



**Politécnico
de Viseu**

Escola Superior
Agrária de Viseu

Influência de diferentes resíduos agroalimentares nas emissões de amoníaco e gases com efeito de estufa provenientes da compostagem

Telma Lisete Almeida Costa

Dissertação – Versão Final

Mestrado em Engenharia Agronómica

Viseu, 2025



**Politécnico
de Viseu**

Escola Superior
Agrária de Viseu

Influência de diferentes resíduos agroalimentares nas emissões de amoníaco e gases com efeito de estufa provenientes da compostagem

Telma Lisete Almeida Costa

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Prof. Doutor José Luís da Silva Pereira

Dissertação – Versão Final

Mestrado em Engenharia Agronómica

Viseu, 2025

O Orientador

Prof. Doutor José Luís da Silva Pereira

“As doutrinas expressas são da exclusiva responsabilidade do autor”

AGRADECIMENTOS

Ao chegar ao fim desta etapa, uma das mais importantes e difíceis da minha vida, não esqueço o apoio e incentivo de uma série de pessoas, sem as quais não teria sido bem-sucedida. Àqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização desta dissertação e conclusão desta longa caminhada, endereço o meu profundo agradecimento.

Ao meu orientador Prof. Doutor José Luís da Silva Pereira, Escola Superior Agrária de Viseu do Instituto Politécnico de Viseu, pelo apoio e incentivo, pelo acompanhamento e disponibilidade permanentes, pelas pertinentes sugestões que certamente ajudaram a melhorar este trabalho e pela correção atenta do mesmo.

Aos meus colegas do trabalho da CCDRCentro quero agradecer os momentos de alegria e o incentivo que me deram para concluir esta dissertação de mestrado.

Aos projetos WASTECLEAN PROJ/IPV/ID&I/019 e WASTE2VALUE PDR2020-1.0.1-FEADER-032314 pela disponibilização de meios e equipamentos utilizados na componente experimental deste estudo.

Aos participantes no projeto WASTECLEAN PROJ/IPV/ID&I/019 pela recolha dos dados efetuada durante o ensaio.

Por fim, e mais importante, quero agradecer:

Como não podia deixar de ser, ao meu pai (*in memoriam*), à minha mãe Maria Lucília e à minha irmã Sónia, por todo o apoio prestado durante estes anos, bem como por terem acreditado que era capaz, contribuindo sempre para o meu sucesso, lutando comigo nesta caminhada e em todos os momentos da minha vida, e aos meus filhos, Vasquinho e Isabelinha, que cresceram em alguns momentos privados da minha presença, mas que me deram sempre muito amor e carinho.

A todos, o meu sincero OBRIGADA.

RESUMO

A crescente produção de resíduos orgânicos, incluindo no setor agroalimentar, tem tornado a compostagem uma solução eficiente para a gestão dos resíduos orgânicos. Apesar dos benefícios reconhecidos neste processo, o mesmo não está isento de impactos ambientais. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi avaliar as emissões de NH₃ e gases com efeito de estufa (N₂O, CO₂ e CH₄) provenientes da compostagem de resíduos agroalimentares de oliveira, sabugueiro e uva. Pretendeu-se ainda avaliar a qualidade do composto resultante.

Foram testadas três condições experimentais: mistura de palha com folhas de oliveira, com engaço de sabugueiro e com engaço de uva. No tratamento controlo foi utilizada exclusivamente palha.

Durante 150 dias, foram medidas as emissões de gases e determinada a composição das misturas (resíduos agroalimentares com palha) e dos compostos finais. Os resultados mostraram que as emissões de NH₃ e CH₄ foram reduzidas em 48% e 29% nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro, enquanto no tratamento Uva apenas houve redução do NH₃ (24%). As emissões de N₂O e o CO₂ e o potencial de aquecimento global foram reduzidos, respetivamente, em 46%, 32% e 34%, pelo tratamento da Oliveira, essas reduções não se verificaram nos tratamentos Sabugueiro ou Uva. Pode-se concluir que os resíduos das folhas de oliveira podem efetivamente reduzir as emissões de NH₃ e o potencial de aquecimento global, enquanto os resíduos de sabugueiro e de uva só são eficazes na redução do NH₃. Relativamente à qualidade dos compostos finais, os resultados obtidos nos compostos finais resultantes dos diferentes tratamentos demonstraram índices de germinação superiores a 95%, e os valores de *Escherichia coli* e *Samonella* sp tal como os valores de pH encontram-se dentro dos limites definidos pela legislação em vigor.

Os resultados obtidos permitem afirmar que a adição dos resíduos agroalimentares estudados parece ser uma estratégia de mitigação promissora para reduzir as emissões gasosas ocorridas durante o processo de compostagem.

PALAVRAS-CHAVE:

Compostagem; emissão de gases; engaço de sabugueiro; engaço de uva; folhas de oliveira; gestão de resíduos

ABSTRAT

The increasing production of organic waste, including in the agri-food sector, has made composting an efficient solution for the management of organic waste. Although the benefits of this process are well recognised, it does come with environmental impacts. Therefore, the objective of this study was to evaluate the emissions of NH_3 and greenhouse gases (N_2O , CO_2 , and CH_4) during the composting of agri-food waste, specifically from olive, elderberry, and grape residues. It was also intended to evaluate the quality of the resulting compost.

Three experimental conditions were tested: a mixture of straw with olive, with elderberry, and with grape wastes. In the control treatment, only straw was used.

The gas emissions were measured for 150 days, and the composition of the mixtures (agri-food waste with straw) and the final composts were determined. The results showed that NH_3 and CH_4 emissions were reduced by 48% and 29%, respectively, in the Olive and Elderberry treatments, while only NH_3 loss was reduced (24%) by the Grape treatment. Emissions of N_2O and CO_2 , as well as the global warming potential, were reduced by 46%, 32%, and 34%, respectively, in the Olive treatment, while these losses were not reduced by the Elderberry or Grape treatments. It can be concluded that olive leaf waste can effectively reduce NH_3 emissions and global warming potential, while elderberry and grape residues are only effective in reducing NH_3 . Regarding the quality of the final composts, the results obtained from the final composts of the different treatments showed germination rates of over 95%, and the levels of *Escherichia coli* and *Salmonella* sp., as well as the pH values, were within the limits defined by the current legislation.

The results obtained allow us to state that the addition of the studied agri-food residues appears to be a promising mitigation strategy to reduce the gas emissions occurring during the composting process.

KEYWORDS:

Composting; elderberry waste; gaseous emission; grape waste; olive waste; waste management

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS.....	i
RESUMO	iii
ABSTRAT.....	v
ÍNDICE GERAL	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
ÍNDICE DE TABELAS.....	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	2
2.1. VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS AGROALIMENTARES	2
2.2. PERSPECTIVA HISTÓRICA E DEFINIÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	4
2.3. FATORES QUE CONDICIONAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM	6
2.4. CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS	13
2.5. EMISSÃO DE AMONÍACO E GASES COM EFEITO DE ESTUFA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM	14
2.6 AVALIAÇÃO DA ESTABILIZAÇÃO/MATURAÇÃO DOS COMPOSTOS.....	15
2.7. QUALIDADE DOS COMPOSTOS.....	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. DESENHO EXPERIMENTAL E RESÍDUOS AGROALIMENTARES	19
3.2. MEDIÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	21
3.3. MEDIÇÕES DAS EMISSÕES GASOSAS	22
3.4. MÉTODOS DE CÁLCULO E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	23
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
4.1. TEMPERATURA	26
4.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	27
4.3. EMISSÕES DE GASES	33
4.4. QUALIDADE DO COMPOSTO	38

5.CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-Esquema da agricultura circular.....	4
Figura 2 - Representação esquemática de um processo de compostagem.....	5
Figura 3- Evolução da temperatura e pH durante o processo de compostagem.....	8
Figura 4- Ilustração da relação entre tamanho de partícula e área superficial.....	10
Figura 5- Evolução do pH ao longo do processo de compostagem (Adaptado de Muslin, 1987).12	
Figura 6- Esquema ilustrativo das composições das misturas iniciais a compostar.....	19
Figura 7- Disposição dos compostores utilizados.....	20
Figura 8- Imagem ilustrativa das características do compostor.....	20
Figura 9- Analisador fotoacústico INNOVA 1412i-5.....	22
Figura 10- Amostrador multiponto INNOVA 1409-12.....	23
Figura 11- Vista do ensaio de compostagem à escala piloto e do equipamento usado para medir as emissões gasosas.....	23
Figura 12- Evolução dos valores de temperatura nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem. As barras verticais representam o desvio padrão (n=3).....	26
Figura 13- Evolução dos valores de pH (A), condutividade elétrica (B) e teor de matéria-seca (C) nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem (n=3).....	30
Figura 14- Evolução dos valores de carbono total (D), azoto total (E), razão C/N (F) e NH ₄ ⁺ (G) nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem (n=3).....	32
Figura 15- Fluxos de NH ₃ (A) e N ₂ O (B) ocorridos durante o ensaio nos diferentes tratamentos. As barras verticais representam os desvios padrão das medições ocorridos em 24h (n=3; 3 réplicas por tratamento).....	34
Figura 16- Fluxos de CO ₂ (A) e CH ₄ (B) ocorridos durante o ensaio nos diferentes tratamentos. As barras verticais representam os desvios padrão das medições ocorridos em 24h (n=3; 3 réplicas por tratamento).....	37

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1- Tipologias de resíduos a compostar (Adaptado de Decisão 2014/955/UE, de 18 de dezembro de 2014).	2
Tabela 2- Tipos de microrganismos que atuam no processo de compostagem e respetiva função (Adaptado de Cunha Queda, 1999; Teodoro, 2006 e Brito, 2017).	7
Tabela 3- Níveis máximos de humidade admissíveis em diferentes tipos de resíduos a submeter a processo de compostagem (Adaptado de Gonçalves, 1999; Sequeira, 2013).	9
Tabela 4- Utilização da matéria fertilizante de acordo com a classe.	16
Tabela 5 - Valores máximos admissíveis de microrganismos patogénicos, de sementes e de propágulos de infestantes (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).	17
Tabela 6 - Valores máximos admissíveis para os teores «totais» de metais pesados na matéria fertilizante com componentes orgânicos, por classe (mg kg ⁻¹ MS) (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).	18
Tabela 7- Valores máximos admissíveis dos teores «totais» * de metais pesados nos solos (reportados à matéria seca) em que se pretenda aplicar a matéria fertilizante (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).	18
Tabela 8- Matérias-primas utilizadas no processo de compostagem e respetiva origem.	19
Tabela 9- Parâmetros determinados com os respetivos métodos e normas europeias e nacionais utilizadas (Portaria n.º 185/2022, 21 de julho).	21
Tabela 10- Caracterização físico-química das matérias-primas, misturas iniciais de palha com os diferentes resíduos agroalimentares e compostos finais (média ± desvio padrão).	28
Tabela 11 - Caracterização físico-química dos compostos finais (média ± desvio padrão).	32
Tabela 12- Emissões de gases acumulados nos diferentes tratamentos do ensaio de compostagem (média ± desvio-padrão).	35

GLOSSÁRIO DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

Al³⁺ - Ião alumínio

C - Carbono

Ca²⁺ - Ião cálcio

CE - Condutividade elétrica

CH₄ - Metano

CO₂ - Dióxido de carbono

CTC - Capacidade de troca catiónica

GEE - Gases com efeito de estufa

H⁺ - Ião hidróxido

H₂O - Água

H₂SO₄ - Ácido sulfúrico

IG - Índice de germinação

K - Potássio

K⁺ - Ião potássio

LER - Lista Europeia de Resíduos

Mg²⁺ - Ião magnésio

MO - Matéria orgânica

MS - Matéria seca

N - Azoto

NH₃ - Amónia

NH₄⁺ - Azoto amoniacal

N₂O - Óxido nitroso

NO₂⁻ Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

O₂ - Oxigénio

P - Fósforo

PAG - Potencial de aquecimento global

S - Enxofre

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios da sociedade atual é encontrar soluções que permitam, de uma forma sustentável, produzir alimentos suficientes para garantir a alimentação necessária face ao crescimento populacional previsto para as próximas décadas. As soluções a ser implementadas devem, entre outros fatores, minimizar o impacto negativo no ambiente, sendo que uma possível solução passa por reutilizar os resíduos da produção agroalimentar. Muitos destes resíduos são ricos em compostos fitoquímicos, tais como, lenhinas, celulosas, hemicelulosas e polifenóis que quando adicionados ao solo melhoram a fertilidade deste. No entanto, a aplicação direta destes resíduos no solo pode originar problemas de toxicidade, como acontece, por exemplo, com a utilização de resíduos ricos em polifenóis.

A compostagem surge como uma solução para uma possível valorização destes resíduos agroalimentares. O composto, produto final resultante do processo de compostagem, pode ser incorporado no solo, devolvendo a este os nutrientes que lhe foram retirados através da agricultura, reduzindo deste modo as necessidades de adubação e aumentando a rentabilidade das culturas. Além disso potencia simultaneamente funções filtradoras do solo e contribui para uma melhoria da qualidade da água. Todavia, o processo de compostagem não é um processo 100% livre de poluição, visto que também está associado à emissão de gases com efeito de estufa (GEE), apesar dessa libertação ser muito dependente das características físico-químicas dos materiais que são compostados.

O estudo que aqui se apresenta teve como objetivo contribuir para a valorização dos resíduos provenientes da indústria agroalimentar. Para tal, procurou-se conhecer e avaliar aspetos físicos e químicos da compostagem de resíduos orgânicos vegetais, nomeadamente a emissão de gases, e a qualidade do composto produzido.

O trabalho está estruturado em cinco capítulos. Começa com a introdução geral, à qual se segue um capítulo dedicado à revisão bibliográfica da temática em estudo. Este segundo capítulo inclui uma abordagem à gestão e valorização dos resíduos agroalimentares, uma breve perspetiva histórica sobre o processo de compostagem e definições e limitações do mesmo. É ainda neste capítulo que são apresentados os fatores que influenciam o processo de compostagem e a forma de avaliação e estabilização dos compostos finais resultantes da compostagem. No terceiro capítulo, descrevem-se os materiais e métodos utilizados para a avaliação das características físico-químicas dos tratamentos de compostagem testados. No quarto capítulo, apresentam-se os resultados obtidos, bem como a sua discussão. Por fim, no quinto capítulo, destacam-se as principais conclusões e sugerem-se algumas possíveis linhas de trabalho que importará desenvolver no futuro.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS AGROALIMENTARES

Nos dias de hoje os consumidores estão mais sensibilizados para a produção sustentável o que tem levado, inevitavelmente, a que os produtores se vejam pressionados a utilizar os recursos naturais de forma mais eficiente e a minimizarem o impacto negativo da produção sobre o ambiente.

Todos os setores de atividade, incluindo o agrícola, geram resíduos, em maior ou menor quantidade, que causam impactos tanto na saúde humana como no ambiente. Esses efeitos negativos são causados quer pelos próprios resíduos gerados, que têm de ser recolhidos, tratados e eliminados, quer pelo desperdício de recursos associados. Os resíduos agrícolas podem ser definidos como todos os objetos e materiais resultantes das operações realizadas para os quais o agricultor não encontra mais utilidade e dos quais se pretende desfazer (DRAPC, 2023).

Os resíduos podem ser classificados em orgânicos, como por exemplo, os efluentes pecuários e restos de animais e plantas, ou não orgânicos, como os restos de produtos fitofarmacêuticos, embalagens de medicamentos veterinários, pneus usados, plásticos, sucatas, cartão/papel ou óleos usados (Gonçalves, 2005).

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) distingue os resíduos de tecidos vegetais dos resíduos silvícolas. Os primeiros referem-se a todos os resíduos de culturas agrícolas temporárias (cerealicultura, horticultura, floricultura, têxteis, etc.) e permanentes (como a viticultura e a olivicultura). Nesta categoria de resíduos agrícolas incluem-se, entre outros, os resultantes da colheita, os da poda, do acondicionamento do produto nas empresas de embalagem ou os resultantes do processo de propagação vegetativa. Os segundos dizem respeito ao material vegetal natural de origem silvícola, constituído por espécies arbustivas ou arbóreas, ou partes destas resultantes de limpezas e da exploração de áreas florestais (povoamentos e matas) e da extração da cortiça (APA, 2020).

Os resíduos definidos na Tabela 1, são classificados de acordo com os códigos publicados na Decisão 2014/955/UE, de 18 de dezembro de 2014, relativa à Lista Europeia de Resíduos (LER) são passíveis de serem compostados.

Tabela 1- Tipologias de resíduos a compostar (Adaptado de Decisão 2014/955/UE, de 18 de dezembro de 2014).

Código LER	Designação LER	Resíduos a valorizar
0201 - Resíduos da agricultura, horticultura, aquacultura, silvicultura, caça e pesca:		
020101	Lamas provenientes da lavagem e limpeza	Lamas ou sedimentos resultantes da limpeza de canais de adução de água e dos reservatórios de regularização integrados na rede de adução
020103	Resíduos de tecidos vegetais	Folhas, caules e cascas de vegetais, palhas, legumes, hortaliças, frutas
020106	Fezes, urina, estrume de animais (incluindo palha suja), efluentes e	Estrume e chorume

	recolhidos separadamente e tratados noutra local	
020107	Resíduos silvícolas	Rama, folhagem ou materiais finos resultantes das operações de recolha, corte ou trituração de árvores, arbustos ou mato
0203 – Resíduos da preparação e processamento de frutos, legumes, cereais, óleos alimentares, cacau, café, chá tabaco; resíduos da produção de conservas; resíduos da produção de levedura e extrato de levedura e da preparação e fermentação de melaços:		
020301	Lamas de lavagem, limpeza, descasque, centrifugação e separação	Lamas de lavagem de azeitona ou outras frutas e legumes, sedimentos de limpeza de amêndoa, noz, outros frutos secos e cereais
020304	Matérias impróprias para consumo ou processamento	Bagaço de azeite; bagaço extratado
0207 - Resíduos da produção de bebidas alcoólicas e não alcoólicas (excluindo café, chá e cacau):		
020704	Matérias impróprias para consumo ou processamento	Massas vínicas, engaços de uva e aparas de madeira utilizadas na vinificação
Resíduos Urbanos e equiparados (resíduos domésticos, do comércio, indústria e serviços), incluindo as frações recolhidas seletivamente:		
2002 - Resíduos de jardins e parques (incluindo cemitérios):		
200201	Resíduos biodegradáveis	Aparas de relva, podas de plantas e ervas, folhas e ramos desde que não sejam provenientes de produtores de resíduos cuja produção de resíduos urbanos é inferior a 1100l/dia.

LER: Lista Europeia de Resíduos.

A valorização agrícola dos resíduos como fertilizantes orgânicos tem impacto ambiental e económico positivo (Catita et al., 2023), nomeadamente através da(o):

- Redução da necessidade de fertilizantes minerais aplicados nas culturas agrícolas;
- Redução da quantidade de água necessária, devido à superior capacidade de retenção do solo;
- Eliminação de um possível foco de poluição, criando valor onde antes havia um custo;
- Enriquecimento orgânico e melhoria da estrutura do solo;

- Aumento da resiliência do solo perante a erosão e desertificação;
- Aumento do vigor, enraizamento, produtividade e resistência das culturas;
- Incremento do sequestro de carbono no solo, mitigando as alterações climáticas.

Num modelo de agricultura circular (Figura 1), técnicas como a compostagem surgem como possíveis soluções de valorização dos resíduos agrícolas, uma vez que os nutrientes presentes nos subprodutos/resíduos são compostados e aplicados no solo, onde ficam novamente disponíveis para a absorção radicular, suprimindo assim parte das necessidades de adubação no ano seguinte e, conseqüentemente, a quantidade de adubos minerais a importar e a extrair do ambiente (Ferreira & Cunha-Queda, 2022).



Figura 1-Esquema da agricultura circular
(Adaptado de Ferreira & Cunha-Queda, 2022)

2.2. PERSPECTIVA HISTÓRICA E DEFINIÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

O processo de compostagem, embora aparentemente recente, já era conhecido pelos agricultores desde longa data como uma forma de reciclagem dos resíduos orgânicos domésticos. A sua prática teve origem em várias civilizações, tais como as da América do Sul, Índia, China e Japão (Diaz & Bertoldi, 2007).

No manuscrito de El Doctor Excelente Abu Zacharia Iahia de Sevilha, o qual foi, posteriormente, traduzido do árabe para o espanhol por ordem do rei Carlos V e publicado em 1802 como El Libro de Agricultura, foram descritas detalhadamente as práticas até então realizadas. Abu Zacharia referia que os dejetos animais não deviam ser aplicados frescos e isolados no solo, mas sim, após serem misturados com resíduos vegetais, numa proporção de 5 a 10 vezes mais destes últimos (Brito, 2017).

Albert Howard, nos meados da década 20 do século XX, criou o chamado Processo Indore de Compostagem. Este processo consiste na obtenção de húmus através da transformação dos resíduos provenientes da atividade agrícola. Os húmus produzidos são posteriormente aplicados ao solo em época oportuna, restaurando a fertilidade do solo do local por meio de processos biológicos naturais (Puente, 2003; Peña, 2011).

A definição de compostagem evoluiu ao longo dos anos, à medida que os vários investigadores estudaram o processo.

Uma das primeiras definições foi a de Haug (1980), que definiu a compostagem como sendo um processo biológico de decomposição e estabilização de substratos orgânicos em condições favoráveis ao desenvolvimento de temperaturas termófilas, resultando na libertação de energia na forma de calor e gerando um produto estável, que possa ser armazenado e aplicado ao solo sem comprometer o ambiente.

No presente, a compostagem pode ser definida como sendo um processo biológico, controlado e aeróbio de degradação da matéria orgânica (MO) por ação de uma panóplia de microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetas), que origina um produto final estável, higienizado e homogéneo, designado composto (Figura 2). Este processo decorre em condições de elevadas temperaturas decorrentes do calor libertado pela atividade microbiana (fase termófila), em que se liberta dióxido de carbono (CO_2), vapor de água (H_2O) (após mineralização), amoníaco (NH_3) e gases com efeito de estufa (Crawford, 1983; Epstein, 1997; Kluczek-Turpeinen, 2007; Brito, 2017).

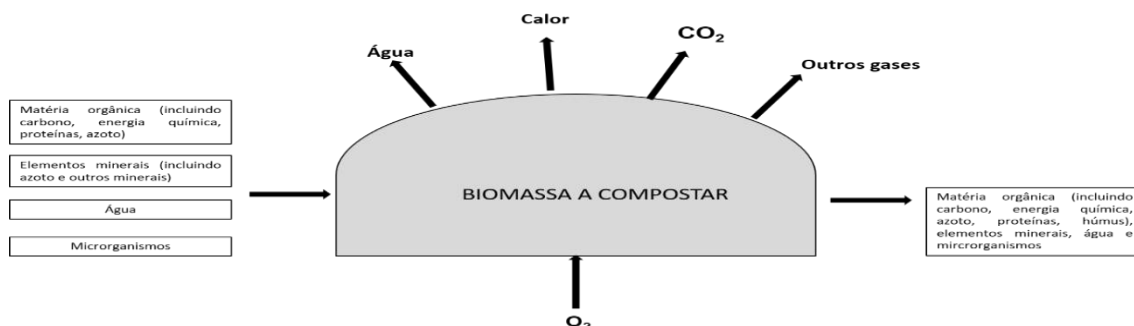


Figura 2 - Representação esquemática de um processo de compostagem
(Adaptado de Crawford, 1983; Epstein, 1997; Kluczek-Turpeinen, 2007; Brito, 2017).

Em condições ótimas, o processo de compostagem decorre em três fases consecutivas: fase mesófila (2 a 5 dias), fase termófila (1 a 3 semanas) e a fase de arrefecimento (2 a 5 semanas) e maturação (3 a 6 meses) (Casco & Herrero, 2008; Belyaeva & Haynes, 2009; Brito, 2017).

A compostagem tem por finalidades:

- Reduzir e estabilizar a MO;
- Diminuir o peso e o volume original dos resíduos;
- Reduzir a quantidade de resíduos urbanos a enviar para aterro;
- Destruir a viabilidade das sementes de infestantes e dos microrganismos patogénicos, através da elevação da temperatura, e de antagonismos microbianos, garantindo que a totalidade da massa de compostagem atinja a completa higienização;

- Obter um produto (chamado composto) cuja concentração de nutrientes e micronutrientes por unidade de volume é maior que no resíduo, retendo a quantidade máxima de nutrientes (azoto (N), fósforo (P) e potássio(K));
- Produzir um composto que pode ser usado como condicionador de solos ou para outros fins;
- Permitir a diminuição ou eliminação da carga poluente dos resíduos;
- Recuperar a MO em formato humificado com elevado poder tampão e grande capacidade de troca iónica, que permite desenvolver e manter uma estrutura do solo que facilite o arejamento das raízes.

2.3. FATORES QUE CONDICIONAM O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A eficiência do processo de compostagem está diretamente relacionada com diversos fatores, tais como a temperatura, a humidade, o arejamento (disponibilidade de oxigénio (O₂)), o pH e a disponibilidade de nutrientes (tipos de compostos orgânicos existentes), a razão carbono/azoto (C/N) e a granulometria. Estes fatores influenciam os tipos de microrganismos que se desenvolvem durante a compostagem, a diversidade de espécies e as taxas metabólicas (Bidone, 2001; Valente *et al.*, 2009).

2.3.1. BIOLÓGICOS

A) MICROORGANISMOS

No processo de compostagem os microrganismos decompõem a mo e produzem calor, CO₂, H₂O, NH₃ e outros gases azotados, sais minerais e húmus. Os microrganismos decompõem a mo com o intuito de se desenvolverem. Para que ocorra este crescimento microbiano, os microrganismos necessitam de H₂O, O₂, C orgânico, nutrientes e calor.

Ao longo de todo o processo de compostagem estão presentes diversas comunidades de microrganismos, tais como bactérias, actinomicetas, fungos e protozoários. Para Cunha Queda (1999) a sucessão de diferentes grupos de microrganismos está diretamente ligada às mudanças das condições físico-químicas e biológicas que ocorrem durante o processo de compostagem, favorecendo a predominância de um ou mais grupos em detrimento de outros.

As bactérias são a população presente em maior número, tanto na fase mesófila como termófila, e são igualmente os principais decompositores, uma vez que decompõe mais facilmente os compostos carbonados (Kiehl, 1985; Epstein, 2011).

As bactérias mesófilas são responsáveis pela decomposição de compostos de estrutura mais simples, iniciam a produção de calor e promovem o crescimento das bactérias termófilas (Fernández, 2008). Os compostos mais complexos são degradados pelos actinomicetas, para além de serem importantes na eliminação dos patógenos presentes (Kiehl, 1985).

Na primeira fase do processo, predominam microrganismos mesófilos, como fungos e bactérias produtoras de ácidos (Teodoro, 2006). Com temperaturas superiores a 40°C começam a predominar os fungos e bactérias termófilas. atingindo-se temperaturas acima de 55°C, muitos

dos microrganismos patogénicos, quer para o homem quer para as plantas, são eliminados. acima dos 65°C a maioria dos microrganismos são destruídos, incluindo os responsáveis pela decomposição (Brito, 2017). ao atingir temperaturas abaixo dos 40°C, reaparecem as bactérias e fungos mesófilos (Teodoro, 2006). outra situação é a disponibilidade de nutrientes: em primeiro lugar, serão utilizados os substratos mais fáceis de degradar e, sucessivamente, os substratos mais difíceis de serem degradados (Cunha Queda, 1999). O pH também influencia a evolução da população de microrganismos, sendo que o valor ótimo para a maioria dos microrganismos varia entre 5,5 e 8,5 (Brito, 2017).

A tabela 2 reflete os diferentes tipos de microrganismos que atuam no processo de compostagem e a respetiva função.

Tabela 2- Tipos de microrganismos que atuam no processo de compostagem e respetiva função (Adaptado de Cunha Queda, 1999; Teodoro, 2006 e Brito, 2017).

Tipo de microrganismos	Função
Bactérias mesófilas	Degradação de proteínas e hidratos de carbono facilmente degradáveis
Bactérias termófilas	Degradação de proteínas, lípidos, hemicelulose e hidratos de carbono
Actinomicetas	Degradação compostos aromáticos, esteróis e fenóis, entre outros
Fungos	Decomposição de lenhina e celulose
Algas Protozoários Minhocas Larvas	Movimentação, mistura e redução da granulometria dos materiais; permitindo que outros organismos atinjam diferentes locais, ajudando a uma maior homogeneidade no processo

2.3.2. FÍSICOS

A) TEMPERATURA

A temperatura é um parâmetro que indica o equilíbrio biológico, dando-nos informação relativamente à dinâmica das populações de microrganismos que vão surgindo durante a compostagem (Oliveira *et al.*, 2003).

A evolução do processo de compostagem é limitada pela temperatura. O sucesso na eliminação de microrganismos patogénicos, sementes e propágulos de infestantes depende de altas temperaturas, do tempo de exposição do material a essas temperaturas elevadas e da uniformidade da temperatura sobre o material da pilha de compostagem (Arthurson, 2008; Heck *et al.*, 2013), pelo que é importante avaliar durante o processo de compostagem os valores de temperatura.

As temperaturas elevam-se desde a temperatura ambiente até temperaturas mesófilas (40-45°C) e posteriormente para temperaturas termófilas (acima dos 45°C). Durante estas oscilações de temperatura, a população microbiana altera-se, como já foi referido anteriormente. O grupo de microrganismos mais favorecido por uma determinada temperatura decomporá os resíduos de MO, utilizando-os como fonte de energia e produzindo calor. Estas alterações são muito complexas e permitem que os diferentes microrganismos consigam metabolizar os vários componentes do material inicial a compostar (Tiquia, 2005).

Para Brito (2017), a produção de calor depende da velocidade a que a decomposição se processa (ou da velocidade a que os microrganismos crescem e atuam), e esta depende do teor de humidade, arejamento e razão C/N da mistura dos materiais, da forma e do tamanho da pilha de compostagem (que afeta o arejamento e a dissipação do calor da pilha) e da temperatura exterior à pilha.

Durante o processo de compostagem a degradação dos resíduos decorre em 3 fases: (i) fase mesofílica, (ii) fase termofílica e (iii) fase de arrefecimento e maturação, observando-se diferenças nos valores de temperatura, pH e tipo de microrganismos em todas as fases (Kiehl,1985; Casco & Herrero, 2008).

A primeira fase - mesofílica ou fase de temperatura moderada - corresponde ao início da proliferação de fungos e bactérias que serão responsáveis por metabolizar as moléculas mais simples presentes na matéria orgânica. Nesta fase, que decorre durante alguns dias, as temperaturas são moderadas (cerca de 40 °C) e o pH diminui.

A fase seguinte - fase termofílica ou fase de alta temperatura - é mais longa (pode durar de dias a meses), e os fungos e bactérias termófilas (microrganismos capazes de sobreviver a temperaturas entre 65 e 75 °C) iniciam a sua atividade e degradam as moléculas mais complexas. É nesta fase que ocorre a higienização do composto, pois é neste período que os agentes patogénicos e as sementes de infestantes são eliminadas devido às altas temperaturas. Por último, ocorre a fase de arrefecimento e maturação, em que se verifica uma diminuição gradual da temperatura até valores próximos da temperatura ambiente, ocorre a diminuição da atividade microbiana e também uma diminuição do pH. Esta fase corresponde a um período de estabilização que produz um composto maturado. Este composto considera-se completo quando a decomposição microbiológica cessa, toda a MO foi transformada em húmus, e está livre de metais pesados, toxinas ou agentes patogénicos (Belyaeva & Haynes, 2009). A Figura 3 demonstra a evolução da temperatura e pH durante o processo de compostagem.

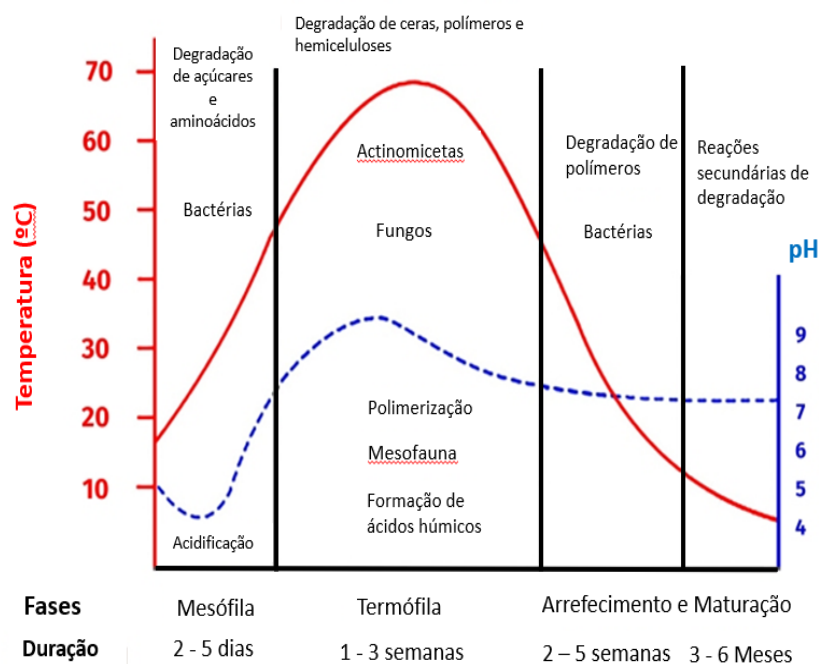


Figura 3- Evolução da temperatura e pH durante o processo de compostagem (Adaptado de Casco & Herrero, 2008; Belyaeva & Haynes, 2009; Brito, 2017).

B) TEOR DE HUMIDADE

Os processos bioquímicos de degradação de MO obrigam à existência de água, uma vez que a maioria dos microrganismos necessita de um ambiente húmido para mover gases e líquidos através de suas membranas celulares (Levy & Cabeças, 2006; Christensen, 2010).

São duas as razões que fazem variar o teor de H₂O durante o processo de compostagem. A primeira centra-se no facto de que os microrganismos aeróbios produzem H₂O quando decompõem a MO. A segunda razão está relacionada com as perdas de H₂O sob a forma de vapor, que se verificam através da ação combinada do aumento de temperatura, da ventilação ou do reviramento do composto, contribuindo deste modo para a diminuição do seu teor de humidade (Cordeiro, 2010; Piedade *et al.*, 2010).

Uma vez que ocorrem variações do teor de humidade durante o processo de compostagem que podem comprometer o sucesso da compostagem é crucial que seja efetuada uma monitorização e controlo da humidade no início, durante e no final do processo, visto que este parâmetro condiciona fortemente a atividade microbiana (Fernández, 2008). Para Brito (2017) o teor de humidade compreendido entre os 50 e os 70% é o ideal. Ainda de acordo com o mesmo autor e com Richard (2002), para teores de humidade compreendidos entre 35-40% a decomposição da MO é fortemente reduzida e para valores inferiores a 30% a decomposição da MO é interrompida (Christensen, 2010). Relativamente ao limite superior do teor de humidade o mesmo depende do tipo de material e do tamanho das partículas da matéria-prima a compostar.

Os máximos admissíveis de humidade dependem da natureza dos resíduos usados: os materiais estruturalmente fracos que tendem, quando molhados, a formar uma massa compacta, como o papel, devem ser compostados observando níveis mais reduzidos de humidade, enquanto materiais estruturalmente mais firmes, como a palha e a serradura, admitem níveis de humidade mais elevados, pelo que frequentemente são considerados valores entre 55 e 65% de humidade (Tabela 3).

Tabela 3- Níveis máximos de humidade admissíveis em diferentes tipos de resíduos a submeter a processo de compostagem (Adaptado de Gonçalves, 1999; Sequeira, 2013).

TIPO DE MATÉRIAS-PRIMAS	GRAU DE HUMIDADE (% em peso)
Palha	75-85
Madeira (serradura, aparas)	85-90
Resíduos húmidos (podas de jardins, resíduos alimentares)	50-55
Resíduos sólidos urbanos	50-55
Estrume sem aparas	55-65

Um teor de humidade com valores superiores a 65% retarda a decomposição porque a água expulsa o ar da maior parte dos interstícios existentes entre as partículas da biomassa, dificultando a passagem de O₂ e originando condições de microaerofília, ou mesmo de anaerobiose, e produção de lixiviados que podem provocar maus odores (Trautmann & Krasny, 1997).

C) AREJAMENTO E DISPONIBILIDADE DE OXIGÊNIO

A decomposição da MO pode ocorrer na presença de O_2 (processo aeróbio) ou na sua ausência (processo anaeróbio). Sendo o processo de compostagem um processo aeróbio, para que este ocorra na presença de O_2 é essencial.

O arejamento e consequentemente a disponibilidade de O_2 durante o processo de compostagem é um fator que condiciona as atividades metabólicas microbianas. Com a introdução de ar pretende-se, por um lado, controlar a temperatura para evitar valores excessivos e, por outro, aumentar a velocidade e oxidação do material, uma vez que, quanto maior a disponibilidade de O_2 para os microrganismos mais rápidas e exotérmicas serão as reações de degradação. O arejamento permite ainda diminuir a humidade e evita a compactação do substrato (Albiñ & Vinneras, 2007; Gil *et al.*, 2007; Gómes – Brandóm & Lazcano, 2008; Coucello, 2009).

A concentração adequada de O_2 contribui também para a diminuição da emissão de odores, pois quando o processo não é aeróbio o N não é totalmente convertido, formando-se compostos que não estão totalmente oxidados, como ácidos voláteis, metano (CH_4) e outros compostos que contêm enxofre (S) e que produzem maus odores (Levy & Cabeças, 2006; Sousa, 2012).

D) GRANULOMETRIA E POROSIDADE DO MATERIAL A COMPOSTAR

São diversas as origens dos materiais a compostar pelo que também a sua granulometria é diversificada.

A granulometria, ou dimensão das partículas, é uma importante característica a ser considerada. A decomposição da MO é um fenómeno microbiológico cuja intensidade está relacionada com a superfície específica do material a ser compostado. Quanto menor for o tamanho das partículas, maior é a sua superfície específica (Figura 4) e, portanto, mais fácil é o ataque microbiano ou disponibilidade biológica das partículas, mas em contrapartida, aumentam os riscos de compactação e de falta de O_2 (Kiehl, 1985; Silva, 2017). Não existe uma dimensão ideal das partículas, mas sim a necessidade de um equilíbrio entre partículas de diferentes dimensões.

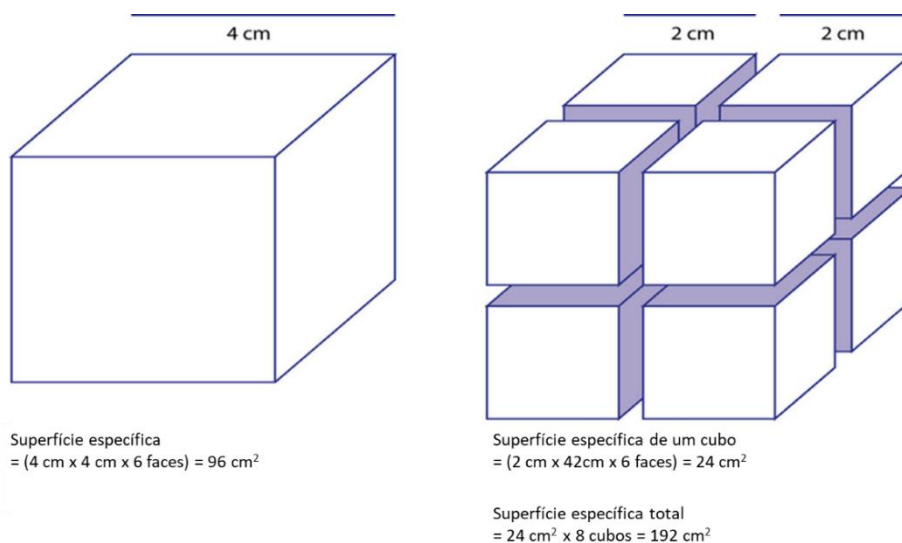


Figura 4- Ilustração da relação entre tamanho de partícula e área superficial.

2.3.3. QUÍMICOS

A) NUTRIENTES E RAZÃO C/N

Para garantir as suas funções metabólicas os organismos necessitam de uma quantidade mínima de nutrientes. Um dos principais indicadores é a razão C/N. esta razão é importante para o equilíbrio nutricional e para o crescimento dos microrganismos que degradam a MO ao longo do processo de compostagem (Ho *et al.*, 2022; Pinto *et al.*, 2023).

As atividades dos microrganismos dependem da disponibilidade de C como fonte de energia e de N para a síntese de proteínas e para acelerar a compostagem (Sharma *et al.* 1997; Oliveira, 2014; Brito, 2017; Ho *et al.*, 2022). De acordo com Vallini (1995), durante a sua atividade os microrganismos utilizam uma quantidade de C 20 vezes superior à de N.

Na preparação do material a compostar, devem então ser misturados materiais ricos em N com materiais ricos em C. Os materiais lenhosos, como restos de folhas senescentes, cascas de árvores, podas de jardim, serrim, engaços de uva e palha, possuem elevada razão C/N e poderão ser uma boa fonte de C para os microrganismos utilizarem o excesso de N resultante da sua mistura com materiais de baixa razão C/N. Como materiais ricos em N, podemos considerar os resíduos de relva verde, de leguminosas, ou os dejetos e urinas de animais, cuja razão C/N é baixa. Ao longo do processo de compostagem, parte do teor de C é perdida na forma de CO₂, já o N é perdido por volatilização de NH₃, por desnitrificação (NO e N₂O) e por lixiviação de nitratos. No entanto, geralmente, o C é perdido mais rapidamente do que o N, daí a tendência para a diminuição da razão C/N à medida que o processo evolui. exceto quando a razão C/N é muito baixa e as perdas de N superam as perdas de C. O intervalo ótimo para a razão C/N deve estar compreendido entre 25:1 e 30:1 e o intervalo de compatibilidade (suscetível de ser utilizado) entre 20:1 e 40:1. A razão inferior a 20:1 determina um processo de degradação mais rápido, não havendo C suficiente para converter o N em material celular e causando perda de nutrientes e libertação de N sob a forma de NH₃. Desta forma, é importante determinar a razão C/N dos diferentes materiais e só depois proceder à mistura (Morel *et al.*, 1985). Quando os substratos utilizados possuírem uma razão C/N elevada verificar-se-á que a falta de N disponível face ao C existente implica um atraso na formação de novas células, retardando o processo de degradação, tal acontece porque os microrganismos terão que oxidar o excesso de C até que a relação C/N seja mais propícia ao seu metabolismo (Bertoldi *et al.*, 1985; Vallini, 1995; Pereira, 2017).

B) pH

Durante o processo de compostagem o valor de pH varia em função do pH original do material a decompor, da produção de NH₃, da concentração de bicarbonatos, da concentração de CO₂ e da concentração de ácidos voláteis (Brito, 2017).

Apesar de ocorrerem variações de pH durante o processo de compostagem, as mesmas não interferem no processo em si devido à multiplicidade de microrganismos envolvidos e à capacidade tampão dos compostos, sendo que a capacidade tampão consiste na capacidade de resistir a mudanças de pH. As mudanças ocorridas no pH durante o processo de compostagem estão representadas na Figura 5, destacando-se 4 fases predominantes de acordo com o descrito por Muslin (1987), que se passam a descrever de seguida.

Fase I: é uma fase de acidificação onde ocorre a produção intensa de CO₂ e ácidos orgânicos devido à degradação da MO por parte de microrganismos mesófilos. Durante esta fase o pH diminui para valores próximos de 5,0. Isto ocorre porque os fungos e as bactérias digerem

a MO e são libertados e armazenados ácidos orgânicos que acidificam o meio, favorecendo o crescimento dos fungos e a decomposição da celulose e da lenhina. O meio ácido evita as perdas de N porque o N mineral permanece na forma de NH_4^+ (enquanto não é nitrificado ou imobilizado) e não se volatiliza na forma de NH_3 .

Fase II: dá-se a mineralização do N orgânico por ação de microrganismos heterotróficos aminizantes e amonificantes, produzindo azoto amoniacal (NH_4^+) e, conseqüentemente, NH_3 que provoca o aumento dos níveis do pH. É uma fase de alcalinização onde predominam microrganismos termófilos. É importante que o valor de pH não exceda 8,5 para que não ocorra a transformação NH_4^+ em NH_3 .

Fase III: inicia-se a estabilização do pH. O teor de NH_3 produzido na fase anterior diminui, quer seja devido à sua volatilização, quer seja por ação de bactérias nitrificantes que oxidam o NH_3 à forma de nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, à forma de nitrato (NO_3^-). O N também é utilizado pelos microrganismos para a biossíntese de substâncias húmicas;

Fase IV: as reações de maturação e o poder tampão do húmus levam à estabilização do pH na neutralidade.

Todo o material com valores de pH entre de 3,0 e 11,0 pode ser compostado. No entanto, enquanto para Bertoldi (1983), o intervalo ótimo para decorrer o processo de compostagem situa-se entre 5,5 e 8,0, para Epstein (1997) situa-se entre os 6,5 e os 8,0. Segundo Brito (2017) o intervalo ideal de pH para as bactérias decompositoras atuarem encontra-se entre os valores de 6,0 e 8,0, e para os fungos entre 5,0 e 8,5.

O pH do composto final é um indicador do grau de maturidade do mesmo. Elevados valores de pH indicam compostos maturados e estáveis, enquanto baixos valores de pH são indicativos de falta de maturação, consequência da curta duração do processo ou da ocorrência de processos anaeróbios. Tanto para Meena *et al.*, 2021 como para Brito (2017), o composto estabilizado deve apresentar valores de pH entre 7,0 e 8,0. Todavia, segundo a legislação, o pH da matéria fertilizante deve situar-se entre 5,5 e 9,0. Este valor está definido pelo n.º 4, do Anexo II do Decreto-Lei n.º 30/2022, 11 de abril, que estabelece regras relativas à colocação no mercado dos adubos e corretivos agrícolas, genericamente designados como matérias fertilizantes.

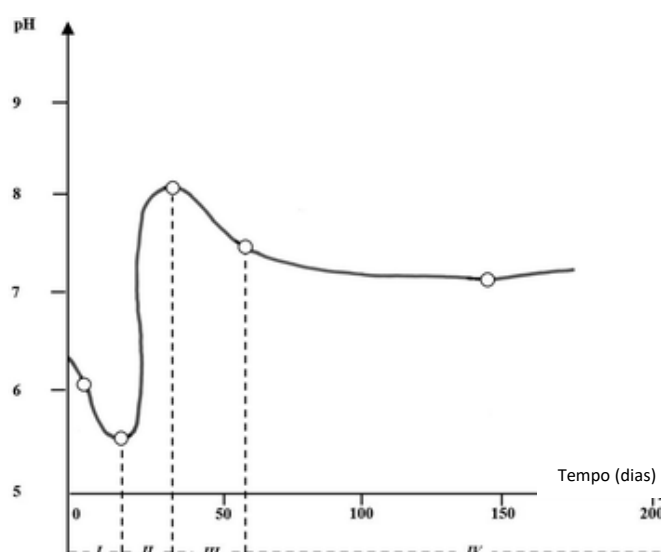


Figura 5- Evolução do pH ao longo do processo de compostagem (Adaptado de Muslin, 1987).

2.4. CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS

2.4.1. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica (CE) é uma medida utilizada para quantificar a capacidade que um material tem para conduzir corrente elétrica e o seu valor é expresso em deciSiemens por metro (dS m⁻¹). É também conhecida como condutância específica e é uma propriedade intrínseca dos materiais. É frequentemente utilizada como indicador da concentração de sais que estão presentes no material e fornece um parâmetro da estimativa da salinidade do composto, não permitindo, no entanto, a identificação dos sais presentes na matéria (Santos, 2007; Carneiro *et al.*, 2013; Brady & Weil, 2022).

O valor de CE varia ao longo do processo de compostagem. Nos primeiros dias do processo, a CE tende a aumentar devido à formação de sais minerais provenientes da mineralização parcial da MO (Raviv *et al.*, 1987; Casco & Herrero, 2008;). No entanto, à medida que nos aproximamos do fim do processo de compostagem, ou seja, do composto final estável e maturado, o valor da CE pode diminuir devido a perdas por lixiviação de substâncias solúveis em água, à precipitação de sais minerais ou à volatilização do NH₃ (Cáceres *et al.*, 2006; Brito 2017).

2.4.2. CAPACIDADE DE TROCA CATIÓNICA

A capacidade de troca catiónica (CTC) corresponde à soma dos catiões trocáveis encontrados nos colóides orgânicos e inorgânicos presentes no solo. A CTC refere-se, ainda, à capacidade que o composto tem em reter os nutrientes de carga positiva no complexo de adsorção (Ketterings *et al.*, 2002). A CTC depende fundamentalmente do conteúdo em argila e do grau de humificação da MO, quanto maior o grau de decomposição da MO maior a CTC do solo e, conseqüentemente, maior será a capacidade do solo fixar metais (Neary *et al.*, 2005). Um valor elevado de CTC significa também que os nutrientes estão disponíveis por um período de tempo mais longo (Brito, 2017). O poder de adsorção dos diferentes metais depende da sua valência e do raio iónico hidratado (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Varennes, 2003).

Os catiões retidos electrostaticamente são facilmente trocados com os catiões de uma solução, sendo que um solo com um valor elevado de CTC tem maior capacidade em manter quantidades adequadas de cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺) e sódio (Na⁺) do que um solo com um valor baixo de CTC (Ross & Ketterings, 2011).

Um valor baixo de CTC indicia uma fraca capacidade de reter catiões. Segundo Ronquim (2020), para solos com CTC baixa, a adição de fertilizantes deve ser feita de forma fracionada pois a sua capacidade para reter catiões é baixa, resultando na lixiviação de grande parte dos nutrientes adicionados.

Quando a CTC de um solo está maioritariamente ocupada por Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ o solo é rico para a nutrição de plantas. Quando a CTC está ocupada por iões Al³⁺ (alumínio) e H⁺ (hidrogénio), o solo é pobre, devido a estes iões serem potencialmente tóxicos (Ronquim, 2020).

2.5. EMISSÃO DE AMONÍACO E GASES COM EFEITO DE ESTUFA DURANTE O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Como já foi referido, durante a compostagem ocorre a libertação de gases que devem ser monitorizados para que se possa avaliar o desenvolvimento do processo. Os principais gases emitidos são o CO₂, CH₄, NH₃ e o óxido nitroso (N₂O). Destes, apenas o NH₃ não é considerado um GEE. A presença de GEE tem um papel importante no controlo da temperatura do planeta. A radiação proveniente do sol atinge a superfície terrestre sendo parte desta radiação absorvida e a restante refletida para o espaço (IPCC, 2001). Após o aquecimento da superfície terrestre, a radiação infravermelha é emitida para o espaço, podendo este equilíbrio ser alterado pela presença de GEE na atmosfera. Estes últimos absorvem na mesma gama de comprimento de onda e reemitem novamente para a superfície terrestre a radiação, desencadeando um sequestro de energia interna. Estes gases contribuem em parte para a redução na eficiência com que a Terra irradia para o espaço, desencadeando um aumento da temperatura da superfície terrestre (IPCC, 2001). A contribuição de cada gás para o efeito de estufa é avaliada pelo Potencial de Aquecimento Global (PAG) ou, em inglês, GWP (Global Warming Potential). Esta medida compara a capacidade que determinado gás possui para sequestrar a radiação na atmosfera, por unidade de peso, e num determinado horizonte temporal (normalmente 100 anos) relativamente ao CO₂, que é considerado como tendo GWP=1 (IPCC, 2019).

A emissão deste tipo de gases durante o processo de compostagem está diretamente relacionada com os teores de C e N presentes no material em compostagem. Da nitrificação e/ou desnitrificação ocorre a libertação de N₂O (Figura 5.) A mesma pode resultar da oxidação incompleta do ião amónio (NH₄⁺), ou então da desnitrificação incompleta (Beck-Friis *et al.*, 2001).

A emissão de CH₄ está relacionada com as condições de anaerobiose, sendo, portanto, influenciada pelo teor de humidade, pela estrutura do material a compostar e, ainda, pelos intervalos de tempo em que ocorrem os reviramentos do material e da taxa de arejamento (Schattner-Schmidt *et al.*, 1995).

Sousa (2012) estudou a emissão de GEE durante o processo de compostagem utilizando quatro misturas de casca de batata, casca de arroz, casca de ovo e aparas de relva. Este autor concluiu que nas suas experiências as emissões de CO₂ e NH₃, foram mais elevadas durante o período de altas temperaturas. Tal facto deve-se à aceleração das reações de oxidação pelas elevadas temperaturas. Consequentemente, a libertação de gases é mais elevada neste período do processo de compostagem. Os resultados do estudo de Sousa (2012) mostraram que as emissões de CO₂ e NH₃ aumentaram proporcionalmente à temperatura e inversamente à quantidade de O₂ consumido. Em suma, as emissões dos GEE podem ser bastante distintas, dependendo dos materiais usados e do tipo de sistema de compostagem utilizado.

Amlinger *et al* (2008) realizaram estudos nos quais monitorizaram as emissões de CO₂, NH₃, CH₄ e N₂O de diferentes sistemas de compostagem, de forma a determinar a contribuição deste processo para os GEE. Em qualquer dos sistemas utilizados, estimou que a compostagem contribuiu muito pouco para os inventários nacionais de GEE, gerando apenas 0,01-0,06% das emissões globais. Contudo, tais resultados implicam que a matriz inicial tenha determinadas características, tais como uma razão C/N superior a 25 e inferior a 35; o teor em humidade inicial deve ser 65 – 70% e manter-se nos 50% ao longo do processo. Estes autores referem que é preciso ter-se em consideração a composição das matérias-primas, o bom arejamento (de modo a não existirem zonas anaeróbias), o revolvimento (manual ou mecânico), o teor de humidade e

os valores de temperatura, pois são dos fatores mais importantes que interferem nas emissões de CH₄, N₂O e NH₃.

O mesmo estudo revelou que a adição de 10% (v/v) de composto maduro assegura a antecipação da formação de substâncias húmicas e uma efetiva retenção das fontes de C e N solúveis e voláteis. Os referidos autores, para a redução da emissão de N₂O recomendam a manutenção de elevada taxa de arejamento, operação do sistema a temperaturas entre 40 e 55/60°C durante o maior tempo possível e a remoção de elevadas concentrações de NH₃ através do pré-tratamento do gás em lavadores (scrubbers) húmidos com ácido.

2.6. AVALIAÇÃO DA ESTABILIZAÇÃO/MATURAÇÃO DOS COMPOSTOS

O produto final da compostagem, o composto, deve apresentar-se estabilizado, homogêneo, higienizado e sem substâncias fitotóxicas ou moléculas orgânicas que prejudiquem a qualidade do ambiente. Possuindo as características apropriadas, o composto pode ser armazenado e utilizado na agricultura para enriquecer os solos. Em concreto, é usado na preparação de corretivos orgânicos do solo e de substratos agrícolas, permitindo reduzir a erosão e melhorar as características dos mesmos, nomeadamente a sua estrutura, porosidade, capacidade de retenção de água e de nutrientes e arejamento com consequentes vantagens agronómicas e ambientais (Brito,2017).

Estudos prévios (Casco & Herrero, 2008; Oliveira, 2010) distinguem grau de estabilidade biológica do composto do grau de maturação. O primeiro define-se como sendo a taxa ou grau de decomposição da MO e normalmente é determinado com métodos respirométricos (medição de consumo de O₂ e libertação de CO₂). O segundo corresponde à ausência de fitotoxicidade do produto final. Esta fitotoxicidade é produzida por determinados compostos orgânicos como NH₃, ácidos orgânicos, compostos fenólicos hidrossolúveis, entre outros que se formam durante a fase mais ativa do processo de compostagem (fase bio-oxidativa). O grau de maturação é avaliado através do teste de auto aquecimento e pode determinar-se simplesmente através da resposta vegetal, existindo bastantes bioensaios disponíveis. O mais popular é o método Zucconi *et al.* (1981a, 1981b), conhecido como teste de geminação de *Lepidium sativum* L. A fitotoxicidade pode ser causada por outros fatores para além dos referidos anteriormente, como a presença de altas concentrações de metais pesados e elevada concentração de sais solúveis. Estes fatores limitam a aplicação do estudo da fitotoxicidade para a determinação da maturação de alguns compostos (Wu *et al.*, 2000; Casco & Herrero, 2008).

2.7. QUALIDADE DOS COMPOSTOS

Para que o produto final da compostagem seja de boa qualidade, os materiais utilizados devem, de igual modo, ter boas características, para não formar compostos que possam vir a ser prejudiciais quando incorporados no solo. Em Portugal, foi publicado no Diário da República, 1.^a série, n.º 71/2022, o Decreto-Lei n.º 30/2022, de 11 de abril que atualiza as regras a que deve obedecer a colocação de matérias fertilizantes no mercado.

O citado Decreto-lei aprova ainda as normas de execução necessárias ao cumprimento, na ordem jurídica interna, do Regulamento (UE) 2019/1009, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de junho de 2019, que estabelece regras relativas à disponibilização de produtos

fertilizantes no mercado UE e que altera os Regulamentos (CE) n.ºs 1069/2009 e 1107/2009 e revoga o Regulamento (CE) n.º 2003/2003, com efeitos a partir de 16 de julho de 2022. Foi publicada, no Diário da República, 1ª Série, n.º 140/2022, de 21 de julho, a Portaria n.º 185/2022 que aprova os tipos de matérias fertilizantes não harmonizadas, define o tipo de matérias-primas que podem ser utilizadas no seu fabrico e estabelece os respetivos requisitos de colocação no mercado. Esta Portaria foi retificada pela Declaração de Retificação n.º 22-A/2022, de 16 de setembro, aplica o Decreto-Lei n.º 30/2022 e inclui o novo quadro legal relativo à colocação no mercado de matérias fertilizantes e permite agilizar a introdução de novos tipos de matérias fertilizantes no mercado.

Neste âmbito, com base nas concentrações em metais pesados, materiais inertes antropogénicos, pedras e microrganismos patogénicos no composto, estabelecem-se, como se vê na Tabela 4, três classes de qualidade: Classe I, II e III, admitindo-se uma quarta (Classe IIA).

Tabela 4- Utilização da matéria fertilizante de acordo com a classe.

Classe de matéria fertilizante	Utilização
Classes I e II	Agricultura
Classe II A	Culturas agrícolas arbóreas e arbustivas, nomeadamente pomares, olivais e vinhas; Espécies silvícolas
Classe III	Solo onde não se pretenda implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal
	Cobertura final de aterros e lixeiras, pedreiras e minas, tendo em vista a restauração da paisagem
	Cobertura de valas e taludes, no caso da construção de estradas (integração paisagística);
	Fertilização de solos destinados à silvicultura (espécies cujo fruto não se utilize na alimentação humana ou animal);
	Culturas bioenergéticas;
	Jardinagem: produção florícola (excluem-se as culturas edíveis)
	Campos de futebol e de golfe.

A legislação em vigor indica que o teor máximo de humidade permitido na matéria fertilizante, expresso em percentagem em massa é de 40%, o teor de MO na matéria seca (MS) deve ser superior a 30% e o valor de pH deve situar-se entre 5,5 e 9,0. Além disso, a quantidade de materiais inertes antropogénicos não deve ser superior a 0,5% e as pedras de diâmetro superior a 5 mm não devem ultrapassar 5% do peso total do composto. Em relação à granulometria, 99% do material que constitui a matéria fertilizante deverá passar por um crivo de malha quadrada de 25 mm. A matéria fertilizante de origem orgânica é considerada não fitotóxica desde que o índice resultado da sua submissão a um dos testes de fitotoxicidade (EN 16086 -1; EN 16086 -2, ISO 11269 -2, ISO 17126; ou Método de Zucconi) revele ausência de fitotoxicidade.

Este Decreto-Lei estabelece, também, os valores máximos admissíveis de metais pesados e as recomendações para a higienização da matéria fertilizante. De acordo com este Decreto-Lei, nos sistemas de pilha revolvida em que se procede a revolvimentos periódicos da massa em compostagem, podendo ou não haver arejamento forçado, os resíduos devem estar submetidos durante, pelo menos, quatro semanas a condições de temperatura e humidade superiores a 55 °C e 40%, respetivamente, efetuando-se, no mínimo, três revolvimentos.

O grau de maturação deverá ser determinado em função das temperaturas atingidas no teste de autoaquecimento em vasos de Dewar (T°C). Segundo a classificação de Rottegrad, quando a matéria fertilizante atinge temperaturas inferiores ou iguais a 40°C estamos perante matéria fertilizante maturada que está no IV e V grau de maturação. Por outro lado, quando as temperaturas atingidas se encontram entre 40 e 50 °C a matéria fertilizante é considerada semimaturada e o grau de maturação é o III. A matéria fertilizante semimaturada só pode ser utilizada em solos destinados à instalação de culturas arbóreas e arbustivas (nomeadamente vinha, olival, pomares), culturas arvenses, pastagens, floricultura, horticultura, relvados, silvicultura, desde que o espalhamento e incorporação sejam efetuados pelo menos quatro e três semanas, respetivamente, antes da sementeira ou plantação e após o espalhamento desta matéria fertilizante, a mesma deve ser incorporada no solo no prazo de 48 horas. Por sua vez, matéria fertilizante maturada pode ser utilizada em solos destinados a culturas arbóreas e arbustivas (nomeadamente vinha, olival, pomares), culturas arvenses, pastagens, floricultura, horticultura, relvados, silvicultura, desde que o espalhamento e a incorporação sejam efetuados num período inferior a três semanas antes da sementeira ou plantação ou no caso de certas culturas já implantadas em que a matéria fertilizante possa contactar com as raízes como, por exemplo, em prados, pastagens, pomares e relvados. Entre as aplicações de matéria fertilizante e as colheitas ou disponibilização das pastagens para o efetivo pecuário devem mediar, pelo menos, quatro semanas.

Os valores máximos admissíveis de microrganismos patogénicos, de sementes e de propágulos de infestantes estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Valores máximos admissíveis de microrganismos patogénicos, de sementes e de propágulos de infestantes (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).

Agente patogéneo	Valores máximos admissíveis
<i>Salmonella sp.</i>	Ausente em 25 g de matéria fertilizante produzida
<i>Escherichia coli</i>	<1000 células por g de matéria fertilizante produzida
Sementes e propágulos de infestantes	3 unidades viáveis por litro

Os teores de metais pesados também devem ser determinados e os seus valores máximos admissíveis vão depender da classe de matéria fertilizante (Tabela 6).

Tabela 6 - Valores máximos admissíveis para os teores «totais» de metais pesados na matéria fertilizante com componentes orgânicos, por classe (mg kg⁻¹ MS) (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).

Metal pesado no solo	Valores máximos admissíveis no solo (mg/kg)		
	5 pH ≤ 6	6 ≤ pH < 7	pH ≥ 7
Cádmio (Cd)	0,5	1,0	1,5
Chumbo (Pb)	50	70	100
Cobre (Cu)	20	50	100
Crómio (Cr)	30	60	100
Mercúrio (Hg)	0,1	0,5	1,0
Níquel (Ni)	15	50	70

Nota. — Os teores «totais» correspondem à fração solúvel em água-régia.

A matéria fertilizante só pode ser incorporada no solo após prévio conhecimento do valor do seu pH e do teor de metais pesados, não podendo ser utilizada em solos cuja concentração, em qualquer dos elementos referidos, ultrapasse os valores indicados na Tabela 7.

Tabela 7- Valores máximos admissíveis dos teores «totais» * de metais pesados nos solos (reportados à matéria seca)

Metal pesado a determinar	Classes da Matéria fertilizante			
	I	II	II A	III
Cádmio (Cd)	0,7	1,5	3	5,0
Chumbo (Pb)	100	150	300	500
Cobre (Cu)	100	200	400	600
Crómio (Cr)	100	150	300	400
Mercúrio (Hg)	0,7	1,5	3	5,0
Níquel (Ni)	50	100	200	200
Zinco (Zn)	200	500	1000	1500

em que se pretenda aplicar a matéria fertilizante (Adaptado de Decreto-Lei n.º 30/2022 de 11 de abril).

Nos solos que apresentem reação muito ácida, ou seja, pH (H₂O) inferior a 5,0 a aplicação da matéria fertilizante só pode ser realizada após a calagem do solo, de modo a elevar o pH para valores superiores a 5,0.

Para a colocação de um composto no mercado também é necessário apresentar os valores totais dos macronutrientes (Azoto (N); Fósforo (P₂O₅); Potássio (K₂O)) e micronutrientes (Cálcio (CaO); Magnésio (MgO); Boro (B)), o valor da razão C/N, da massa volúmica aparente, da CE e ainda a origem das matérias-primas utilizadas para a produção do composto.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. DESENHO EXPERIMENTAL E RESÍDUOS AGROALIMENTARES

O ensaio experimental de compostagem foi instalado no Laboratório de Engenharia Rural da Escola Superior Agrária de Viseu (Viseu, Portugal; N 40°38'20.656'', W 7°54'40.757'') e decorreu durante 150 dias (início a 7 de outubro de 2020 e término a 06 de março de 2021).

Foram utilizados três tipos de resíduos recolhidos em explorações agrícolas locais, conforme descrito na Tabela 8.

Tabela 8- Matérias-primas utilizadas no processo de compostagem e respetiva origem.

Matérias-primas	Origem
Folhas de oliveira (<i>Olea europaea</i> L.)	Processo de produção de azeite
Engaço de sabugueiro (<i>Sambucus nigra</i> L.)	Processo de extração de baga de sabugueiro
Engaço de uva tinta	Processo de produção de vinho
Relva verde	Espaços verdes
Palha de trigo seca	Parcelas agrícolas

Dois dias antes do início do ensaio de compostagem, as matérias-primas agroalimentares bem como a palha de trigo foram cortadas, com recurso a uma tesoura (20–30 mm), e armazenadas em local fresco a 4 °C até ao seu uso. A palha de trigo seca foi usada como material de volume.

Cada compostor foi preenchido com 3 kg de matéria seca (MS) da mistura de resíduos agroalimentares com a palha, numa proporção que permitiu uma razão C/N inicial de 25. Este cálculo foi realizado tendo por base o conteúdo elementar das matérias-primas. A humidade de cada compostor foi corrigida para 40-60% no início do ensaio e mantida constante através de pesagens frequentes e adição de água. As misturas de cada compostor foram revolvidas manualmente uma vez por semana durante a fase mais ativa (fase biooxidativa) e depois a cada 15 dias até ao final do período de maturação. A Figura 6 refere-se à composição das misturas iniciais em cada compostor.

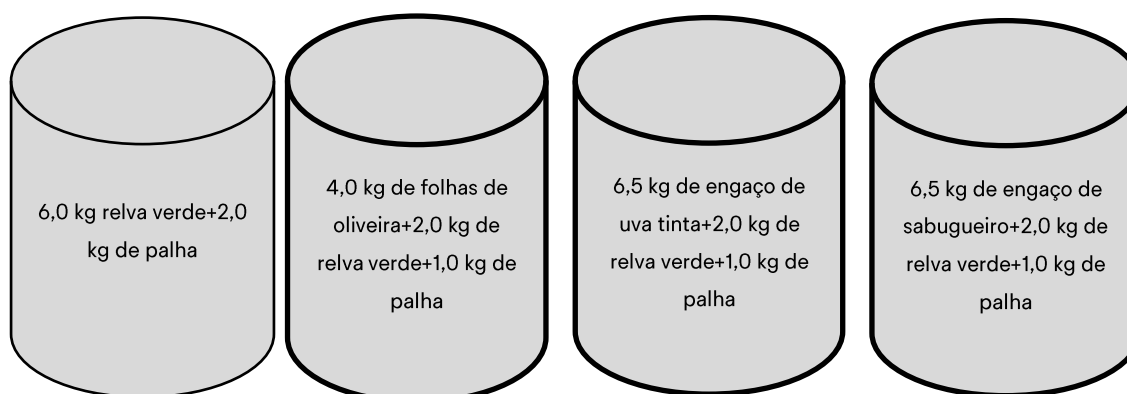


Figura 6- Esquema ilustrativo das composições das misturas iniciais a compostar.

O ensaio foi realizado em 12 compostores com a capacidade de 60 L (0,65 m de altura e 0,40 m de diâmetro) (Figuras 7 e 8), que foram numerados e dispostos aleatoriamente. Foram realizados 4 tratamentos: Controlo, Oliveira, Uva e Sabugueiro, com três réplicas de cada compostor. Foi utilizado isolamento térmico (lã mineral; 0,60 m de altura e 0,05 m de espessura) para manutenção da temperatura do compostado constante, evitando problemas de arrefecimento que pudessem influenciar os resultados e fluxo de ar controlado, que foi conseguido fazendo três orifícios (6 mm de diâmetro) em cada compostor. Um orifício foi aberto na parte inferior para a admissão de ar exterior e dois foram feitos na parte superior para garantir a circulação do ar e a libertação dos gases produzidos ao longo do processo. O tubo inserido no orifício da parte inferior foi conectado a uma placa plástica perfurada localizada no fundo do compostor com o intuito de uniformizar o ar inserido.

O arejamento foi fornecido continuamente por uma bomba individual (Marina 100, Hagen, Leeds, Reino Unido). Um caudalímetro equipado com uma válvula agulha (Aalborg™ FT10201SAVN, Aalborg, Dinamarca) foi usado para controlar a taxa de arejamento a 0,34 L min⁻¹. Tal como Santos (2017) esta taxa foi escolhida para conceber um nível de arejamento ideal que permitisse reduzir simultaneamente as perdas de CH₄, N₂O e NH₃. Jiang *et al.*, (2011) demonstraram que valores de taxas de arejamento mais baixas propiciavam períodos de emissão mais longos e taxas de emissão mais altas. Pelo contrário, quando se utilizavam taxas de arejamento mais elevadas as emissões de CH₄ diminuam e as emissões de N₂O e NH₃ aumentavam.



Figura 8- Imagem ilustrativa das características do compostor.



Figura 7- Disposição dos compostores utilizados.

3.2. MEDIÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Os materiais originais, assim como cada uma das misturas utilizados na compostagem, foram analisados durante o processo de compostagem. Aos 0, 5, 1, 30, 90 e 150 dias foram determinados, para todos as misturas/compostos, os seguintes parâmetros:

- Valor de pH
- Condutividade elétrica
- Teor de matéria-seca
- Azoto total
- Carbono total
- Azoto amoniacal (NH_4^+) e nítrico (NO_3^-)

As substâncias húmicas totais, os ácidos fúlvicos, o índice de germinação e deteção de *Escherichia coli* e *Salmonella* sp foram determinados apenas nos compostos finais (aos 150 dias).

Para a determinação destes parâmetros procedeu-se à recolha de amostras dos materiais em compostagem, as quais foram constituídas por subamostras aleatoriamente recolhidas por todo o volume do compostor. As subamostras foram moídas, obtendo-se partículas com tamanho inferior a 1 mm, congeladas a $-18\text{ }^\circ\text{C}$ (a fim de impedir os processos metabólicos e tornar muito pouco significativos os fenómenos de volatilização de NH_3) e armazenadas para posterior determinação/avaliação dos parâmetros físico-químicos e biológicos, nos respetivos laboratórios de análise.

A temperatura dos materiais em compostagem foi medida diariamente a cada 10 minutos por sensores (CS107, Campbell Scientific, Leicestershire, Reino Unido) localizados no centro dos compostores 1, 4, 7 e 10 e os dados foram registados no micrologger (CR3000, Campbell Scientific, Leicestershire, Reino Unido). A temperatura no centro de cada compostor foi medida nos dias em que foram recolhidas amostras (0,5,15,30,60,90 e 150 dias) utilizando um termómetro digital (modelo Prima Long).

Para a medição dos parâmetros físico-químicos foram utilizados os métodos analíticos conforme as normas europeias descritas na Tabela 9. Com base nos valores de N e C medidos, foi calculada a razão C/N.

Tabela 9- Parâmetros determinados com os respetivos métodos e normas europeias e nacionais utilizadas (Portaria n.º 185/2022, 21 de julho).

Parâmetro	Método de análise	Norma Europeia
pH (H_2O)	Potenciometria	EN 13037, Brussels, Bélgica
Teor de MS	Método gravimétrico (24 h a $105\text{ }^\circ\text{C}$)	EN 13040, Brussels, Bélgica
CE	Electrometria	EN 13038, Brussels, Bélgica
C total	Método Dumas	EN 13654-1, Brussels, Bélgica
E N total dias)	Método Kjeldahl	EN 13654-1, Brussels, Bélgica

,N,H₄⁺ e NO₃⁻	Espectrofotometria de absorção	EN 13652, Brussels, Bélgica
SHT e AF	Solubilidade em soluções aquosas	ISO 19822, Geneva, Suíça
IG	Germinação e alongamento radicular em sementes de <i>Lactuca sativa</i> L.	ISO 17126, Geneva, Suíça
<i>Escherichia coli</i>	Técnica de contagem de colónias a 44°C	ISO 16649-2, Geneva, Suíça
<i>Salmonella sp.</i>	Método horizontal /4 etapas	ISO 6579, Geneva, Suíça

NOTA: MS: Matéria seca; CE: Condutividade elétrica; C total: Carbono total; N total: Azoto total; SHT: Substâncias húmicas totais. AF: Ácidos fúlvicos. IG: Índice de germinação.

3.3. MEDIÇÕES DAS EMISSÕES GASOSAS

As concentrações de NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄ foram medidas no ar de exaustão de saída com um analisador fotoacústico multigás (INNOVA 1412i-5, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca) (Figura 9). Este equipamento permite medir a concentração de 5 gases diferentes, incluindo o vapor de água, em qualquer tipo de amostra de ar. O método utilizado foi a deteção fotoacústica por infravermelhos.

O analisador fotoacústico foi equipado com filtros internos para partículas e vapor de água (filtro SB0527, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca) e filtros óticos para o NH₃ (filtro UA0973, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca), N₂O (filtro UA0985, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca), CO₂ (filtro UA0982, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca) e CH₄ (filtro UA0969, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca) com limites de deteção de 152,1, 58,9, 2947,1, e 286,4 µg m⁻³, respetivamente. A calibração do analisador foi feita pelo fabricante antes do início do ensaio, sendo operado em modo que compensava a interferência do vapor de água e a interferência cruzada de gases medidos.



Figura 9- Analisador fotoacústico INNOVA 1412i-5.

Foram recolhidas amostras de ar, em sequência, a cada dois minutos, através de um ponto de amostragem (tubo de Teflon com diâmetro interno de 3 mm) por compostor, por meio de um amostrador multiponto (INNOVA 1409-12, Lumasense Technologies, Ballerup, Dinamarca)

(Figura 10) equipado com filtros de politetrafluoroetileno (tamanho de poro de 1 μm , Whatman, Ome, Japão).



Figura 10- Amostrador multiponto INNOVA 1409-12.

As medições dos gases foram diárias até ao dia 75, após esse dia foram medidas de 5 em 5 dias até ao final do ensaio.



Figura 11- Vista do ensaio de compostagem à escala piloto e do equipamento usado para medir as emissões gasosas.

Legenda: 1- Computador; 2- Amostrador multiponto INNOVA 1409-12; 3- Exaustor de gases; 4- Caudalímetros (taxa de arejamento=0,34 L min⁻¹); 5- Bombas de ar; 6- Logger (com sensor de temperatura); 7- Analisador multigás INNOVA 1412i-5; 8- Compostor de 60 L.

3.4. MÉTODOS DE CÁLCULO E ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para cada compostor foram determinados os fluxos de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 através de um balanço de massa, isto é, foram calculadas as concentrações médias de cada gás em cada ponto de amostragem de saída e entrada através da Equação (1):

$$FLUXO = AREJAMENTO \times \left(\frac{SAÍDA - ENTRADA}{MASSA} \right) \quad (1)$$

Onde:

FLUXO corresponde à emissão de gás do compostor ($\text{mg h}^{-1} \text{MS inicial}$),

AREJAMENTO corresponde ao caudal de ar no compostor ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$),

SAÍDA corresponde à concentração de gás à saída do compostor ($\mu\text{g m}^{-3}$),

ENTRADA corresponde à concentração de gás à entrada do compostor (mg m^{-3}) usando coeficiente de base ($\text{NH}_3 = 2,66 \mu\text{g m}^{-3}$, $\text{N}_2\text{O} = 589,42 \mu\text{g m}^{-3}$, $\text{CO}_2 = 628714,29 \mu\text{g m}^{-3}$, e $\text{CH}_4 = 1074,11 \mu\text{g m}^{-3}$),

MASSA (kg) corresponde à massa inicial de matéria seca existente em cada compostor.

Os valores acumulados de fluxos de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 foram calculados considerando os fluxos médios obtidos entre as duas datas de amostragem consecutivas, sendo multiplicados pelo intervalo de tempo entre as medições (Pereira *et al.*, 2019).

Para determinar a eficiência da redução (DIMINUIÇÃO, %) da emissão de gases provenientes dos tratamentos com resíduos agroalimentares, comparativamente ao tratamento controlo, foi utilizada a Equação (2):

$$DIMINUIÇÃO = 100 - \left(\left(\frac{AGROALIMENTARES}{CONTROLO} \right) \times 100 \right) \quad (2)$$

Onde:

AGROALIMENTARES corresponde ao valor médio individual ou valores acumulados do gás provenientes dos tratamentos de Folhas de Oliveira, Engaço de Sabugueiro ou Engaço de Uva,

CONTROLO corresponde ao valor médio individual ou do valor acumulado do gás proveniente do tratamento de Controlo.

O valor do potencial de aquecimento global (PAG) em cada compostor foi determinado usando o coeficiente PAG para emissões diretas de gases de efeito de estufa ($\text{N}_2\text{O} = 265$, $\text{CO}_2 = 1$ e $\text{CH}_4 = 28$) e para as emissões indiretas de N_2O (1% de $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilizado para $\text{N}_2\text{O-N}$), conforme definido nas orientações técnicas do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2019).

Para determinação do PAG foi utilizada a Equação (3):

$$PAG = 0,01 \times [\text{NH}_3] + 265 \times [\text{N}_2\text{O}] + 1 \times [\text{CO}_2] + 28 \times [\text{CH}_4] \quad (3)$$

Onde:

PAG corresponde ao potencial de aquecimento global expresso em $\text{g CO}_2\text{-eq. m}^{-2}$,

[NH₃], **[N₂O]**, **[CO₂]** e **[CH₄]**, são respetivamente os valores acumulados de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 expressos em g m^{-3} .

O tratamento estatístico dos resultados deste estudo foi realizado com recurso ao software STATISTIX 10.0 (Analytical Software, Tallahassee, FL, USA). Para avaliar os efeitos de cada tratamento na composição do composto e a emissão de gases foi efetuada análises de variância de um fator. A comparação das médias de cada tratamento foi determinada pelo teste Tukey (HSD), para um nível de significância de 0,05.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. TEMPERATURA

A temperatura é considerada por diversos autores o parâmetro principal num processo de compostagem. Os microrganismos utilizam a MO disponível como fonte de energia e nutrientes. Durante as suas atividades metabólicas parte da energia é libertada sob a forma de calor. Este calor fica retido no seio do material a compostar provocando um aumento da temperatura (Cunha Queda, 1999). É por este motivo que a temperatura é um fator que afeta não só a velocidade de degradação da MO, mas também a qualidade do produto final, que tendo em conta as suas possíveis utilizações, deve estar isento de risco para a saúde pública.

A evolução do perfil da temperatura média registada durante o período de compostagem dos diferentes tratamentos está presente na Figura 12. Verificou-se que a temperatura variou ao longo do ensaio, seguindo um comportamento semelhante em todos os tratamentos. Em todos os tratamentos, o pico das temperaturas ocorreu no dia um (49-56 °C), diminui progressivamente até ao dia 73 (de 55 para 16 °C) e aumentou depois até atingir valores de temperatura ambiente (9-15 °C) no fim do ensaio (Figura 12).

O padrão de temperatura mudou durante o processo de compostagem. Observou-se uma rápida subida da temperatura em todas as misturas até se atingirem temperaturas termófilas logo nos primeiros dois dias de compostagem (45-75 °C), a fase mesofílica (20-45 °C) ocorreu desde o dia 3 ao dia 60 e a maturação ocorreu desde o dia 60 até ao fim do ensaio (Figura 12).

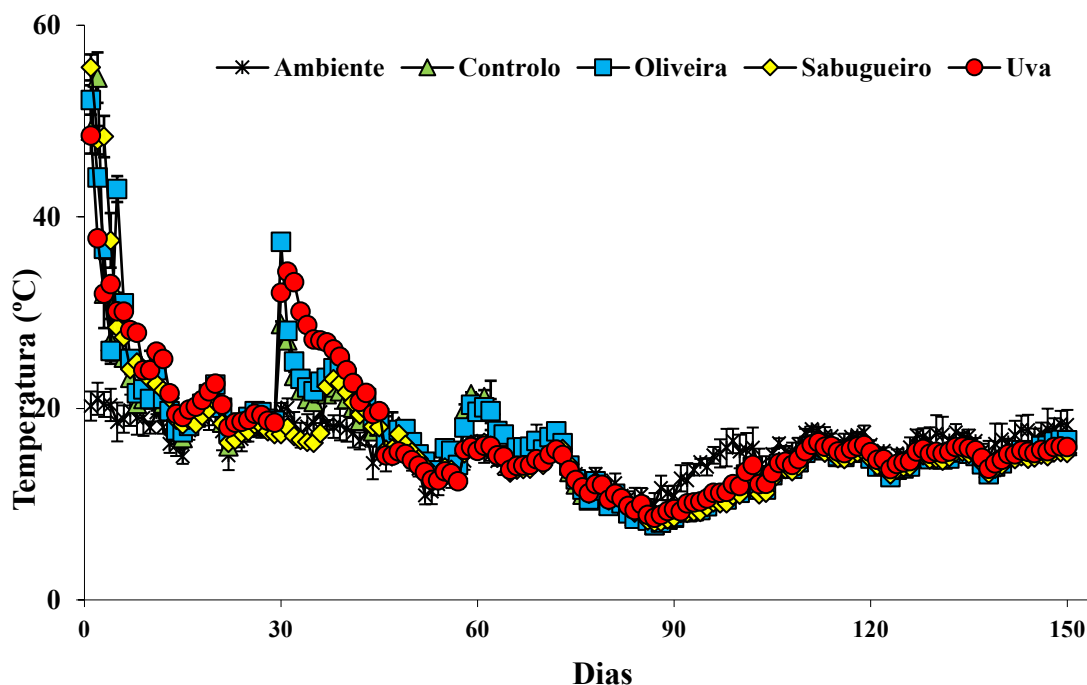


Figura 12- Evolução dos valores de temperatura nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem. As barras verticais representam o desvio padrão (n=3).

Durante as fases termofílica e mesofílica e na maioria dos dias medidos, as temperaturas foram significativamente superiores ($p < 0,05$) nos tratamentos Oliveira e Uva comparativamente aos tratamentos Controlo e Sabugueiro. No entanto, durante a fase de maturação de todos os tratamentos e na maioria das medições, não se verificaram diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Diversos autores (Santos *et al.*, 2017; Yasmin *et al.*, 2022; Pinto *et al.*, 2023) referem o arejamento das misturas iniciais, a humidade, a MO e a relação C/N como fatores que aumentam as atividades metabólicas microbianas. Este facto pode explicar o rápido aumento da temperatura nos primeiros dias de compostagem. Como é possível observar na Figura 12, o tratamento Sabugueiro apresenta uma fase termofílica prolongada. Isto poderá ser explicado pela existência de maior quantidade de compostos facilmente degradáveis que existem nos resíduos de sabugueiro, quando comparado com os outros resíduos agroalimentares. Por outro lado, a fase mesofílica mais longa foi observada nos tratamentos Oliveira e Uva, provavelmente porque estes resíduos agroalimentares contêm uma MO mais resistente à degradação microbiana, tais como as hemiceluloses, as celuloses, a lenhina e a lignocelulose (Wang *et al.*, 2022; Yu *et al.*, 2023).

4.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A maturação, estabilidade e qualidade de um composto podem ser asseguradas controlando as alterações ocorridas nas propriedades físico-químicas. Na Tabela 10, estão presentes os valores dos parâmetros físico-químicos das matérias-primas originais, das misturas iniciais de palha com os diferentes resíduos agroalimentares em estudo e dos compostos finais. Comparando o pH do tratamento Controlo (6,5) com as misturas iniciais de palha com os diferentes resíduos agroalimentares em estudo verificou-se que existem diferenças significativas ($p < 0,05$). Constatou-se que o pH era maior no tratamento Sabugueiro (8,1) e menor nos tratamentos Oliveira e Uva (4,0 e 5,7, respetivamente) (Tabela 10). Como é possível observar na Figura 13A, o pH aumentou em todos os tratamentos até ao quinquagésimo dia e permaneceu constante até ao final do processo de compostagem. Este facto pode ser explicado pela produção de ácidos que ocorre logo no início da compostagem, os quais, numa fase mais avançada do processo, são degradados. Posteriormente, é expectável o aumento do valor de pH devido à produção de N amoniacal resultante da mineralização do N orgânico dos materiais em compostagem (Santos, 2018). O pH do composto final foi significativamente maior ($p < 0,05$) nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro (8,9 para o Oliveira e 10,1 para o Sabugueiro) relativamente aos tratamentos Controlo e Uva (7,7 para o Controlo e 7,8 para o Uva). Os compostos com pH superior a 8,0 não são benéficos pois favorecem perdas de N por volatilização. Os elevados valores de N amoniacal e reduzidos valores de nitratos, indicadores de nitrificação reduzida, terão limitado uma maior redução dos valores de pH na fase final do ensaio.

A CE das misturas iniciais de palha com os resíduos agroalimentares não diferiu estatisticamente ($p > 0,05$) entre o tratamento Controlo ($1,8 \text{ dS m}^{-1}$) e os tratamentos Oliveira ($1,3 \text{ dS m}^{-1}$) e Uva ($2,2 \text{ dS m}^{-1}$), mas quando comparada com o tratamento Sabugueiro verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$), sendo que a CE no tratamento Sabugueiro ($3,0 \text{ dS m}^{-1}$) foi superior à CE do tratamento Controlo (Tabela 10). O C total das misturas iniciais de palha com os resíduos agroalimentares não diferiu estatisticamente ($p > 0,05$) entre o tratamento Controlo ($494 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$) e os tratamentos Oliveira e Uva (496 e $486 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$, respetivamente), existindo diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos Controlo e Sabugueiro ($407 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$), sendo o valor do Sabugueiro inferior ao do Controlo (Tabela 10).

Tabela 10- Caracterização físico-química das matérias-primas, misturas iniciais de palha com os diferentes resíduos agroalimentares e compostos finais (média \pm desvio padrão).

Parâmetros	pH	CE	MS	CT	NT	C/N	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
Matéria -prima								
Palha	5,8 \pm 0,1 a	0,3 \pm 0,1 b	230,7 \pm 6,4 b	524,0 \pm 3,9 b	37,6 \pm 0,9 a	13,9 \pm 0,2 a	162 \pm 17 c	1 \pm 1 c
Folhas de Oliveira	4,0 \pm 0,1 b	0,1 \pm 0,1 c	156,4 \pm 1,2 c	515,6 \pm 0,7 b	13,3 \pm 1,0 b	38,7 \pm 3,1 a	413 \pm 59 b	34 \pm 1 a
Engaço de Sabugueiro	4,0 \pm 0,1 b	0,1 \pm 0,1 c	277,9 \pm 22,9 b	532,2 \pm 3,7 ab	19,9 \pm 4,9 b	26,7 \pm 9,4 a	846 \pm 149 a	24 \pm 2 b
Engaço de Uva	5,8 \pm 0,1 a	1,3 \pm 0,1 a	417,2 \pm 17,1 a	549,8 \pm 10,1 a	16,1 \pm 4,5 b	34,2 \pm 18,2a	562 \pm 96 b	1 \pm 1 c
Misturas Iniciais								
Controlo	6,5 \pm 0,2 b	1,8 \pm 0,2 bc	343,9 \pm 15,4 a	494,9 \pm 9,2 a	22,9 \pm 3,6 a	24,1 \pm 2,4 a	2835 \pm 114 a	0,2 \pm 0,1 a
Oliveira	5,7 \pm 0,3 c	1,3 \pm 0,4 c	361,4 \pm 15,0 a	496,9 \pm 5,3 a	17,5 \pm 1,0 a	28,5 \pm 0,7 a	1 \pm 1 b	0,1 \pm 0,1 a
Sabugueiro	8,1 \pm 0,5 a	3,0 \pm 0,2 a	350,2 \pm 29,9 a	407,9 \pm 15,6 b	18,2 \pm 3,2 a	23,1 \pm 3,0 a	17 \pm 2 b	0,2 \pm 0,1 a
Uva	4,0 \pm 0,1 d	2,2 \pm 0,2 b	293,1 \pm 6,9 a	486,4 \pm 13,8 a	17,8 \pm 2,8 a	26,1 \pm 1,6 a	837 \pm 724 b	0,1 \pm 0,1 a
Compostos finais								
Controlo	7,7 \pm 0,2 c	4,9 \pm 0,7 a	606,3 \pm 22,9 a	414,8 \pm 21,4 b	38,0 \pm 3,5 a	10,9 \pm 0,1 b	453 \pm 61 b	0,1 \pm 0,1 a
Oliveira	8,9 \pm 0,3 b	2,1 \pm 0,3 b	311,0 \pm 31,3 b	502,3 \pm 7,8 a	37,9 \pm 3,4 a	13,3 \pm 0,7 ab	276 \pm 47 b	0,1 \pm 0,1 a
Sabugueiro	10,1 \pm 0,1 a	5,3 \pm 0,6 a	293,2 \pm 38,7 b	417,3 \pm 7,5 b	35,9 \pm 7,8 a	12,1 \pm 1,7 b	911 \pm 157 a	0,1 \pm 0,1 a
Uva	7,8 \pm 0,2 c	1,9 \pm 0,1 b	366,1 \pm 15,5 b	522,6 \pm 7,8 a	27,3 \pm 8,7 a	20,9 \pm 4,0 a	308 \pm 135 b	0,1 \pm 0,1 a

Legenda: $n=3$: três réplicas por tratamento. pH: pH (H₂O), condutividade elétrica: EC (dS m⁻¹), teor de matéria seca: MS (g kg⁻¹), carbono total: CT (g kg⁻¹ MS), azoto total: NT (g kg⁻¹ MS), C/N: razão C/N; NH₄⁺: NH₄⁺-N (mg N kg⁻¹MS), NO₃⁻: NO₃⁻-N (mg N kg⁻¹ MS). Os valores apresentados nas linhas com letras minúsculas diferentes significam que foram significativamente diferentes ($p<0,05$) pelo teste de Tukey

Durante este estudo, nos diversos tratamentos, existiram grandes variações nos valores de CE e do C total. A maior variação ocorreu na CE do tratamento Sabugueiro (Figura 13B) e a menor variação ocorreu no C total do tratamento Controlo (Figura 15A). Como é possível observar na Figura 13A, o C total diminui lentamente durante o processo de compostagem. Tal facto é explicado pela oxidação da matéria orgânica promovida pelos microrganismos, que libertam CO₂ através da sua respiração (Zhang & He, 2006), diminuindo assim a concentração de C. O C é fundamental para o metabolismo microbiano pois é utilizado pelos microrganismos na síntese celular para formação de protoplasma, assim como na síntese de lípidos, ácidos gordos e hidrocarbonatos, contribuindo também para a sua diminuição ao longo do processo de compostagem (Casco & Herrero, 2008).

Da análise dos compostos finais constatou-se que os valores de CE e C total diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) nos tratamentos Oliveira e Uva quando comparados com os tratamentos Controlo e Sabugueiro. Relativamente aos valores de CE e C total, estes são superiores nos tratamentos Oliveira e Uva (2,1 e 1,9 dS m⁻¹ para a CE e 502 e 522 g kg⁻¹ MS para o C total, respetivamente, enquanto nos tratamentos Controlo e Sabugueiro os valores da CE foram de 4,9 e 5,3 dS m⁻¹ e o C total foi de 414 e 417 g kg⁻¹ MS, respetivamente (Tabela 10). Chen *et al.* (2019) referem que a CE de um composto, quando aplicado no solo, não deve exceder os 3,0 dS m⁻¹. Nos compostos finais do Controlo e do Sabugueiro os valores de CE obtidos são superiores ao valor recomendado pelos referidos investigadores, enquanto nos tratamentos de Uva e Oliveira são inferiores. No caso da legislação em vigor para atribuição de rótulo ecológico da UE, a mesma refere que os valores da CE não podem exceder os 1,5 dS m⁻¹.

O teor de matéria seca (MS), N total, razão C/N e ião NO₃⁻ das misturas iniciais de palha com os resíduos agroalimentares não diferiram significativamente ($p > 0,05$) entre os tratamentos, observando-se valores que variaram desde 293 a 361 g kg⁻¹ para o teor de MS, de 17 a 22 g kg⁻¹ MS para o N total, de 23 a 28 para a razão C/N e de 0,1 a 0,2 mg N kg⁻¹ MS para os valores de NO₃⁻ (Tabela 10). Quando comparado o tratamento de Controlo com os restantes tratamentos de resíduos agroalimentares, verificou-se que o teor de NH₄⁺ inicial diferiu estatisticamente ($p < 0,05$) entre o tratamento de Controlo (2835 mg N kg⁻¹ MS) e os restantes tratamentos. No entanto, os tratamentos de resíduos agroalimentares não diferiram entre si. O MS aumentou ao longo do ensaio em todos os tratamentos, sendo que os valores mais elevados ocorreram no tratamento de Controlo (Fig. 13C).

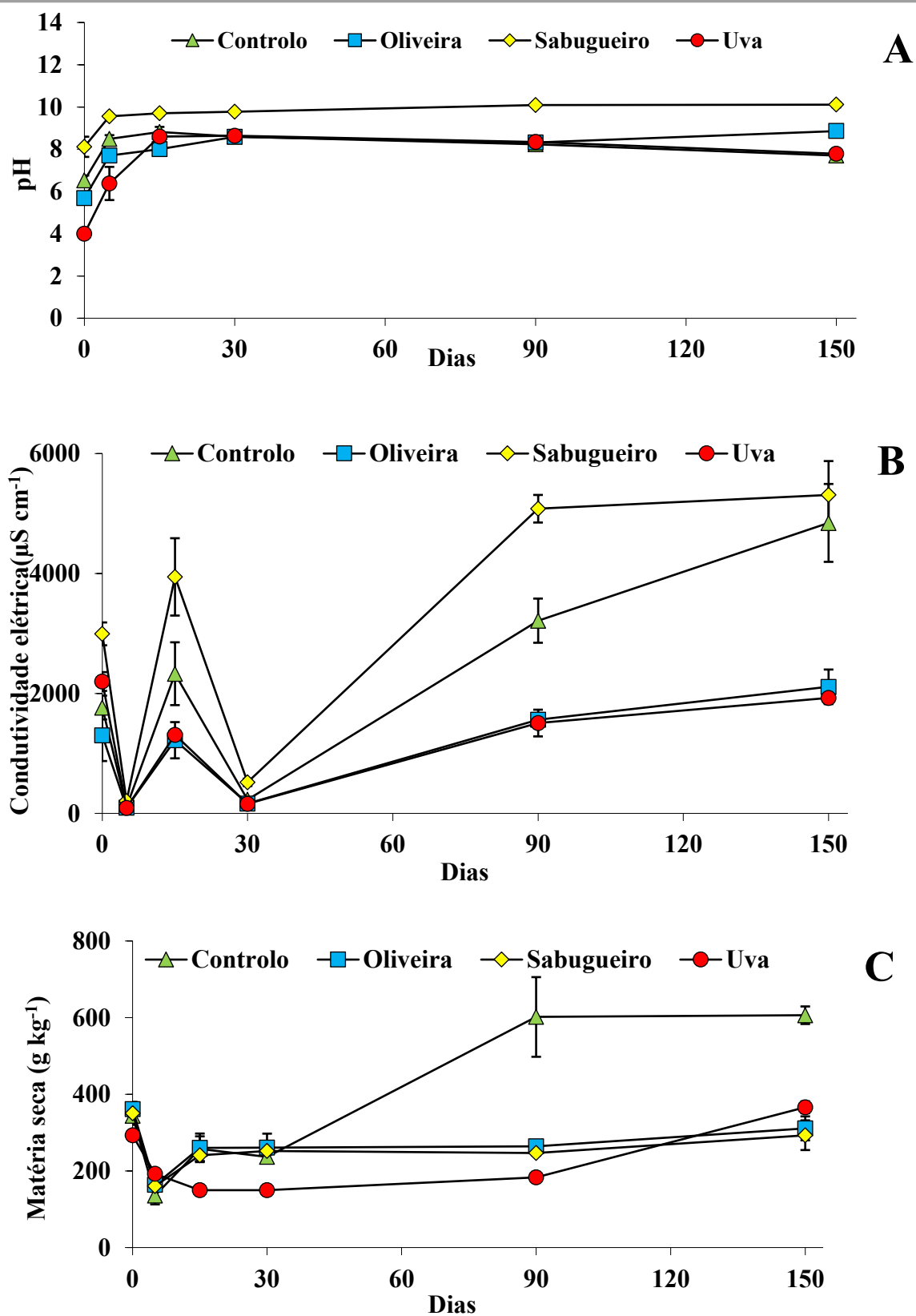
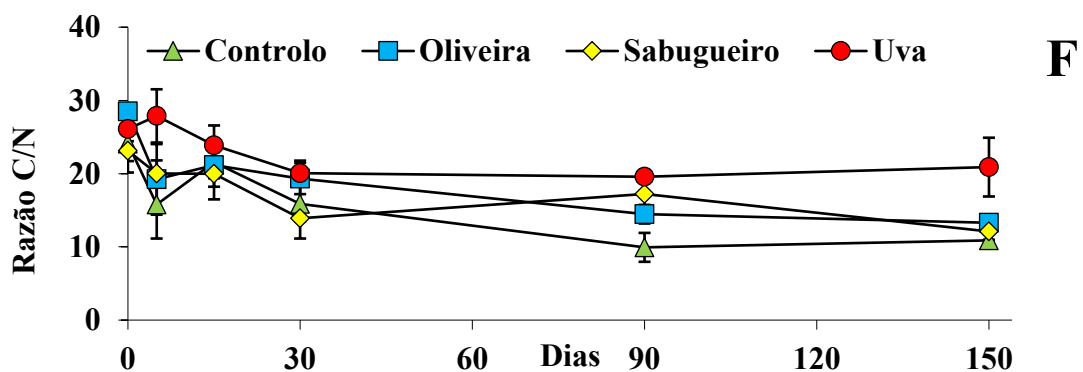
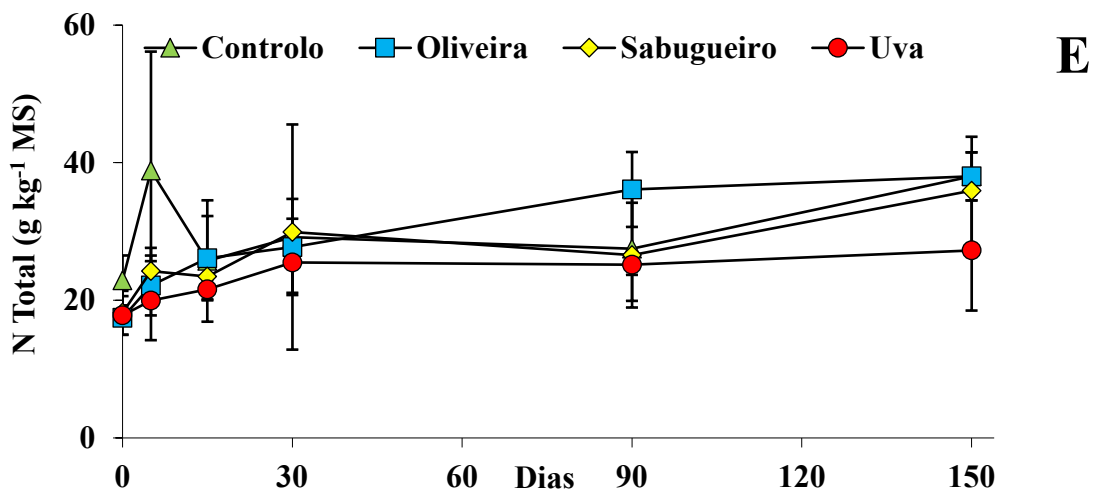
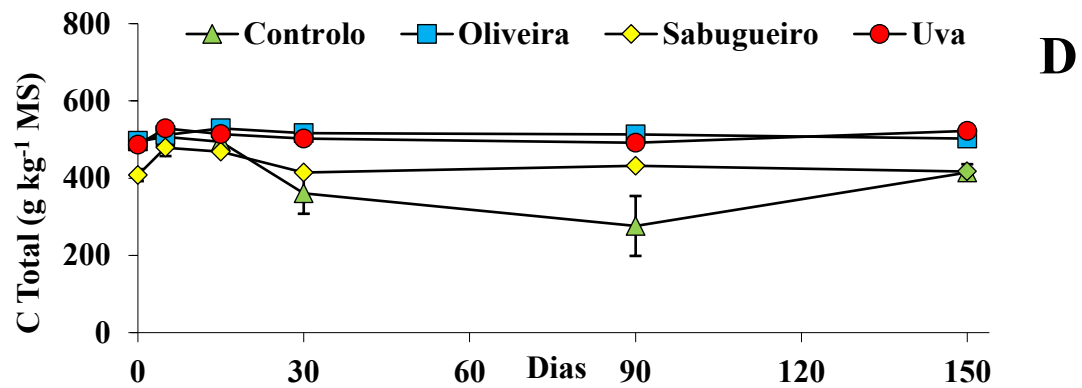


Figura 13- Evolução dos valores de pH (A), condutividade elétrica (B) e teor de matéria-seca (C) nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem (n=3).

Em todos os tratamentos os valores de N total aumentaram progressivamente, enquanto a razão C/N diminuiu (Fig.14B-C). Como é possível observar na Figura 14D, o valor de NH_4^+ aumentou em todos os tratamentos durante os primeiros 15 dias e depois diminuiu até ao fim do ensaio para valores inferiores a $1000 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ MS}$. O tratamento de Controlo apresentou um teor de MS no composto final superior estatisticamente ($p < 0,05$) quando comparado com os demais tratamentos (606 g kg^{-1} no Tratamento Controlo contra 293 a 366 g kg^{-1} nos restantes tratamentos) (Tabela 10).



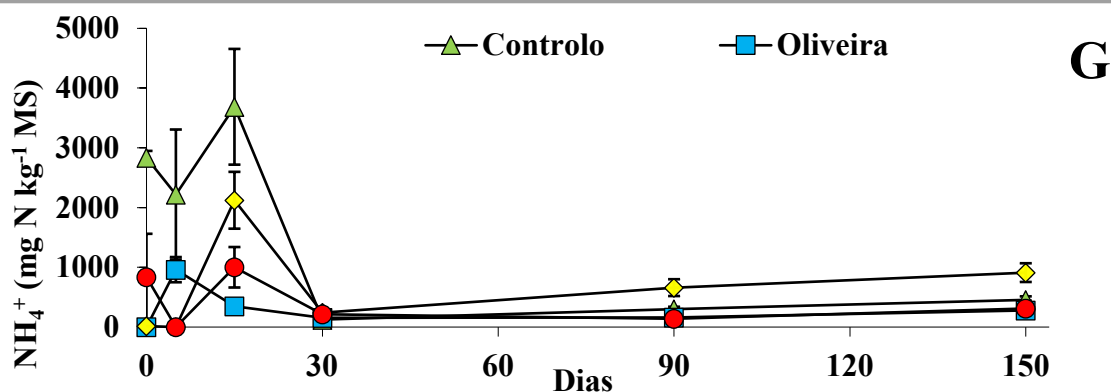


Figura 14- Evolução dos valores de carbono total (D), azoto total (E), razão C/N (F) e NH_4^+ (G) nos diferentes tratamentos durante o período de compostagem (n=3).

O N total, o NO_3^- , o IG, os valores de *E. coli* e *Salmonella sp.* do composto final entre todos os tratamentos não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$), observando-se valores compreendidos entre os 27 a 38 g kg^{-1} MS para o N total, 0,1 mg kg^{-1} MS para o NO_3^- , 96 a 136% para o IG, 1 UFC mL^{-1} para a *E. coli* e ausência de *Salmonella sp.* (Tabela 11).

Tabela 11 - Caracterização físico-química dos compostos finais (média \pm desvio padrão).

Parâmetros	SHT	AF	IG	Coli	Salm
Controlo	186,8 \pm 19,4 a	110,7 \pm 0,9 a	136 \pm 21 a	1 \pm 1 a	Ausente
Oliveira	220,7 \pm 10,4 a	120,7 \pm 3,1 a	96 \pm 13 a	1 \pm 1 a	Ausente
Sabugueiro	100,9 \pm 11,2 b	15,8 \pm 2,1 b	104 \pm 3 a	1 \pm 1 a	Ausente
Uva	71,6 \pm 6,9 b	24,3 \pm 2,7 b	121 \pm 6 a	1 \pm 1 a	Ausente

Legenda: SHT: Substâncias húmicas totais (g kg^{-1} MS), AF: Ácidos fúlvicos (g kg^{-1} MS), IG: índice de germinação (%); Coli: *Escherichia coli* (Unidade formadora de colónias (UFC) mL^{-1}), Salm: ausente (-) para *Salmonella sp.* pela ISSO 6759:2002. Os valores apresentados nas linhas com letras minúsculas diferentes significam que foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey.

Como é possível observar na Figura 14B, a concentração de N total aumentou durante o ensaio para todos os tratamentos, tal facto pode ser explicado devido à mineralização da matéria orgânica (Díaz & Bertoldi, 2007). Por outro lado, as elevadas temperaturas nos compostores permitiram matar ovos de vermes, bactérias e outros agentes potencialmente patogénicos que podem ser prejudiciais à saúde das pessoas ou animais, contribuindo também para o aumento do teor N total.

Nos compostos finais os valores da razão C/N foram significativamente maiores ($p < 0,05$) no tratamento de Uva (20 para a razão C/N), enquanto nos valores de NH_4^+ foram estatisticamente maiores ($p < 0,05$) no tratamento de Sabugueiro (911 mg kg^{-1} MS para NH_4^+)

relativamente aos restantes tratamentos, onde os valores variaram entre 10-13 para a razão C/N e 453 mg kg⁻¹ para o NH₄⁺ (Tabela 10).

A razão C/N ideal para um composto final totalmente maturado é de 10, semelhante à razão C/N dos húmus. Na prática, um composto pode ser considerado suficientemente estável e maduro quando a razão C/N for inferior a 20 (Casco & Herrero, 2008). Os resultados deste estudo encontram-se neste intervalo. Os teores de NH₄⁺ dos compostos finais, ficaram abaixo do valor máximo recomendado para um composto maturado (400 mg kg⁻¹ MS), à exceção do tratamento de Sabugueiro (Santos, 2018).

As substâncias húmicas totais (SHT) e os ácidos fúlvicos (AF) dos compostos finais foram significativamente menores ($p < 0,05$) nos tratamentos Sabugueiro e Uva (71 e 100 k kg⁻¹ para SHT e 15 e 24 g kg⁻¹ para o AF, respetivamente) quando comparados com os tratamentos Controlo e Oliveira (186 e 220 g kg⁻¹ de SHT e 110 e 417 g kg⁻¹ para o AF, respetivamente) (Tabela 11). Zenjari *et al.* (2006) referiram que uma CE inferior a 2 dS m⁻¹ é considerada ideal para produzir SHT e AF durante o processo de compostagem, o que pode estar relacionado com as elevadas quantidades destes compostos medidas nos tratamentos de Controlo e de Oliveira (Tabelas 10 e 11). Além disso, Zhao *et al.* (2022) observaram que as misturas iniciais, usadas no processo de compostagem, que continham elevada proporção de matéria-prima rica em carbono favoreciam a transformação parcial da matéria orgânica em SHT estáveis, desde que a percentagem de agente de volume usado promova a estrutura da biomassa e consequentemente melhore as condições de arejamento.

4.3. EMISSÕES DE GASES

4.3.1. EMISSÕES GASOSAS DE AZOTO

Como é possível observar na Figura 15A, em todos os tratamentos os fluxos diários de NH₃ atingiram três picos nos primeiros 56 dias diminuindo posteriormente até ao final do ensaio (1074 a 103 µg NH₃ h⁻¹ kg⁻¹ MS inicial), com fluxos mais elevados nos tratamentos Controlo e Uva. Comparando os tratamentos dos resíduos agroalimentares com o tratamento Controlo, verificou-se que nos primeiros 30 dias do ensaio os fluxos de NH₃ foram 50 % mais reduzidos nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro ($p < 0,05$) de 31% no tratamento de Uva (Fig. 14A). Os fluxos médios de NH₃ dos tratamentos Oliveira e Sabugueiro foram 40% mais elevados ($p < 0,05$) durante o ensaio, quando comparados com o tratamento Controlo, enquanto que as perdas foram significativamente mais reduzidas ($p < 0,05$), verificando-se menos 17% no tratamento Uva (Fig. 14A).

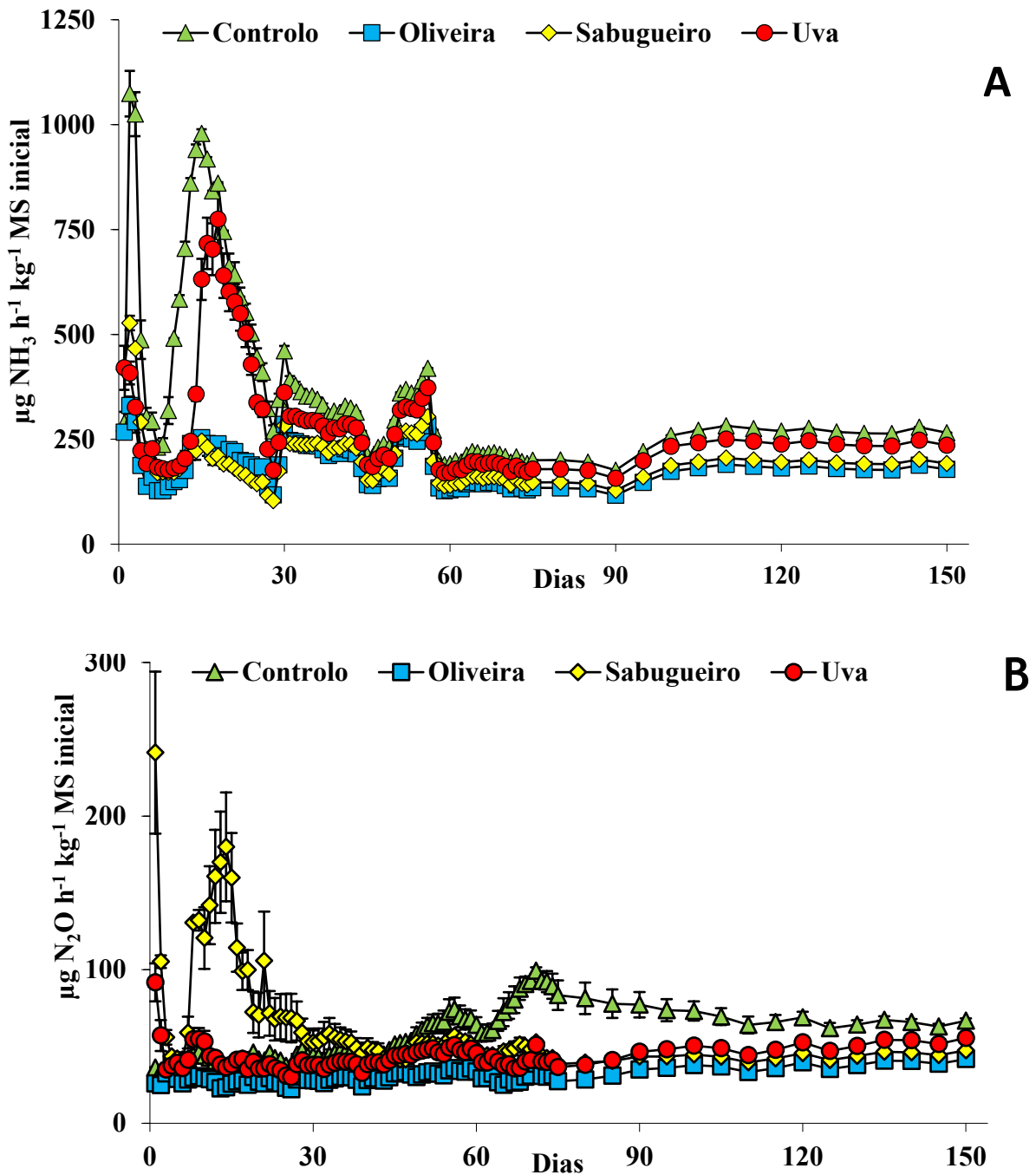


Figura 15- Fluxos de NH_3 (A) e N_2O (B) ocorridos durante o ensaio nos diferentes tratamentos. As barras verticais representam os desvios padrão das medições ocorridos em 24h (n=3; 3 réplicas por tratamento).

Comparando o Controlo com os tratamentos, verificou-se que as emissões cumulativas de NH_3 dos tratamentos Oliveira e Sabugueiro diminuíram significativamente ($p < 0,05$) em 48%, enquanto essas mesmas perdas foram reduzidas significativamente ($p < 0,05$) em 24% no tratamento Uva (Tabela 11).

Tanto Sánchez-Monedero *et al.* (2010) como Yuan *et al.* (2016) mencionam que os fatores que mais influenciam as emissões de NH_3 são o valor de pH, o equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, a quantidade e intensidade do processo de mineralização dos compostos ricos em N, a razão C/N, a temperatura, o teor de MS e a velocidade do vento. Os resultados obtidos no presente estudo

estão em concordância com os estudos anteriores, visto que durante o processo de compostagem houve um aumento das emissões de NH_3 com o aumento da temperatura (Fig.12) e do pH (Fig. 13A). Por outro lado, há trabalhos que demonstram que os compostos químicos, como a lignoceluloses e fenólicos, caracterizam-se por terem uma taxa de degradação lenta, influenciando os mecanismos envolvidos e podendo reduzir as emissões de NH_3 (Pinto *et al.*, 2023). Sánchez-Monedero *et al.* (2010) verificaram que o uso de resíduos com elevado teor de lignoceluloses permitiram uma redução em 25% das perdas de N durante o processo de compostagem. No presente estudo, as emissões cumulativas de NH_3 não foram afetadas pela razão C/N das matérias-primas utilizadas, uma vez que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos (Tabela 10). No entanto, relativamente ao teor de NH_4^+ foi possível verificar que elevados valores de NH_4^+ observados nos tratamentos Controlo e Uva conduziram a emissões cumulativas de NH_3 superiores nesses mesmos tratamentos quando comparados com os tratamentos Oliveira e Sabugueiro (Tabela 10 e 11). Tal facto pode ser explicado pela existência de maior disponibilidade de NH_4^+ nestes tratamentos e, consequentemente, maior volatilização de NH_3 .

Tabela 12- Emissões de gases acumulados nos diferentes tratamentos do ensaio de compostagem (média \pm desvio-padrão).

Parâmetros	Controlo	Oliveira	Sabugueiro	Uva
NH_3 (mg kg^{-1} MS inicial)	804 \pm 13 a	407 \pm 9 c	438 \pm 6 c	614 \pm 11 b
N_2O (mg kg^{-1} MS inicial)	122 \pm 3 a	66 \pm 1 b	141 \pm 15 a	93 \pm 2 ab
CO_2 (mg kg^{-1} MS inicial)	186 \pm 2 a	127 \pm 2 b	169 \pm 12 ab	172 \pm 9 ab
CH_4 (mg kg^{-1} MS inicial)	951 \pm 1 a	644 \pm 6 b	704 \pm 1 b	936 \pm 22 a
PAG (g CO_2 -eq. mg kg^{-1} MS inicial)	245 \pm 3 a	162 \pm 2 b	226 \pm 16 ab	223 \pm 10 ab

Legenda - n=3: 3 réplicas por tratamento. As diferenças estatísticas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos verificadas para cada parâmetro analisado estão assinaladas com letras minúsculas diferentes. MS: matéria seca, PAG: Potencial de aquecimento global ($\text{CO}_2 = 1$ e $\text{CH}_4 = 28$; N_2O direto = 265; N_2O indireto = 1% de NH_3 -N volatilizado).

Na Figura 15B podemos observar que em todos os tratamentos efetuados, os picos dos fluxos diários de N_2O verificaram-se nos primeiros 15 dias do ensaio e diminuíram até ao fim do mesmo (241 a 22 $\mu\text{g N}_2\text{O h}^{-1} \text{kg}^{-1}$ MS inicial), sendo que os fluxos mais elevados ocorreram no tratamento Sabugueiro. Nos primeiros 40 dias do ensaio, não se observaram diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) no fluxo de N_2O nos tratamentos Controlo e Uva, no entanto, os fluxos diminuíram significativamente ($p < 0,05$) em 33% no tratamento Oliveira e aumentaram significativamente ($p < 0,05$) em 114% no tratamento Sabugueiro (Figura 15B). Após este dia, até ao fim do ensaio, observou-se que os fluxos de N_2O foram estatisticamente menores em 38% em todos os tratamentos de resíduos agroalimentares quando comparados com o tratamento Controlo (Figura 15B).

Durante todo o ensaio, os fluxos médios de N_2O foram significativamente mais reduzidos ($p < 0,05$) em 43 e 18% nos tratamentos Oliveira e Uva, respetivamente, e aumentaram significativamente ($p < 0,05$) em 34% no tratamento Sabugueiro quando comparado com o

tratamento Controlo (Fig. 15B). Relativamente às emissões cumulativas de N_2O , as mesmas diminuíram significativamente ($p < 0,05$) em 46% no tratamento Oliveira quando comparadas com os restantes tratamentos, embora tenham sido verificadas perdas menores em 23% no tratamento Uva, mas as mesmas não são estatisticamente significativas (Tabela 11).

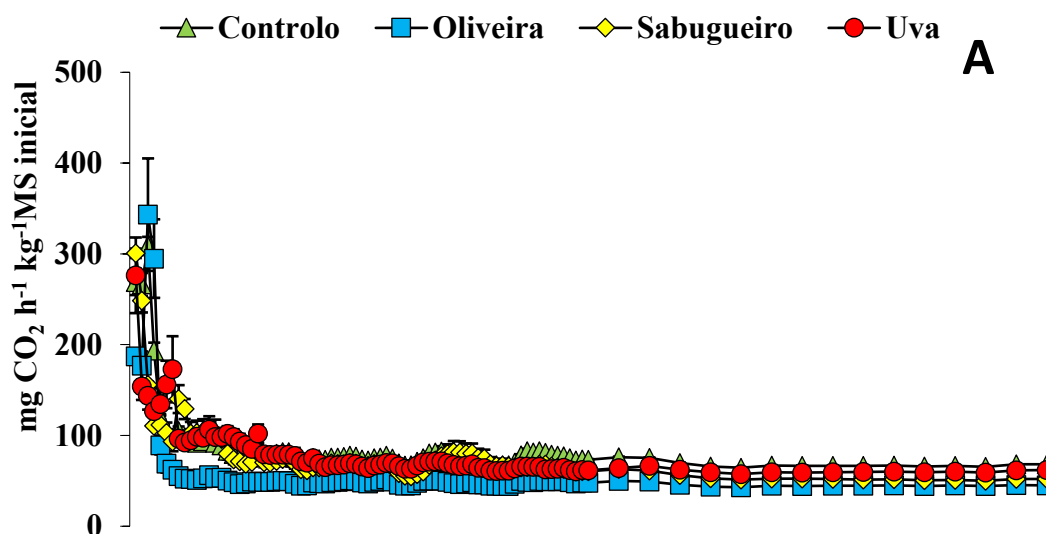
O N_2O é um sub-produto dos processos de nitrificação e desnitrificação encontrado tanto em condições aeróbias como anaeróbias. Vários parâmetros, como a temperatura, o teor de NO_3^- , a taxa de arejamento, o pH e o teor de humidade, influenciam estes processos estimulando a produção de N_2O e mudando o equilíbrio de N_2 para N_2O no produto final (Sayara *et al.*, 2021; Yasmin *et al.*, 2022;). Como é possível observar na Tabela 1, as perdas de N_2O ocorrem com a oxidação do NH_3 e depleção do NO_3^- , sendo explicadas pelo facto de que a via de nitrificação, pela redução de nitrito (NO_2^-) por bactérias oxidantes de NH_3 , prevalece sobre a produção de N_2O em todos os tratamentos de compostagem (Santos, 2017; Cao *et al.*, 2021; Yasmin *et al.*, 2022).

Na Tabela 11 é possível observar que as emissões cumulativas de N_2O , foram menores nos tratamentos Oliveira e Uva quando comparados com os tratamentos Controlo e Sabugueiro, o que pode ser justificado pela baixa disponibilidade de hidratos de carbono degradáveis e pelo alto teor de compostos de celulose e hemicelulose que se refletem no aumento das emissões de N_2O durante o processo de compostagem (Pinto *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2024).

4.3.2. EMISSÕES GASOSAS DE CARBONO

Como pode ser observado na Figura 16A, em todos os tratamentos os fluxos diários de CO_2 atingiram o pico nos primeiros três dias e depois diminuíram até ao final do ensaio (343 a 44 $mg CO_2 h^{-1} kg^{-1} MS$ inicial).

Nos primeiros três dias de ensaio, os fluxos de CO_2 diminuíram significativamente ($p < 0,05$) entre 15 e 31% em todos os tratamentos de resíduos agroalimentares quando comparados com o tratamento Controlo (Figura 17A). Desde esse dia até ao final do ensaio, constata-se que o tratamento Oliveira permitiu a redução em 36% dos fluxos de CO_2 quando comparado com os restantes tratamentos (Figura 17A).



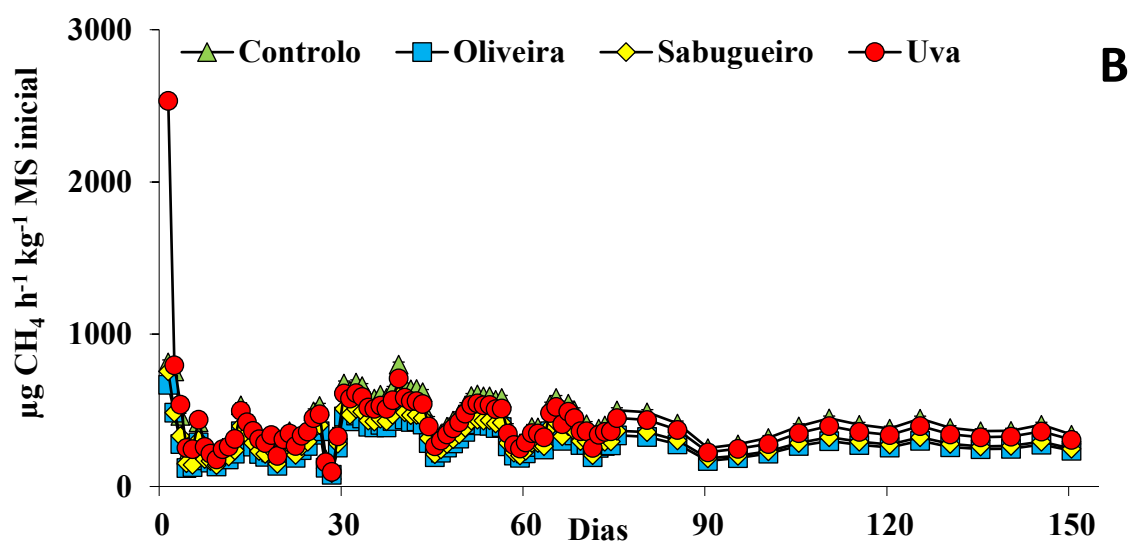


Figura 16- Fluxos de CO₂ (A) e CH₄ (B) ocorridos durante o ensaio nos diferentes tratamentos. As barras verticais representam os desvios padrão das medições ocorridos em 24h (n=3; 3 réplicas por tratamento).

Durante todo o ensaio, verifica-se que existem diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre o fluxo médio de CO₂ do tratamento Oliveira e os demais tratamentos, sendo que o tratamento Oliveira apresenta uma redução de 35% (Figura 16A). As emissões cumulativas de CO₂ diminuíram significativamente ($p < 0,05$) em 32% no tratamento Oliveira (127 mg kg⁻¹ MS inicial) quando comparado com os restantes tratamentos (Tabela 11).

Durante o processo de compostagem é libertado CO₂ que resulta da decomposição aeróbia e anaeróbia do material vegetal. A taxa de emissão de CO₂ está associada à rápida decomposição da MO total e demonstra uma elevada atividade microbiana. Os picos de temperatura e degradação da MO podem explicar o aumento das emissões de CO₂ (Wu *et al.*, 2015; Yasmin *et al.*, 2022;). Como pode ser observado na Tabela 11, as emissões cumulativas de CO₂ do tratamento Oliveira não diferem entre os tratamentos Sabugueiro e Uva, mas foram inferiores às do Controlo. Essa redução na emissão de CO₂ proveniente do tratamento Oliveira pode estar relacionada com a baixa disponibilidade de C orgânico e da taxa de degradação de compostos de C ricos em lignoceluloses e fenólicos (Santos *et al.*, 2018). Santos *et al.*, (2017) observou uma diminuição dos níveis de CO₂ indicando uma atividade microbiana baixa, verificando-se uma decomposição da MO mais estável, observando-se valores de SHT e AF mais elevados no composto final do tratamento Oliveira.

Como pode ser visto na Figura 16B, em todos os tratamentos os fluxos diários de CH₄ atingiram o pico no dia um e depois diminuíram progressivamente até o final do ensaio (2543 para 96 μg CH₄ h⁻¹ kg⁻¹ MS inicial), sendo observados fluxos maiores no tratamento Uva. Nos primeiros oito dias do ensaio, quando comparado o tratamento Controlo com os restantes tratamentos, verificou-se que os fluxos de CH₄ diminuíram significativamente ($p < 0,05$) em cerca de 30% nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro e aumentaram significativamente ($p < 0,05$) em 35% no tratamento Uva (Figura 16B). Desde esse dia até ao final do ensaio, os fluxos de CH₄ foram significativamente mais baixos em 32% e 26%, nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro, respetivamente, quando comparados com o tratamento Controlo (Figura 17B). Durante todo o ensaio, os fluxos médios de CH₄ foram significativamente ($p < 0,05$) reduzidos em cerca de 29% no tratamento Oliveira comparativamente aos demais tratamentos (Figura 16B). As emissões

cumuladas de CH₄ não diferiram estatisticamente ($p>0,05$) entre os tratamentos Controlo e Uva, mas diminuíram significativamente ($p<0,05$) em cerca de 29% nos tratamentos Oliveira e Sabugueiro (Tabela 11).

Durante o processo de compostagem é formado e libertado CH₄, caso existam condições anaeróbias. Tal situação pode acontecer em determinados locais do material compostado, como zonas intermediárias de uma pilha, que sofrem com difusão insuficiente de oxigénio (O₂) (Sayara *et al.*, 2021). O tamanho das zonas anaeróbias depende de vários fatores e condições do processo, mas está relacionado a uma maior necessidade de O₂ do que pode ser conseguida por medidas de arejamento, como ventilação e difusão (Li *et al.*, 2018). O CH₄ é produzido por um grupo restrito de *arcaeae* metanogénicas anaeróbias, mas uma quantidade substancial é oxidada aerobiamente em CO₂ na superfície do composto por bactérias metanotróficas (Lleó *et al.*, 2013; Preble *et al.*, 2020).

Como é possível observar na Tabela 11, os valores mais elevados das emissões de CH₄ ocorreram nos tratamentos Controlo e Uva comparativamente aos tratamentos Oliveira e Sabugueiro. Tal situação pode ser explicada pela existência de uma grande disponibilidade de nutrientes e pela existência de MO facilmente degradável que estimulam as atividades microbianas, deste modo o O₂ é diminuído e, portanto, permite que as bactérias metanogénicas proliferem, desde que possuam condições ótimas de desenvolvimento (Santos, 2017).

Nos valores cumulativos de PAG não foram observadas diferenças estatisticamente significativas ($p<0,05$) entre os tratamentos Controlo, Sabugueiro e Uva, mas foram estatisticamente significativas e menores ($p<0,05$) em 34% no tratamento Oliveira quando o comparado com os restantes tratamentos (Tabela 11).

4.4. QUALIDADE DO COMPOSTO

A qualidade do composto é definida segundo o cumprimento de especificações padronizadas de métodos analíticos e agronómicos que definem a qualidade do produto final da compostagem.

Os resultados obtidos nos compostos finais resultantes dos diferentes tratamentos demonstraram índices de germinação superiores a 95%, pelo que todos os compostos finais neste parâmetro se coadunam com os requisitos legais em vigor já mencionados. Os resultados obtidos nos compostos finais dos diferentes tratamentos (Tabela 11) relativamente aos valores de *Escherichia coli* e *Samonella* sp encontram-se dentro dos limites definidos pela Portaria nº 140/2022, de 21 de julho. Em relação ao pH dos compostos finais, o mesmo deve estar compreendido entre 5,5 e 9,0. À exceção do tratamento Sabugueiro, todos os restantes se encontram situados dentro deste intervalo. É de referir que, apesar de legalmente não existir inconveniente em valores superiores a 8 e inferiores a 9, compostos finais com pH superior a 8 não são aconselhados devido às perdas de azoto por volatilização.

Apesar de não ter sido realizado neste ensaio, por não ser usual a sua presença acima dos limites legais, também é, em termos de matéria fertilizante necessário proceder à determinação de metais pesados, bem como avaliar os materiais inertes antropogénicos e pedras, de acordo com os artigos números 7 e 8 da mesma Portaria.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O principal objetivo deste trabalho foi contribuir para a valorização dos resíduos provenientes da indústria agroalimentar. Para tal, procedeu-se à compostagem, em escala piloto, de folhas de oliveira, engaço de uva e engaço de sabugueiro. Durante a fase experimental avaliou-se e monitorizou-se o processo de compostagem no que diz respeito a parâmetros físico-químicos e avaliou-se, ainda, a emissão de NH_3 e gases com efeito de estufa (N_2O , CO_2 e CH_4). Os compostos finais obtidos foram também avaliados relativamente à sua qualidade.

Todos os tratamentos atingiram temperaturas termófilas, no entanto o período do tempo em que as misturas foram sujeitas a estas temperaturas não foram suficientes para garantir que os compostos finais foram convenientemente higienizados. Os valores de pH dos compostos finais dos diferentes tratamentos estavam compreendidos entre 8 e 10, valores que favoreceram as perdas de azoto por volatilização. Relativamente aos valores da CE, os resultados obtidos nos compostos finais dos tratamentos de Oliveira e Uva não excederam os 3.0 dS m^{-1} pelo que podem ser aplicados no solo. Os valores de MS aumentaram ao longo do ensaio em todos os tratamentos, sendo que os valores mais elevados ocorreram no tratamento Controlo. Os valores de C total diminuíram em todos os tratamentos como era esperado, pois os microrganismos oxidam a MO e libertam CO_2 através da sua respiração. Para esta diminuição do C também contribuiu o facto de este elemento ser utilizado no metabolismo microbiano, designadamente na síntese celular para formação de protoplasma e na síntese de lípidos, ácidos gordos e hidrocarbonatos. Os valores de N total aumentaram progressivamente em todos os tratamentos, enquanto a razão C/N diminuiu. Os valores da razão C/N dos compostos finais obtidos foram inferiores a 20, pelo que podem ser considerados compostos suficientemente estáveis. Em relação aos valores de NH_4^+ dos compostos finais, à exceção do tratamento Sabugueiro, os restantes obtiveram resultados inferiores ao máximo recomendado para um composto maturado ($400 \text{ mg kg}^{-1}\text{MS}$). Os valores de SHT e AF dos compostos finais foram menores nos tratamentos Sabugueiro e Uva quando comparados aos de Controlo e Oliveira.

No que diz respeito às emissões de gases, os resultados mostraram que a presença de resíduos agroalimentares permitiu diminuir a emissão de gases com efeito de estufa. Quanto à influência dos diferentes tipos de resíduos agroalimentares utilizados no processo de compostagem, concluímos que as perdas de gases foram menores nos resíduos de oliveira podendo, efetivamente, reduzir as perdas de NH_3 e do PAG, enquanto os resíduos de sabugueiro e de uva também são eficazes na redução do NH_3 , mas não do PAG.

Tendo em conta que a valorização agrícola dos resíduos agroalimentares é crucial num contexto de "Agricultura Circular", é de salientar que este estudo permitiu constatar que a adição de resíduos agroalimentares poderá ser uma estratégia de mitigação promissora para reduzir as perdas gasosas ocorridas durante o processo de compostagem, tornando-se desta forma a compostagem como um processo bastante interessante para a reciclagem deste tipo de resíduos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente** (2020). Guia de Classificação de Resíduos. https://apambiente.pt/sites/default/files/2021-06/Guia%20de%20Classifica%C3%A7%C3%A3o_vers%C3%A3o%202.0_20200107.pdf, consultado em 21/08/2024.
- Albihn A, Vinnerås B** (2007). Biosecurity and arable use of manure and biowaste — Treatment alternatives. *Livestock Science*, **12**: 232-239.
- Amlinger F, Peyr S, Cuhls C** (2008). Greenhouse Gas Emissions from Composting and Mechanical Biological Treatment. *Waste Management & Research: The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleaning Association, ISWA*, **26**: 47-60.
- Arthurson V** (2008). Proper sanitization of sewage sludge: a critical issue for a sustainable society. *Applied and Environmental Microbiology*, **74(17)**: 5267–5275.
- Beck-Friis B, Smårs S, Jönsson H, Kirchmann H** (2001) SE—Structures and Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes, *Journal of Agricultural Engineering Research*, **78**: 423-430.
- Belyaeva ON, Haynes RJ** (2009). Chemical, microbial and physical properties of manufactured soils produced by co-composting municipal green waste with coal fly ash. *Bioresource Technology*, **100 (21)**: 5203-5209.
- Bertoldi M, Vallini G, Pera A, Zucconi F** (1985). Technological aspects of composting including modelling and microbiology. *In Composting of Agricultural and Other Wastes*: 27-40.
- Bertoldi M, Vallini G, Pera A** (1983). The biology of composting: A review. *Waste Management & Research*, **1**:157-176.
- Bidone FA** (2001). Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização. Brasília, FINEP/PROSAB: 216.
- Brady NC, Weil RR** (2002) The Nature and Properties of Soil. 13th Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey: 498-542.
- Brito L** (2017). *Compostagem. Fertilização do solo e substratos*. (1ª Edição). Porto, Publindústria: 54-80;83;90-91.
- Cáceres R, Flotats X, Marfà O** (2006). Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, **26**: 1081–1091.
- Cao Y, Wang X, Zhang X, Misselbrook T, Bai Z, Ma L** (2021). Nitrifier denitrification dominates nitrous oxide production in composting and can be inhibited by a bioelectrochemical nitrification inhibitor. *Bioresource Technology*, **341**: 125851.
- Carneiro LJ, Costa MSSM, Costa LAM, Martins MFL, Rozatti MAT** (2013). Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. *Engenharia Agrícola*, **33 (4)**: 796-807.
- Casco JM, Herrero RM** (2008). *Compostaje*. Madrid, Mundi-Prensa Libros: 95-115.
- Catita D, Sarmiento P, Ilhéu A, Sempiterno C, Fernandes R** (2023). *Compostagem – Uma solução Sustentável*. EDIA:119.

Chen M, Huang Y, Liu H, Xie S, Abbas F (2019). Impact of different nitrogen source on the compost quality and greenhouse gas emissions during composting of garden waste. *Process Safety and Environmental Protection*, **124**: 326–335.

Christensen TH (2010). *Solid Waste Technology & Management*. Wiley. Volume 2. 1056.

Coucello VCCP (2009). Necessidades de arejamento no processo de compostagem. *Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente*, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa: 50-55.

Cordeiro NM (2010). Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos - caso de estudo da ALGAR S.A.. *Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais*. Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa: 2-3; 4-5.

Crawford J (1983). *Composting of agricultural wastes. A review*. *Process Biochemistry*, 8:14-15.

Cunha Queda AC (1999). Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. *Tese de Doutoramento em Engenharia Agro-Industrial*. Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa: 6-8;13

Declaração de Retificação n.º 22-A/2022, 16 de setembro. I Série, **180**: 2-14.

Diaz LF, Bertoldi M (2007). Chapter 2 History of composting. In Diaz LF, Bertoldi M, Bidlingmaier W, Stentiford, E. *Waste Management Series*. Amsterdam, Elsevier. Volume 8:7-24.

DL - Decreto-Lei n.º 30/2022. 11 de abril. I Série, **71**: 2-22.

EN 13037 (2011). Soil improvers and growing media - Determination of pH. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 13038 (1999). Soil improvers and growing media – Determination of electrical conductivity. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 13040 (1999). Soil improvers and growing media - Sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 13654-1 (2002). Soil improvers and growing media – Determination of nitrogen – Part 1: Modified Kjeldahl method. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 13652 (2002). Soil improvers and growing media – Extraction of water soluble nutrients and elements. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 16086 -1 (2012): Soil improvers and growing media - Determination of plant response - Part 1: Pot growth test with Chinese cabbage. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

EN 16086 -2 (2012). Soil improvers and growing media - Determination of plant response - Part 2: Petri dish test using cress. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium.

Epstein E (1997). *The Science of Composting*. CRC Press LLC, Florida.

Epstein E (2011). *Industrial composting environmental engineering and facilities management*. (1ª Edition), USA: CRC Press.

Fernández HT (2008). *Produção de biofertilizantes por degradação microbológica de resíduos orgânicos*. Editora Agro livros.

Ferreira J, Cunha-Queda C (2022). *AGROTEC – Revista Técnico-Científica Agrícola*.44:30.

Gavilanes-Terán I, Jara-Samaniego J, Idrovo-Novillo J, Bustamante MA, Moral R, Paredes C (2016). Windrow composting as horticultural waste management strategy—A case study in Ecuador. *Waste Management*, **48**: 127–134.

Gil MV, Carballo MT, Calvo LF (2007). Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Management*, **28(8)**: 1432-1440.

Haug R (1980). Compost engineering: principles and practice. Lancaster, Technomic.

Heck K, De Marco ÉG, Hahn ABB, Kluge M, Spilki FR, Van Der Sand ST (2013). Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **17(1)**: 54–59.

Ho TTK, Tra T, Le T, Nguyen N, Sac TC, Nguyen P, Hien VTD, Thai VN, Bui X (2022). Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, **6**: 100211.

Hwang HY, Kim SH, Shim J, Park SJ (2020) Composting Process and Gas Emissions during Food Waste Composting under the Effect of Different Additives. *Sustainability*, **12 (18)** 7811.

IPCC (2001). Andrew Haines, Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. JT Houghton, Y Ding, DJ Griggs, M Noguer, PJ van der Winden, X Dai. Cambridge: Cambridge University,

IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S., Eds.; IPCC: Geneva, Switzerland; <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>, consultado em 23/05/2024,

ISO 19822 (2018). Fertilizers and soil conditioners — Determination of humic and hydrophobic fulvic acids concentrations in fertilizer material. International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.

ISO 17126 (2005). Soil quality — Determination of the effects of pollutants on soil flora — Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.). International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.

ISO 16649-2 (2001). Microbiology of food and animal feeding stuffs. Horizontal method for the enumeration of beta-glucuronidase-positive *Escherichia coli*. International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.

ISO 6579 (2002). Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the detection of *Salmonella spp.* International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.

Gómez-Brandón M, Lazcano C (2008). The Evaluation of Stability and Maturity during the Composting of Cattle Manure. *Chemosphere*, **70**: 436-44.

Kabata-Pendias A, Pendias H. (2001) Trace Elements in Soils and Plants (3ª Edição). Boca Raton CRC Press: 403.

Ketterings QM, Noordwijk MV; Bigham JM (2002). Soil phosphorus availability after slash and burn fires of different intensities in ruber agroforests in Sumatra, Indonesia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **92(1)**: 37-48.

Kiehl EJ (1985). Fertilizantes Orgânicos. Piracicaba- São Paulo, Editora Agrônômica "Ceres".

Kluczek-Turpeinen B (2007). Lignocellulose degradation and humus modification by the fungus *Paecilomyces inflatus*. University of Helsinki, Helsinki.

Jiang T, Schuchardt F, Li G, Guo R, Zhao Y (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Science*, 23 (10): 1754–1760.

Levy JD, Cabeças AJ (2008). Resíduos Sólidos Urbanos - Princípios e Processos. Lisboa: Associação das Empresas Portuguesas para o Sector do Ambiente (AEPISA).

Li Y, Luo W, Lu J, Zhang X, Li S, Wu Y, Li G (2018). Effects of digestion time in anaerobic digestion on subsequent digestate composting. *Bioresource Technology*, **267**: 117-125.

Lleó T, Albacete E, Barrena R, Font X, Artola A, Sánchez A. (2013). Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, **47**: 70–76.

Meena AL, Karwal M, Dutta D, Mishra RP (2021). Composting: Phases and Factors Responsible for Efficient and Improved Composting. *Agriculture & Food*, **3** (1): 85–90.

Monteiro JAV (2016). Benefícios da compostagem doméstica de resíduos orgânicos. *Revista Educação Ambiental em Ação*. vol.56.

Morel JL, Colin F, Germon JG, Godin P, Juste C (1985). Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In J.K.R. Gasser (Ed). *Composting of agricultural and other wastes*. London, Elsevier Applied Science Publishers: 56-72.

Mustin M (1987). Le compostage de la matière organique. Paris, Édition François Dubusc: 945.

Neary DG, Ryan KC, DeBano LF (2005). Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, **4**:12-21.

Oliveira MC; Silva CV, Costa-Cruz JM (2003). Intestinal parasites and commensals among individuals from a landless camping in the rural area of Uberlândia. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 173-176.

Oliveira PDC (2014). Compostagem de resíduos agroindustriais em leiras com diferentes fontes de carbono. *Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)* – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão: 51.

Oliveira R (2010). Testes de Maturação Aplicados a Matrizes Bioestabilizadas. *Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente*. Lisboa, Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa: 2-3;4-5.

Peña JRA (2011). Cómo hacer compost - guia para amantes de la jardinería y el medio ambiente). Madrid, Ediciones Mundi-Prensa.

Piedade M, Aguiar P (2010). Opções de Gestão de Resíduos Urbanos. Lisboa, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR, l. P.): 211.

Pinto R, Correia C, Mourão I, Moura L, Brito LM (2023a). Efeito de compostados de resíduos vinícolas com outros materiais no crescimento da alface durante o inverno. *Revista de Ciências Agrárias*, **46**: 105-110.

Pinto R, Correia C, Mourão I, Moura L, Brito LM (2023b). Composting Waste from the White Wine Industry. *Sustainability*, **15** (4): 3454.

Port. - Portaria n.º 185/2022. 21 de julho. I Série,**140**: 5-44

Preble CV, Chen SS, Hotchi T, Sohn MD, Maddalena RL, Russell ML, Brown NJ, Scown CD, Kirchstetter TW (2020). Air pollutant emission rates for dry anaerobic digestion and composting of organic municipal solid waste. *Environmental Science Technology*, **54**: 16097–16107.

Puente JMA (2003). Manual de compostagem para agricultura ecológica. Madrid, Junta de Andalucía.

Raviv M, Tarre S, Geler Z, Shelef, G (1987). Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes*, **19**: 309–318.

Reg. - Regulamento (UE) 2019/1009. 5 de junho de 2019, L 170/1.

Richard T, Trautmann NM, Krasny, S, Fredenburg C, Stuart (1996). The science and engineering of composting. *Cornell Waste Management Institute*: 5-10.

Ronquim CC (2020) Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento* 35. Campinas, Embrapa Territorial: 36.

Ross DS, Q Ketterings (2011). Recommended methods for determining soil cation exchange capacity. *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States*. 3rd ed. Northeastern Publication No. 493, University of Delaware, Newark, DE: 75–85.

Sánchez-Monedero MA, Serramiá N, Civantos CGO, Fernandez-Hernandez A, Roig A (2010). Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*, **81(1)**: 18–25.

Santos C; Fonseca J; Aires A, Coutinho J, Trindade H (2017). Effect of different rates of spent coffee grounds (SCG) on composting process, gaseous emissions and quality of end-product. *Waste Management*, **59**: 37–47.

Santos C, Goufo P, Fonseca J, Pereira JLS, Ferreira L, Coutinho J, Trindade H (2018). Effect of lignocellulosic and phenolic compounds on ammonia, nitric oxide and greenhouse gas emissions during composting. *Journal of Cleaner Production*, **171**: 548–556.

Santos JLD (2007) Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Schattner-Schmidt S, Helm M, Gronauer A, Hellmann B (1995). Composting biogenic wastes. *Landtechnik*, 50(6): 364–365.

Sharma VK, Caudatelli M, Fortuna F, Cornacchia G (1997). Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: review. *Energy Conversion and Management*, **38 (5)**: 453–478.

Silva RLM (2017). Influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais. *Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA)*, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande: 85.

Soumaré M, Demeyer A, Tack FMG, Verloo MG (2002). Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology*, **81**: 97–101.

Sousa DFM (2012). Estimativa de gases com efeito de estufa em processos de compostagem. *Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente*, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra: 46–47.

Teodoro AI (2006). Obtenção de produtos compostados de elevada qualidade para utilização em agricultura biológica. *Relatório de trabalho de fim de curso de engenharia do ambiente*. Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa: 2-3; 4-5.

Tiquia SM (2005) Microbiological parameters as indicators of compost maturity, *JOURNAL OF APPLIED MICROBIOLOGY*, **99 (4)**: 816–828.

Trautmann NM, Krasny, ME (1997). Composting in the Classroom: Scientific Inquiry for High School Students. *Kendall/Hunt Publishing Company*. Dubuque, Iowa.

Valente BS, Xavier EG, Morselli TG, Jahnke DS, Brum JB, Cabrera BR, Lopes DN (2009). Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia*, **58**: 59-85

Vallini G (1995). Il Compostaggio. *La protezione dell'ambiente in Italia*. Bologna, Società Chimica Italiana: 83-134.

Varenes A.D (2003). Produtividade dos Solos e Ambiente. Lisboa: Escolar Editora.

Wang Y, Liu SJ, Xue, WT, Guo H, Li XR, Zuo GY, Zhao TK, Dong HM (2019) The Characteristics of Carbon, Nitrogen and Sulfur Transformation During Cattle Manure Composting-Based on Different Aeration Strategies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16 (20)**: 3930.

Wang M, Wang X, Wu Y, Wang X, Zhao J, Liu Y, Chen Z, Jiang Z, Tian W, Zhang J (2022) Effects of thermophiles inoculation on the efficiency and maturity of rice straw composting. *Bioresource technology*, **354**: 127195.

Wu C, Li W, Wang K, Li Y (2015). Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, **190**: 516–521.

Wu L, Ma L, Martinez G, (2000). Comparison of Methods for Evaluating Stability and Maturity of Biosolids Compost. *Journal of Environmental Quality*, **29**: 442-429.

Yang X, Duan P, Liu Q, Wang K, Li D (2024). Addition of cellulose and hemicellulose degrading strains promotes nitrous oxide emission during composting. *Bioresource Technology*, **393**: 130100.

Yasmin N, Jamuda M, Panda AK, Samal K, Nayak JK (2022). Emission of greenhouse gases (GHGs) during composting and vermicomposting: Measurement, mitigation, and perspectives. *Energy Nexus*, **7**:100092.

Yu J, Gu J, Wang X, Lei L, Guo H, Song Z, Sun W (2023). Exploring the mechanism associated with methane emissions during composting: Inoculation with lignocellulose-degrading microorganisms. *Journal of Environmental Management*, **325**: 116421.

Yuan J, Chadwick D, Zhang D, Li G, Chen S, Luo W, Du L, He S, Peng S (2016) Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. *Waste Management*, **56**: 403-410.

Zenjari B, El Hajjouji H, Baddi GA, Bailly JR, Revel JC, Nejmeddine A, Hafidi M. (2006) Eliminating toxic compounds by composting olive mill wastewater-straw mixtures. *Journal of Hazardous Materials*, **138**: 433–437.

Zhao B, Wang Y, Sun H, Xu Z (2022). Analysis of humus formation and factors for driving the humification process during composting of different agricultural wastes. *Frontiers in Environmental Science*, **10**: 954158.

