi registrada (1240 mg/L), foi constatado odor intenso.

4.6 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA

Durante o processo de compostagem, diferentes grupos de microrganismos atuam na degradação da matéria orgânica, predominando conforme a temperatura e as características do substrato.

Para as bactérias, foram isoladas 9 colônias na fase inicial, 8 colônias na fase termofílica e 11 colônias na fase final do processo. As culturas bacterianas em diluições de 10⁻¹, 10⁻³ e 10⁻⁵ são apresentados na Figura 12. Nessas culturas foram inicialmente realizadas a observação das diferenças macromorfológicas entre as colônias bacterianas.

FIGURA 12 – EXEMPLOS DE CULTURAS COM DILUIÇÕES DE 10^{-1} , 10^{-3} E 10^{-5} , RESPECTIVAMENTE



FONTE: O autor (2025).

Após a observação das culturas em diferentes diluições seriadas, as colônias bacterianas foram selecionadas com base em suas características distintas, como formato, cor, elevação e bordas. As colônias selecionadas foram transferidas para novas placas contendo meio de cultura, visando obtenção de colônias isoladas, permitindo sua posterior caracterização (Figura 13).

FIGURA 13- EXEMPLOS DE COLÔNIAS BACTERIANAS ISOLADAS POR REPICAGEM DURANTE PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025



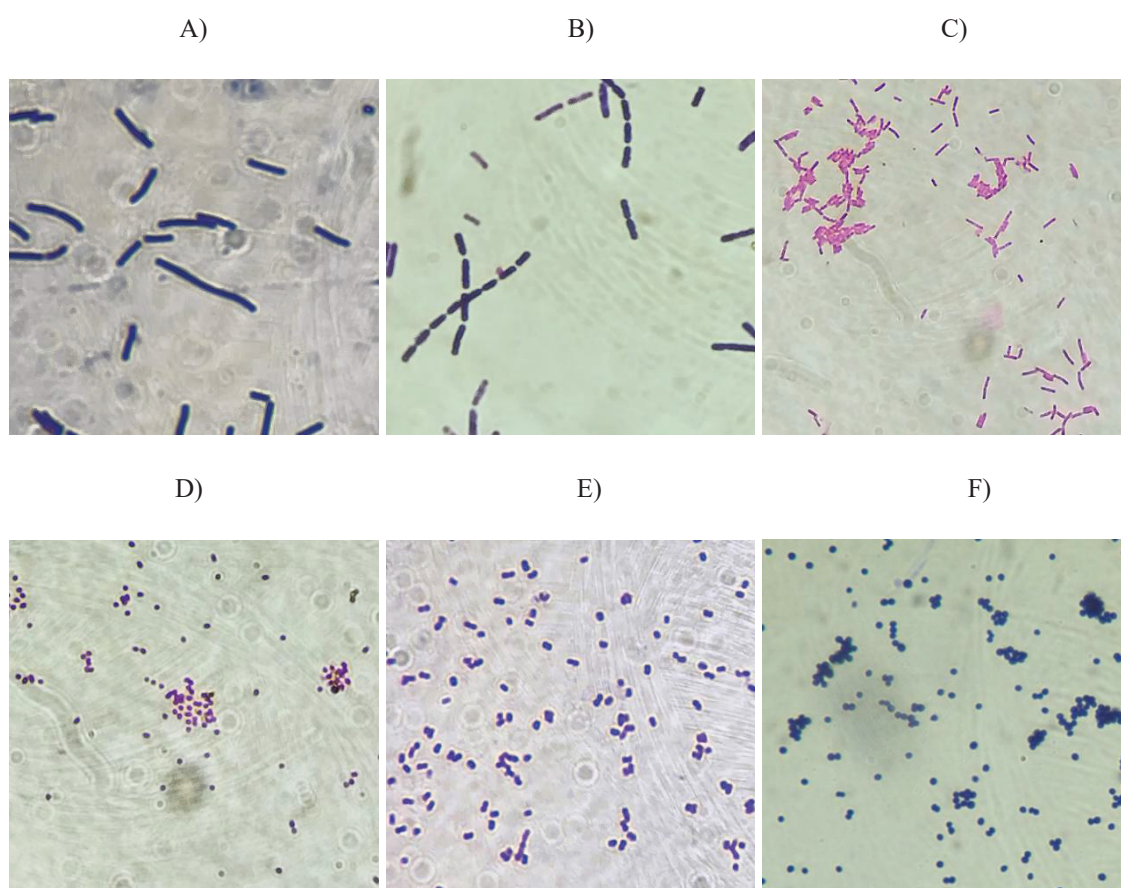
FONTE: O autor (2025).

Após o isolamento das colônias, as bactérias foram submetidas a coloração de Gram, e analisadas em microscopia óptica. Com base nas características micromorfológicas e na coloração de Gram, as bactérias foram classificadas em grupos distintos.

Foram observadas seis micromorfológicas distintas entre as 28 bactérias isoladas: bacilos (42,86%), diplobacilos (28,57%), cocos (14,29%), estreptobacilos (7,14%), estafilococos (3,57%) e diplococos (3,57%). Dentre elas, apenas um isolado, classificado como diplobacilo, apresentou coloração Gram-negativa, enquanto os demais foram Gram-positivos. A diferenciação entre bactérias Gram-positivas e Gram-negativas ocorre devido às diferenças na

composição da parede celular de cada grupo. As bactérias Gram-negativas possuem uma membrana externa rica em lipídios e apresentam cerca de 10% de peptidoglicano no peso seco da parede celular, o que impede a retenção do corante cristal violeta durante a coloração de Gram. Já as bactérias Gram-positivas apresentam uma parede celular espessa, com alta concentração de peptidoglicano (50–90% do peso seco), o que permite a retenção do corante. Em síntese, as bactérias Gram-positivas adquirem coloração arroxeada/azulada, enquanto as Gram-negativas se tornam avermelhadas/rosadas (Rodrigues, 2013). Na Figura 14 pode-se observar as diferentes formas morfológicas das bactérias, e a coloração de Gram. Foram selecionadas colônias bacterianas distintas para o sequenciamento molecular, porém os resultados ainda não estão disponíveis.

FIGURA 14 – DIFERENTES FORMAS MICROMORFOLÓGICAS E COLORAÇÃO DE GRAM DE BACTÉRIAS ENCONTRADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025



FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: A – bacilo Gram-positivo; B – estreptobacilo Gram-positivo; C - bacilo Gram-negativo; D – cocos Gram-positivo; E – diplococos Gram-positivo; e F – estafilococos Gram-positivo.

Para a os fungos, também foi realizada a observação das diferentes colônias presentes nas placas com diluições seriadas (Figura 15), sendo estas, selecionadas de acordo com suas características morfológicas como cor, textura e forma de crescimento.

FIGURA 15 – EXEMPLOS DE PLACAS COM DILUIÇÕES DE 10^{-1} , 10^{-3} E 10^{-5} , RESPECTIVAMENTE



FONTE: O autor (2025).

As colônias selecionadas foram inoculadas em novas placas contendo meio de cultura, a fim de obter colônias isoladas, para posterior caracterização. Na Figura 16, podem ser observadas colônias com diferentes características morfológicas, variando em cor, textura e formato.

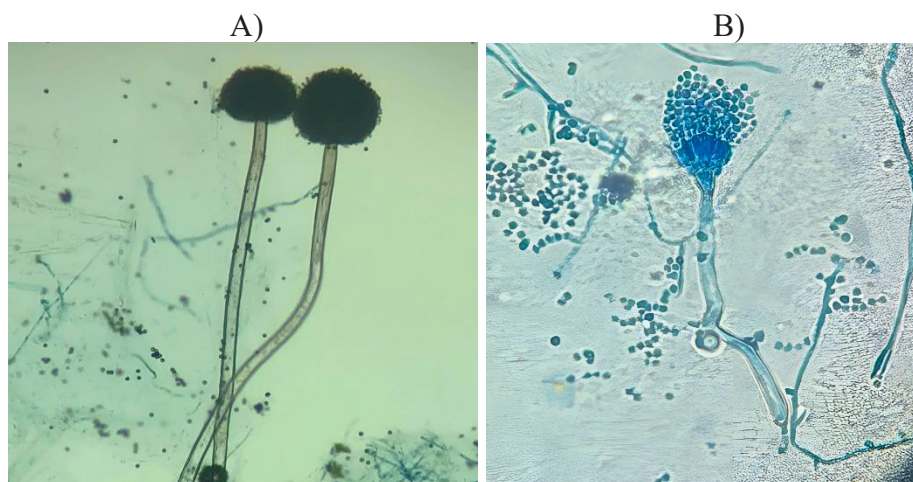
FIGURA 16 – EXEMPLOS DE COLÔNIAS FÚNGICAS ISOLADAS POR REPICAGEM DURANTE PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025



FONTE: O autor (2025).

A diversidade de fungos foi menor quando comparado com o de bactérias. Foram isolados cinco fungos na fase inicial, um na fase termofílica e onze na fase final do processo. A análise microscópica permitiu observar estruturas importantes para a determinação dos gêneros fúngicos. Até a finalização deste trabalho, foram encontrados apenas 2 gêneros, *Aspergillus* e *Penicillium* (Figura 17), outros nove isolados foram escolhidos para sequenciamento molecular por não apresentarem estruturas reprodutivas.

FIGURA 17 – FUNGOS DOS GÊNEROS *ASPERGILLUS* (A) E *PENICILLIUM* (B) EM MICROSCOPIA ÓPTICA ISOLADOS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM COM LODO AGROINDUSTRIAL EM PALOTINA (PR), 2024-2025



FONTE: O autor (2025).

Os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* são comumente dominantes durante o processo de compostagem e no solo (Mironov; Vanteeva; Merkel, 2021). Em compostagem com resíduos alimentares e palha de trigo, os autores Mironov, Vanteeva e Merkel (2021) observaram que *Aspergillus* e *Penicillium* foram responsáveis por até 41 e 26% dos isolados fúngicos, respectivamente. De forma semelhante, Hernández-Lara (2022) relatou que *Aspergillus* e *Penicillium* foram os gêneros mais encontrados ao utilizar resíduos agroindustriais como palha de vinha, resíduos de tomate e alho-poró.

Os fungos do gênero *Aspergillus* podem sobreviver a diversas condições ambientais e possuem uma variedade de enzimas, como amilase, protease e celulase, que auxiliam na degradação de uma grande variedade de compostos orgânicos, inclusive lignina e celulose, desempenhando papel importante na compostagem (Hang et al., 2020; Lu et al., 2022). Em trabalho com esterco suíno e palha de arroz, Wang et al. (2020) observaram que *Aspergillus* esteve presente durante todo o processo de compostagem, chegando a representar 10,65% do total da comunidade fúngica. O gênero *Penicillium* também tem sido relatado como participante na degradação de uma ampla variedade de compostos orgânicos durante a compostagem (Hang et al., 2017). Yu et al. (2021) encontraram fungos desse gênero principalmente na fase de resfriamento, o que pode contribuir para a obtenção de um composto final saudável e maduro. Tortosa et al. (2020) também observaram predominância de *Penicillium* na fase de maturação, representando 80% das sequências identificadas. Assim, a presença desses gêneros ao longo do processo de compostagem reforça sua importância para a dinâmica e eficiência do processo de decomposição e estabilização do material.

O isolamento e a caracterização morfológica dos microrganismos permitiram observar a diversidade de bactérias e fungos presentes no processo de compostagem utilizando resíduos de lodo de abatedouro, lodo de cervejaria e poda de árvores. A análise ao microscópio possibilitou a diferenciação macro e micromorfológica das bactérias e, em alguns casos, também dos fungos. Foram selecionados isolados representantes, tanto de bactérias quanto de fungos, para o sequenciamento molecular, cujos resultados ainda não estavam disponíveis até o momento.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo demonstrou que a compostagem é uma técnica viável para o tratamento de resíduos agroindustriais, promovendo a reciclagem de nutrientes e a redução do volume e massa de material. Os tratamentos utilizando apenas lodo de abatedouro de aves e poda (LAP) e o tratamento combinando os lodos de abatedouro de aves e de cervejaria juntamente com a poda (LACP) foram os mais eficientes em relação a temperaturas termofílicas, enquanto o tratamento que utilizou apenas lodo de cervejaria e poda (LCP) não atingiu essa fase, o que pode estar relacionado à sua alta umidade inicial.

Os resultados também apontam a importância da relação C/N inicial correta, a qual facilita e melhora o processo de compostagem. Desta forma, apenas o tratamento LACP, que apresentou uma relação C/N inicial ideal, reduziu esse valor consideravelmente, atingindo 18:1 ao final do experimento.

A estabilização do pH próximo a neutralidade, a redução da condutividade elétrica e a diminuição da concentração de ácidos orgânicos durante o processo, são parâmetros importantes para a maturidade e estabilidade do composto, sendo relevantes para a avaliação da qualidade do composto final.

A diversidade de microrganismos, especialmente bactérias e fungos, é fundamental para a degradação eficaz da matéria orgânica, contribuindo para as alterações no substrato observadas ao longo do processo. A caracterização das colônias e as análises ao microscópio mostraram uma boa diversidade microbiana, especialmente entre as bactérias, totalizando 39 microrganismos isolados: 28 bactérias e 11 fungos. Quando os resultados do sequenciamento molecular estiverem disponíveis, esses dados poderão ajudar a entender melhor quais microrganismos estão atuando e como isso influencia na eficiência da compostagem.

Os dados obtidos contribuem para a compreensão dos fatores que influenciam a eficiência do processo de compostagem de resíduos agroindustriais, tanto sob o ponto de vista físico-químico quanto microbiológico. O monitoramento desses parâmetros é essencial para garantir a qualidade do composto final, servindo de base para o aprimoramento do processo em escala maior, de forma eficiente, segura e sustentável.

REFERÊNCIAS

AKRATOS, C. S. *et al.* Chapter 8 - Cocomposting of olive mill waste for the production of soil amendments. In: GALANAKIS, Charis M. (ed.). **Olive Mill Waste: recent advances for sustainable management**. [S.l.]: Academic Press, 2017. p. 161-182.

ALAYU, E.; LETA, S. Brewery sludge quality, agronomic importance and its short-term residual effect on soil properties. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.l.], v. 17, n. 4, p. 2337-2348, 23 jan. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-020-02630-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-020-02630-2>. Acesso em: 20 jun. 2025.

AMENORFENYO, D. K. *et al.* Microalgae Brewery Wastewater Treatment: potentials, benefits and the challenges. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.l.], v. 16, n. 11, p. 1910, 30 maio 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph16111910>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31151156/>. Acesso em: 05 jun. 2025.

ARANTES, M. K. *et al.* Treatment of brewery wastewater and its use for biological production of methane and hydrogen. **International Journal Of Hydrogen Energy**, [S.l.], v. 42, n. 42, p. 26243-26256, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.08.206>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319917335516>. Acesso em: 08 maio 2025.

ARAUJO, T. M. S. *et al.* Digestão anaeróbia de efluente bruto e lodo flotado de abatedouro de aves: avaliação da relação a/m e da influência do teor de lodo flotado na produção de biogás. In: Congresso Internacional de Ciências Biológicas e Agrárias, 1., 2025, S.L. **Anais [...]**. [S.L.]: Editora Impacto, 2025a. Disponível em: <https://periodicos.newsciencepubl.com/ans/article/view/4137>. Acesso em: 04 jul. 2025.

ARAUJO, T. M. S. *et al.* Desempenho do Reator AnSBBR na codigestão de lodo de flotador e efluente bruto provenientes do abate de aves: remoção de matéria orgânica e geração de biogás. **Caderno Pedagógico**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 1-15, 14 abr. 2025b. Brazilian Journals. <http://dx.doi.org/10.54033/cadpedv22n6-127>. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/view/15534>. Acesso em: 08 jun. 2025.

ARRIGONI, J. P. *et al.* Inside the small-scale composting of kitchen and garden wastes: thermal performance and stratification effect in vertical compost bins. **Waste Management**, [S.l.], v. 76, p. 284-293, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X18301521?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2025.

ASHRAF, R.; SHAHID, F.; ALI, T. Association of fungi, bacteria and actinomycetes with different composts. **Pakistan Journal Of Botany**, [S.l.], v. 39, n. 6, p. 2141-2151, dez. 2007. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/233962514_Association_of_fungi_bacteria_and_actinomycetes_with_different_composts. Acesso em: 17 fev. 2025.

ASSES, N. *et al.* Large scale composting of poultry slaughterhouse processing waste: microbial removal and agricultural biofertilizer application. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.l.], v. 124, p. 128-136, abr. 2019. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.004>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095758201831019X>. Acesso em: 09 fev. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório Anual 2025**. São Paulo: Sn, 2025. 127 p. Disponível em: <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2025/04/ABPA.-Relatorio-Anual-2025.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2025.

AWASTHI, M. K. *et al.* Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 245, p. 665-672, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.014>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417315559>. Acesso em: 02 maio 2025.

AZIM, K. *et al.* Composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agriculture**, [S.l.], v. 8, n. 2, p. 141-158, 20 abr. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13165-017-0180-z>. Acesso em: 02 maio 2025.

BAPTISTA, R. de O. **Potencial da madeira de Pinus maximinoi aos sete anos para a produção de polpa celulósica kraft**. 2019. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Recursos Florestais, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/111150/tde-24072019-120543/publico/Renato_de_Oliveira_Baptista_versao_revisada.pdf#:~:text=Geralmente%20as%20folhasas%20possuem%20maior%20porcentagem%20de,uma%20polpa%20com%20o%20mesmo%20grau%20de. Acesso em: 10 ago. 2025.

BARTHOD, J.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.F. Composting with additives to improve organic amendments. A review. **Agronomy For Sustainable Development**, [S.l.], v. 38, n. 2, p. 1-23, 7 mar. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-018-0491-9>. Acesso em: 24 mar. 2025.

BERNAL, M.P.; ALBURQUERQUE, J.A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 100, n. 22, p. 5444-5453, nov. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408009917>. Acesso em: 17 maio 2025.

BISPO, L. F. P. *et al.* Valorizing urban forestry waste through the manufacture of toys. **Waste Management**, [S.l.], v. 126, p. 351-359, maio 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X21001707>. Acesso em: 03 dez. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 481, de 3 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir a gestão ambientalmente adequada de resíduos sólidos, incluindo o recolhimento, a reutilização, a reciclagem e o tratamento. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 out. 2017, p. 67–68. Disponível em: <https://agencia.baciaspej.org.br/docs/resolucoes/resolucao-conama-481-17.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa Nº 17, de 21 de maio de 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa, **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 maio 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos**: manual de orientação. Brasília: [S.N.], 2017. 168 p. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/protegeer/biblioteca/CompostagemDomsticaComunitriaeInstitucionaldeResduosOrgnicosMMA.pdf>. Acesso em: 28 maio 2025.

BREMNER, J.M. AND MULVANEY, C.S. (1982) Nitrogen-Total. In: Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. Eds., **American Society of Agronomy**, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 595-624.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CANCELADO, S. V. **Avaliação da qualidade microbiológica de um composto produzido a partir de resíduos animais e vegetais**. 2014. 67 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2014. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/8a08ad3c-5fe0-4a91-a3e1-e84600444c1b/content>. Acesso em: 7 mar. 2025.

CARDOSO, F. de C. I.; CARDOSO, J. C. O problema do lixo e algumas perspectivas para redução de impactos. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 4, p. 25–29, dez. 2016.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (ESALQ/USP); CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL (CNA). **PIB do agronegócio registra crescimento de 6,49% no primeiro trimestre de 2025**. 2025. [S.l.: S.n.]. Disponível em: <https://www.cnabrazil.org.br/publicacoes/pib-do-agronegocio-registra-crescimento-de-6-49-no-primeiro-trimestre-de-2025> Acesso em: 13 ago. 2025.

CHEN, W. *et al.* Effects of volatile fatty acids on soil properties, microbial communities, and volatile metabolites in wheat rhizosphere of loess. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v.

476, p. 143798, out. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143798>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652624032475>. Acesso em: 24 mar. 2025.

CHEUNG, H.N.B.; HUANG, G.H.; YU, H. Microbial-growth inhibition during composting of food waste: effects of organic acids. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 101, n. 15, p. 5925-5934, ago. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.062>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410003731>. Acesso em: 08 mar. 2025.

CHOI, K. Optimal operating parameters in the composting of swine manure with wastepaper. **Journal Of Environmental Science And Health, Part B**, [S.L.], v. 34, n. 6, p. 975-987, nov. 1999. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/03601239909373240>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10565422/>. Acesso em: 05 jun. 2025.

COTTA, J. A. de O. *et al.* Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 65-78, mar. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020000111864>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/fpHLHL3mstPscjq5NHwJnYx/?lang=pt>. Acesso em: 17 out. 2024.

CUNHA-QUEDA, A. C. F. et al. Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. In: Congresso Ibérico sobre gestão e planeamento da água, 3., 2003, Évora. **Anais [...]** Évora: Universidade de Lisboa, 2003. Disponível em: <https://repositorio.ulisboa.pt/bitstream/10400.5/2281/1/REP-ANAI-193.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2025.

DAMACENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica**. 2018. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/3726>. Acesso em: 08 maio 2024.

DEMEKE, M.; GABBIYE, N. Organic biofertilizer from brewery wastewater sludges via aerobic composting process. In: HAILU, Guesh; REDA, Wondimagegnehu (Org.). **Advances of Science and Technology**. ICAST 2019. Cham: Springer, 2020. v. 308, p. 3–15. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-43690-2_1. Acesso em: 04 ago. 2025.

DIAS, B. O. *et al.* Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 101, n. 4, p. 1-10, fev. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409012243>. Acesso em: 24 jan. 2025.

DU, S. *et al.* Investigating inhibiting factors affecting seed germination index in kitchen waste compost products: soluble carbon, nitrogen, and salt insights. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 406, p. 130995, ago. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130995>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852424006990>. Acesso em: 20 mar. 2025.

DUME, B *et al.* Composting and vermicomposting of sewage sludge at various C/N ratios: technological feasibility and end-product quality. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.l.], v. 263, p. 1-11, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115255>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651323007595>. Acesso em: 02 jul. 2025.

EZEAH, C.; OSUAGWU, J. C.; ADESIYAN, I. M. Design principles of sustainable composting and recovery of value from compost. In: PANDEY, Ashok; AWASTH, Mukesh; ZHANG, Zengqiang (ed.). **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: advances in composting and vermicomposting technology**. [S.l.]: Elsevier, 2022. p. 143-168. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323918749000085>. Acesso em: 09 abr. 2025.

FAGNANI, K. C. **Valorização Energética de Lodos de Sistema de Tratamento de Efluentes da Indústria de Abate e Processamento de Carnes Via Codigestão Anaeróbia**. 2023. 163 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2023. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNIOESTE-1_07d214c8e6d77c89fd7449bdd03e0c4. Acesso em: 08 nov. 2024.

FAVOINO, E.; HOGG, D. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.l.], v. 26, n. 1, p. 61-69, fev. 2008. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x08088584>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18338702/>. Acesso em: 17 jan. 2025.

FAVRO, J.; ALVES, A. F. Agroindústria: delimitação conceitual para a economia brasileira. **Revista de Política Agrícola**, [S.l.], v. 3, n. 29, p. 19-39, set. 2020. Disponível em: <https://rpa.sede.embrapa.br/RPA/article/view/1534>. Acesso em: 05 maio 2025.

FERNANDES, F. *et al.* Automação para o controle da aeração em reator piloto para compostagem do lodo. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, [S.L.], v. 21, n. 4, p. 89, 15 dez. 2000. Universidade Estadual de Londrina. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0375.2000v21n4p89>. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/semexatas/article/view/3017>. Acesso em: 10 ago. 2025.

FILLAUDEAU, L.; BLANPAIN-AVET, P.; DAUFIN, G. Water, wastewater and waste management in brewing industries. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 14, n. 5, p. 463-471, jan. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.01.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652605000041>. Acesso em: 20 fev. 2025.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Farmer's compost handbook: experiences in Latin America**. Santiago: FAO, 2015. Disponível em:

<https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/0658b4e0-53e3-4ed7-89d0-ff351bec1dff/content>. Acesso em: 04 ago. 2025.

GLUSHAKOVA, A. M.; KACHALKIN, A. V. Yeast community succession in cow dung composting process. **Fungal Biology**, [S.l.], v. 127, n. 6, p. 1075-1083, jun. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.funbio.2023.06.001>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37344009/>. Acesso em: 05 maio 2024.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Commun. Soil Sci. Plant. Anal.**, 18:1111-1116, 1987.

GUIDONI, L. L. C. *et al.* Full-Scale Composting of Different Mixtures with Meal from Dead Pigs: process monitoring, compost quality and toxicity. **Waste And Biomass Valorization**, [S.l.], v. 12, n. 11, p. 5923-5935, 21 mar. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-021-01422-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12649-021-01422-0>. Acesso em: 14 mar. 2025.

GUO, Z. *et al.* The mineralization characteristics of organic carbon and particle composition analysis in reconstructed soil with different proportions of soft rock and sand. **PeerJ**, [S.L.], v. 7, p. 2-21, 16 set. 2019. PeerJ. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.7707>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/17/10592>. Acesso em: 12 ago 2025.

HANG, P. T. T. *et al.* Isolation and identification of fungi associated with composting process of municipal biosolid waste. **Journal Of Biotechnology**, [S.l.], p. 763-770, dez. 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Tran-Anh-122/publication/329658715_ISOLATION_AND_IDENTIFICATION_OF_FUNGI_ASSOCIATED_WITH_COMPOSTING_PROCESS_OF_MUNICIPAL_BIOSOLID_WASTE/links/639c35f7e42faa7e75ca6900/ISOLATION-AND-IDENTIFICATION-OF-FUNGI-ASSOCIATED-WITH-COMPOSTING-PROCESS-OF-MUNICIPAL-BIOSOLID-WASTE.pdf. Acesso em: 10 ago. 2025.

HANG, P. T. T. *et al.* Diversity of micro-fungi associated with aerobic composting process of organic wastes. **Vietnam Journal Of Biotechnology**, [S.l.], v. 18, n. 2, p. 385-392, 3 nov. 2020. Publishing House for Science and Technology, Vietnam Academy of Science and Technology (Publications). <http://dx.doi.org/10.15625/1811-4989/18/2/15641>. Disponível em: <https://vjs.ac.vn/index.php/vjbt/article/view/15641>. Acesso em: 10 ago. 2025.

HEMIDAT, S. *et al.* Monitoring of Composting Process Parameters: a case study in Jordan. **Waste And Biomass Valorization**, [S.l.], v. 9, n. 12, p. 2257-2274, 10 jan. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-018-0197-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12649-018-0197-x>. Acesso em: 02 jul. 2025.

HERNÁNDEZ-LARA, A. *et al.* Bacterial and fungal community dynamics during different stages of agro-industrial waste composting and its relationship with compost suppressiveness. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 805, p. 1-11, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150330>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721054073?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2025.

HOANG, H. G. *et al.* The nitrogen cycle and mitigation strategies for nitrogen loss during organic waste composting: a review. **Chemosphere**, [S.l.], v. 300, p. 134514, ago. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134514>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522010074?via%3Dihub>. Acesso em: 10 nov. 2024.

HUANG, G.F. *et al.* Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, [S.l.], v. 24, n. 8, p. 805-813, jan. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X04000753>. Acesso em: 17 dez. 2024.

INÁCIO, C. DE T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2009.

INSAM, H.; BERTOLDI, M. de. Microbiology of the composting process. In: DIAZ, L.F. *et al* (ed.). **Compost Science and Technology**. [S.l.]: Elsevier, 2007. p. 25-48. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1478748207800066>. Acesso em: 10 nov. 2024.

INSAM, H.; KLAMMSTEINER, T.; GÓMEZ-BRANDÓN, M. Biology of compost. **Encyclopedia Of Soils In The Environment**, [S.l.], p. 522-532, 2023. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-822974-3.00178-6>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/369927775_Biology_of_Compost. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. **Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas – 2012**. Brasília: IPEA, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/server/api/core/bitstreams/9dcf2c51-8f78-4d61-8f2e-1fb66a89ca28/content>. Acesso em: 04 ago. 2025.

Ji, Z. *et al.* Evaluation of composting parameters, technologies and maturity indexes for aerobic manure composting: a meta-analysis. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 886, p. 1-14, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163929>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723025500>. Acesso em: 09 out. 2024.

JURADO, M. *et al.* Exploiting composting biodiversity: study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 162, p. 283-293, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.145>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414004507>. Acesso em: 02 mar. 2025.

KONG, Y. *et al.* Applicability and limitation of compost maturity evaluation indicators: a review. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 489, p. 151386, jun. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2024.151386>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894724028730>. Acesso em: 08 mar. 2025.

- LI, M.-X. *et al.* Influence of moisture content on chicken manure stabilization during microbial agent-enhanced composting. **Chemosphere**, v. 264, p. 1-10, fev. 2021. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128549. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520327442?via%3Dihub>. Acesso em: 19 maio 2025.
- LIU, T. *et al.* Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 245, p.1-10, fev. 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118894. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619337643>. Acesso em: 16 ago. 2024.
- LÓPEZ, M. J. *et al.* Characterization of thermophilic lignocellulolytic microorganisms in composting. **Frontiers in Microbiology**, [S.l.], v. 12, p.1-14, ago. 2021. Frontiers Media AS. DOI: 10.3389/fmicb.2021.697480. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2021.697480/full>. Acesso em: 12 mar. 2025
- LU, J. *et al.* Current advances in organic acid production from organic wastes by using microbial co-cultivation systems. **Biofuels, Bioproducts And Biorefining**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 481-492, 18 dez. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.2075>.
- LU, M. *et al.* Long-term performance of a 20-L continuous flow microbial fuel cell for treatment of brewery wastewater. **Journal of Power Sources**, [S.l.], v. 356, p. 274-287, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.132>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378775317304815>. Acesso em: 15 mar. 2025.
- LU, X. *et al.* Optimization of vegetable waste composting and the exploration of microbial mechanisms related to fungal communities during composting. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 319, p. 1-11, out. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115694>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722012671?via%3Dihub>. Acesso em: 20 ago. 2025.
- MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. **Bioengineering**, [S.l.], v. 7, n. 2, p. 43, maio 2020. MDPI. DOI: <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2306-5354/7/2/43>. Acesso em: 15 mar. 2025.
- MALAVOLTA, E. e VITTI, G. C. e OLIVEIRA, S. A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS. 1997, 319p. Acesso em: 15 mar. 2025.
- MANGA, M. *et al.* Recycling of faecal sludge: nitrogen, carbon and organic matter transformation during co-composting of faecal sludge with different bulking agents. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S.l.], v. 19, n. 17, p. 10592, 25 ago. 2022. MDPI. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph191710592>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/17/10592>. Acesso em: 01 ago. 2024.

MANOGARAN, M. D. *et al.* A review on treatment processes of chicken manure. **Cleaner and Circular Bioeconomy**, [S.l.], v. 2, n. 6, p. 1-11, jun. 2022. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772801322000112>. Acesso em: 10 ago. 2024.

MARTINS, G. A. *et al.* Toxicity and physicochemical parameters of composts including distinct residues from agribusiness and slaughterhouse sludge. **Waste Management**, [S.l.], v. 138, p. 75–82, fev. 2022. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X21006206>. Acesso em: 12 set. 2024.

MIRONOV, V.; VANTEEVA, A.; MERKEL, A. Microbiological Activity during Co-Composting of Food and Agricultural Waste for Soil Amendment. **Agronomy**, [S.l.], v. 11, n. 5, p. 1-29, 8 maio 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy11050928>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/11/5/928>. Acesso em: 10 ago. 2025.

MISHRA, S. K.; YADAV, K. Assessment of the effect of particle size and selected physico-chemical and biological parameters on the efficiency and quality of composting of garden waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. 1-17, out. 2022. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107925>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343722007989>. Acesso em: 20 set. 2024.

MORITA, N.; TOMA, Y.; UENO, H. Acceleration of composting by addition of clinker to tea leaf compost. **Waste**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 72–84, fev. 2024. MDPI. DOI: <https://doi.org/10.3390/waste2010004>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2813-0391/2/1/4>. Acesso em: 20 set. 2024.

NEMET, F.; PERIĆ, K.; LONČARIĆ, Z. Microbiological activities in the composting process: A review. **Columella: Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, [S.l.], v. 8, n. 2, p. 41–53, nov. 2021. DOI: <https://doi.org/10.18380/SZIE.COLUM.2021.8.2.41>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/357006408_Microbiological_activities_in_the_composting_process_A_review. Acesso em: 20 set. 2024.

NOVAES, E. *et al.* Lignin and biomass: A negative correlation for wood formation and lignin content in trees. **Plant Physiology**, v. 154, p. 555-561, 2010. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC2949025/>. Acesso em: 12 ago 2025.

OLIVEIRA, C. T. F. A. de *et al.* Incorporação de cinza de lodo de estação de tratamento de esgoto de abatedouro de aves em cimento. **Revista Valore**, [S.l.], v. 4, p. 210-226, 30 nov. 2019. Instituto de Cultura Técnica Sociedade Civil Ltda. <http://dx.doi.org/10.22408/rev402019325210-226>. Disponível em: <https://revistavalore.emnuvens.com.br/valore/article/view/325>. Acesso em: 05 maio 2025.

OSHINS, C. *et al* The composting process. In: RYNK, Robert (org.). **The Composting Handbook: a how-to and why manual for farm, municipal, institutional and commercial composters**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2021. p. 51–101. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85602-7.00008-X>.

PACHECO, V. de S. **Isolamento e seleção de fungos filamentosos produtores de celulasas a partir de resíduos agroindustriais**. 2016. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Ciências de Alimentos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/52065/1/DESSERTA%C3%87%C3%83O%20VER%C3%94NICA%20DE%20SOUZA%20MIRANDA%20PACHECO%20%202016.pdf>. Acesso em: 10 maio 2025.

PAREDES-MENDOZA, M.; ESPINOSA-VICTORIA, D. Ácidos orgánicos producidos por rizobacterias que solubilizan fosfato: una revisión crítica. **Terra Latinoamericana**, Montecillo, v. 28, n. 1, p. 61-70, mar. 2010.

PAVINI, W. D. *et al.* Application of 1-octanol in the extraction and GC-FID analysis of volatile organic compounds produced in biogas and biohydrogen processes. **Journal of Chromatography B**, [S.l.], v. 123, p. 124376, jan. 2024. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jchromb.2024.124376>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1570023224003854>. Acesso em: 05 set. 2024.

PENG, T. *et al.* Preparation of high-temperature and low-temperature-resistant solid microbial agent for cattle manure fermentation and effect on composting. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 31, p. 29017–29032, abr. 2024. Springer. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32830-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-024-32830-z>. Acesso em: 05 set. 2024.

PERGOLA, M. *et al.* Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, [S.l.], v. 123, p. 744–750, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139316306928>. Acesso em: 10 set. 2024.

PETRICOSKI, S. M. **Briquetes produzidos com mistura de podas urbanas, glicerina e resíduos de processamento de mandioca**. 2017. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/2969>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PLACHÁ, D. *et al.* Volatile fatty acids evolution in biomass mixtures prepared in open and closed bioreactors. **Waste Management**, [S.l.], v. 33, n. 5, p. 1104–1112, fev. 2013. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13000512>. Acesso em: 12 dez. 2024.

POLPRASERT, C.; KOOTTATEP, T. (orgs.). Composting. In: **Organic Waste Recycling: Technology, Management and Sustainability**. 4. ed. [S.l.]: International Water Association, 2017. Cap. 3, p. 105–156. Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/311/chapter/660092/Composting>. Acesso em: 5 ago. 2025. Acesso em: 27 mar. 2025.

QAMARUZ-ZAMAN, N.; MILKE, M. W. VFA and ammonia from residential food waste as indicators of odor potential. **Waste Management**, [S.l.], v. 32, n. 12, p. 2426–2430, dez.

2012. Elsevier Ltd. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X12002954>. Acesso em: 05 dez. 2024.

REN, X. *et al.* New insight of tertiary-amine modified bentonite amendment on the nitrogen transformation and volatile fatty acids during the chicken manure composting. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 266, p. 524–531, out. 2018. Elsevier Ltd. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852418309015>. Acesso em: 05 dez. 2024.

RODELLA, A.A. & ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Sci. Agric.**, 51:556-562, 1994.

RODRIGUES, J. P. A. **Estudo comparativo entre antibióticos de origem natural e semissintética da família das penicilinas em bactérias Gram positivo**. 2022. Dissertação (Mestrado em Farmácia e Química de Produtos Naturais) – Instituto Politécnico de Bragança e Universidade de Salamanca, Bragança, 2022. Disponível em: <https://bibliotecadigital.ipb.pt/entities/publication/4f81625f-4e81-4cc7-8ef2-e6a12922c637>. Acesso em: 27 set. 2024.

SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, [S.l.], v. 69, p. 136–153, nov. 2017. Elsevier Ltd. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17305846>. Acesso em: 15 dez. 2024

SAYARA, T. *et al.* Recycling of organic wastes through composting: process performance and compost application in agriculture. **Agronomy**, [S.l.], v. 10, n. 11, artigo n.º 1838, nov. 2020. MDPI. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10111838>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/10/11/1838>. Acesso em: 15 dez. 2024.

SAYPARIYA, D. C. *et al.* Composting of organic fraction of municipal solid waste in a three-stage biodegradable composter. **Heliyon**, [S.l.], v. 10, n. 17, p. 1-18, set. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37444>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844024134755>. Acesso em: 05 jan. 2025.

SCHALCH, V.; MASSUKADO, L.; BIANCO, C. I. Compostagem. In: **Recurso Solo: Propriedades e Usos**. 1. ed. São Paulo: Editora Cubo, dez. 2015. Cap. 19.

SILES-CASTELLANO, A. B. *et al.* Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 252, p. 119820, 2020. Elsevier. DOI: [10.1016/j.jclepro.2019.119820](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619346906>. Acesso em: 10 nov. 2024.

SILVA FILHO, J. de A. da; VAN HAANDEL, A. C. Estabilização de lodo de pós-tratamento aeróbio na unidade de pré-tratamento anaeróbio. **Revista DAE**, São Paulo, v. 61, n. 194, p.

86–103, jan./abr. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.006>. Disponível em: https://www.revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_194_n_1510.pdf. Acesso em: 15 nov. 2024.

SILVA, J. P. *et al.* Compaction as a sustainable alternative to dried sludge from poultry slaughterhouse wastewater for energy generation. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 51, n. 12, p. 1-9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20200320>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/GhY6HLkXvmrqXScb8SbpB7c/>. Acesso em: 20 nov. 2025.

SINGH, S.; NAIN, L. Microorganisms in the conversion of agricultural wastes to compost. **Proceedings of the Indian National Science Academy**, [S.l.], v. 80, n. 2, p. 473–481, 2014. DOI: 10.16943/ptinsa/2014/v80i2/4. Disponível em: <https://doi.org/10.16943/ptinsa/2014/v80i2/4>. Acesso em: 10 dez. 2024.

SONG, C. *et al.* Effect of inoculation with a microbial consortium that degrades organic acids on the composting efficiency of food waste. **Microbial Biotechnology**, [S.l.], v. 11, n. 6, p. 1124–1136, nov. 2018. DOI: 10.1111/1751-7915.13294. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13294>. Acesso em: 10 abr. 2025.

SOUZA, L. A. de; CARMO, D. de F. do; SILVA, F. C. da. Uso de microrganismos eficazes em compostagem de resíduos sólidos orgânicos de feira e restaurante. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 2, n. 2, p. 42–54, 2019. Disponível em: <https://revistas.icesp.br/index.php/TEC-USU/article/viewFile/738/717>. Acesso em: 10 jun. 2024

SUNDBERG, C. *et al.* Characterisation of source-separated household waste intended for composting. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 102, n. 3, p. 2859–2867, fev. 2011. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.075. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.075>. Acesso em: 15 jul. 2025.

SYMANSKY, C. S. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. 2025. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Caracterização de Bactérias Mesófilas Presentes em Processo de Compostagem, Caracterização de Bactérias Mesófilas Presentes em Processo de Compostagem, Porto Alegre, 2025. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/12872/000635332.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2025.

TANG, R. *et al.* Effect of moisture content, aeration rate, and C/N on maturity and gaseous emissions during kitchen waste rapid composting. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 326, p. 116662, jan. 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116662. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116662>. Acesso em: 18 jul. 2025.

TAZAWA, J. *et al.* Suppressive activity of volatile fatty acids and aromatic carboxylic acids on the germination of *Monochoria vaginalis*. **Plant Production Science**, [S.l.], v. 24, n. 1, p. 1–7, mar. 2021. DOI: 10.1080/1343943X.2021.1896953. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1343943X.2021.1896953>. Acesso em: 8 jul. 2025.

TEMEL, F. A. Evaluation of the influence of rice husk amendment on compost quality in the composting of sewage sludge. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 373, p. 1-8, abr. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128748>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852423001748?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2025.

TORTOSA, G. *et al.* Assessment of the diversity and abundance of the total and active fungal population and its correlation with humification during two-phase olive mill waste (“alperujo”) composting. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 295, p. 1-9, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122267>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085241931497X?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2025.

VALENTE, B. S. *et al.* Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, [S.l.], v. 58, n. 224, p. 59–85, 2009. DOI: 10.21071/az.v58i224.5074. Disponível em: <https://doi.org/10.21071/az.v58i224.5074>. Acesso em: 15 ago. 2024.

VARMA, V. S.; KALAMDHAD, A. S. Effects of waste lime sludge on nitrogen dynamics and stability of mixed organic waste using rotary drum composter. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 36, n. 13, p. 1707–1715, 2015. DOI: 10.1080/09593330.2015.1036692. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1036692>. Acesso em: 24 ago. 2024.

WANG, G. *et al.* Key factors affecting seed germination in phytotoxicity tests during sheep manure composting with carbon additives. **Journal of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 421, art. 126809, jan. 2022. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126809. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126809>. Acesso em: 12 set. 2024.

WANG, P.; HAN, S.; LIN, Y. Role of microbes and microbial dynamics during composting. In: **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Advances in Biotechnology and Bioengineering. Elsevier, 2023. Cap. 11, p. 169–220. DOI: 10.1016/B978-0-323-91874-9.00011-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91874-9.00011-5>. Acesso em: 07 jul. 2025.

WANG, X. *et al.* Insights into the functionality of fungal community during the large scale aerobic co-composting process of swine manure and rice straw. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 270, p. 1-10, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110958>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720308872?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2025.

YIN, J. *et al.* A review of the definition, influencing factors, and mechanisms of rapid composting of organic waste. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 342, art. 123125, fev. 2024. Elsevier Ltd. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.123125. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123125>. Acesso em: 10 jun. 2025.

YU, H. *et al.* The changes in macronutrients and microbial community structure during the co-composting of white wine distillers’ grains and potassium silicate. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 319, p. 1-11, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128681>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965262102881X?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2024.

ZHANG, L; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, [S.l.], v. 48,

p. 115–126, fev. 2016 (Epub nov. 2015). DOI: 10.1016/j.wasman.2015.11.032. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>. Acesso em: 07 jun. 2025.

ZHAO, X, *et al.* Roles of bacterial community in the transformation of dissolved organic matter for the stability and safety of material during sludge composting. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 267, p. 378–385, nov. 2018 (Epub jul. 2018). DOI: 10.1016/j.biortech.2018.07.060. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.060>. Acesso em: 05 ago. 2025

ZHAO, X. *et al.* Succession of the bacterial communities and functional characteristics in sheep manure composting. **Biology**, [S.l.], v. 11, n. 8, art. 1181, ago. 2022. MDPI. DOI: 10.3390/biology11081181. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/biology11081181>. Acesso em: 05 ago. 2025.