



**INSTITUTO POLITÉCNICO
DE VIANA DO CASTELO**

Rúben Daniel da Silva Ferreira

**Eficácia de um composto de resíduos de cunicultura com
palha na produtividade e qualidade da alface**

Mestrado em Agricultura Biológica

**Trabalho realizado sob a orientação de
Professor Doutor Luís Miguel Cortez Mesquita de Brito
Professora Doutora Isabel de Maria Cardoso Gonçalves Mourão**

Fevereiro, 2017

As doutrinas expressas
neste trabalho são da
exclusiva responsabilidade
do autor.

ÍNDICE

ÍNDICE.....	i
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	vi
LISTA DE QUADROS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. A matéria orgânica e a sua importância	2
1.3. Os solos portugueses e a necessidade em matéria orgânica	3
1.4. Legislação e transposições da UE	4
1.5. Corretivos do solo	5
1.6. Tipos de compostos agrícolas.....	6
1.7. Qualidade dos compostos orgânicos	9
1.8. Conceito de compostagem.....	10
1.9. Estabilidade e maturação de um composto	12
1.10. Sistemas de compostagem.....	13
1.10.1. Sistemas abertos.....	14
1.10.2. Sistemas fechados	14
1.11. Fatores que interferem no processo de compostagem.....	15
1.11.1. Microrganismos	15
1.11.2. Temperatura	16
1.11.3. Teor de humidade	17
1.11.4. Granulometria	17
1.11.5. Arejamento.....	18
1.11.6. Razão carbono / azoto	18
1.11.7. pH.....	19
1.11.8. Condutividade elétrica (CE)	19
1.11.9. Metais pesados	20
1.12. Mineralização e imobilização do azoto	21
1.13. Perdas de azoto	22
1.13.1. Lixiviação do ião nitrato	22
1.13.2. Volatilização do amoníaco.....	23
1.13.3. Nitrificação	24
1.13.4. Desnitrificação	25
1.14. O sector da cunicultura.....	26
1.14.1. Características das fezes de coelho	27
1.15. A cultura da alface.....	28
1.15.1. Enquadramento taxonómico e aspetos gerais	28
1.15.2. Morfologia da espécie.....	30
1.15.3. Desenvolvimento da cultura	31
1.15.4. Fertilidade e solo.....	32

1.16.	Objetivos da dissertação	33
2.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
2.1.	Localização do ensaio	35
2.2.	Temperatura do ar e características do solo e compostados.....	35
2.3.	Delineamento experimental dos ensaios	36
2.4.	Ensaio de alface.....	36
2.4.1.	Instalação da cultura	36
2.4.2.	Preparação dos vasos, fertilização e transplantação	37
2.4.3.	Os compostados de resíduos de cunicultura e da ovinocultura	38
2.4.4.	Rega	39
2.4.5.	Controlo de infestantes e fitossanitários.....	40
2.5.	Análises do solo.....	41
2.5.1.	Colheita amostras de solo	41
2.5.2.	Valor de pH e condutividade elétrica	42
2.5.3.	Teor de matéria seca (MS).....	42
2.5.4.	Teor de matéria orgânica (MO).....	42
2.5.5.	Determinação do teor de azoto Kjeldahl	43
2.5.6.	Determinação do P ₂ O ₅ e K ₂ O	43
2.6.	Análise dos compostados	44
2.6.1.	Determinação dos teores totais de azoto e fósforo	44
2.6.2.	Determinação do teor de potássio.....	44
2.6.3.	Determinação do teor de azoto mineral.....	45
2.7.	Colheita e análise das alfaces	45
2.7.1.	Colheita das amostras de alface.....	45
2.7.2.	Análise dos teores de nutrientes nas alfaces.....	46
2.8.	Análise estatística.....	46
3.	RESULTADOS	47
3.1.	Características dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura ...	47
3.2.	Peso fresco e peso seco das alfaces	48
3.3.	Teores e acumulação de nutrientes nas folhas de alface.	50
4.	DISCUSSÃO.....	53
4.1.	Peso fresco e peso seco.	53
4.2.	Teor e acumulação de nutrientes na cultura de alface.....	55
5.	CONCLUSÕES.....	57
6.	BIBLIOGRAFIA	58

AGRADECIMENTOS

Quero deixar um agradecimento em primeiro lugar aos meus pais por todo o apoio e carinho que demonstram.

Quero agradecer a amizade e camaradagem de todos os meus colegas, ao Eng.º Virgílio e aos assistentes de laboratório, aos serviços analíticos da UTAD e ao professor João Coutinho, Eng.º Durão e colaboradores, e a todos os professores de mestrado que se disponibilizaram a ajudar e a realizar este trabalho.

Agradeço especialmente ao meu orientador e professor Doutor Miguel Brito pela forma despendida, e sempre disponível com que sempre se colocou ao meu dispor e por toda ajuda dada na realização deste trabalho.

E por último quero agradecer a amizade e o carinho que as minhas amigas Ana Sofia Paiva e Vera Margarida Carvalho que sempre demonstraram e pelos bons momentos que passamos.

A todos o meu muito obrigado.

RESUMO

Avaliaram-se os efeitos da aplicação de compostado orgânico de resíduos da cunicultura (CRC) no crescimento e desenvolvimento da alface em vasos com o objetivo de determinar o melhor momento de plantação da alface após a incorporação do corretivo ao solo; comparar o efeito deste compostado com o de um corretivo comercial de resíduos de ovinocultura (CCRO) certificado para o modo de produção biológico; e contribuir para a recomendação da fertilização orgânica no MPB para culturas hortícolas.

As experiências foram realizadas na Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, com seis tratamentos e quatro blocos. O ensaio foi repetido três vezes, sendo a diferença entre cada ensaio o tempo entre o momento da aplicação do compostado e o momento da transplantação da alface, respetivamente, 0, 2 e 4 semanas. Os tratamentos do ensaio consistiram em 5 doses de compostado CRC: 0, 1, 2, 4 e 8 t ha⁻¹, e tratamento (T) com 4 t ha⁻¹ de CCRO, para comparação dos resultados.

As doses crescentes de compostado de resíduos de cunicultura contribuíram para aumentar a produtividade da alface. O aumento de produção e a acumulação de nutrientes foi mais evidente na cultura com a aplicação de compostado de resíduos de ovinos, possivelmente porque o compostado possuía um teor muito mais elevado de azoto mineral em comparação com o CRC.

O peso fresco da alface aumentou com a aplicação de qualquer dos compostados, apesar do compostado CCRO não estar bem maturado, já que não inibiu o crescimento da alface e o CRC ter uma condutividade elétrica demasiado elevada em comparação com o valor máximo recomendado para aplicação de compostados ao solo.

A acumulação de macronutrientes (N-P-K) nas folhas de alface aumentou significativamente com as doses crescentes do compostado CRC e ainda mais com o CCRO. Conclui-se que a aplicação do compostado de resíduos de cunicultura pode ser recomendada para aumentar a absorção de nutrientes e a produtividade da alface no modo de produção biológico e recomenda-se uma melhor seleção dos materiais e do processo de compostagem destes resíduos para obter um compostado com menor condutividade elétrica.

Palavras-Chaves: compostado, condutividade elétrica, N mineral, fósforo, potássio.

ABSTRACT

The effect of the application of a compost of rabbit residues (CRC) on the growth of lettuce in pots was assessed with the following objectives: (i) to determine the best planting time after the application of the compost; (ii) to compare the effect of CRC with a compost of sheep residues (CCRO) certified for organic production; and (iii) to contribute for the recommendation of organic fertilization in organic farming for horticultural crops.

Three trials were carried out at the Agricultural College of Ponte de Lima, with six treatments and four blocks. The difference between each trial was the time between the application of the compost and the time of transplanting the lettuce: 0, 2 and 4 weeks, respectively. The treatments consisted of 5 rates of CRC compost: 0, 1, 2, 4 and 8 t ha⁻¹, and one treatment (T) with 4 t ha⁻¹ of CCRO, for comparison of the results.

The increasing rates of compost from rabbit residues contributed to increase lettuce yield. Increased yield and nutrient accumulation were more evident in the crop with the application of compost from sheep residues, possibly because the compost had a much higher mineral nitrogen content compared to CRC.

The fresh weight of the lettuce increased with the application of any of the two composts, although the CCRO was not well matured since it did not inhibit lettuce growth and the CRC had an electrical conductivity too high in comparison with the recommended maximum value for application of composts to the soil.

The accumulation of macronutrients (N-P-K) in lettuce leaves increased significantly with increasing rates of the CRC compost and further with the CCRO. It is concluded that the application of composts from rabbit residues can be recommended to increase nutrient uptake and lettuce yield for organic production and that a better selection of materials and the control of composting process is needed to obtain a compost with lower electrical conductivity.

Key - words: composted, electrical conductivity, mineral N, phosphorus, potassium

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

C - Carbono

C/N - Razão carbono/azoto

Ca - Cálcio

CCRO - Compostado de resíduos de ovinocultura

CE - Condutividade elétrica

CO₂ - Dióxido de carbono

CRC - Compostado de resíduos de cunicultura

CTC - Capacidade de troca catiónica

EC - Emulsão concentrada

EU - União Europeia

H (%) - teor de humidade em Percentagem

H₂O - Água

K - Potássio

K₂O - Oxido de potássio

KCl - Cloreto de potássio

Mg - Magnésio

MO - Matéria orgânica

MPB - Modo de produção biológico

MS - Matéria seca

N - Azoto

N₂ - Azoto molecular

Na⁺ - Ião sódio

NH₃ - Amoníaco

N-NH₄⁺ - Azoto amoniacal

N-NO₃⁻ - Azoto nítrico

NO₂⁻ - Ião nitrito

NW - Noroeste

O₂ - Oxigénio elementar

P - Fósforo

P₂O₅ - Pentóxido de fósforo

PEAD - Polietileno de alta densidade

PF - Peso fresco

PS - Peso seco

S - Enxofre

SC - Suspensão concentrada

UTAD - Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

WP - Pó molhável

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Classificação dos métodos de compostagem (Bertoldi et al., 1985).	13
Quadro 2. Efeitos e consequências da temperatura na atividade microbiana, no processo de compostagem (Kantz et al., 2009).	16
Quadro 3. Produção de fezes dos coelhos (Lebas et al., 1996).	27
Quadro 4. Concentração de nutrientes N P K aproximados dos diferentes tipos de estrumes (Anon. 1998).	28
Quadro 5. Enquadramento taxonómico da família das asteráceas (Almeida, 2006).	29
Quadro 6. Cultura da alface em Portugal (INE 2015).	29
Quadro 7. Composição da alface (valores para 100g de alface).	30
Quadro 8. Temperaturas ótimas ao longo do ciclo da cultura da alface (Disqual, 2001).	32
Quadro 9. Características dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura.	47
Quadro 10. Teor de nutrientes dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura.	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Variação da temperatura no processo de compostagem (Epstein, 2011).....	17
Figura 1.2. Curva das variações de pH no processo de compostagem (Mustin, 1987)....	19
Figura 2.1. Local da estuda onde decorreu o ensaio.....	35
Figura 2.2. Temperatura do ar durante o ciclo cultural da alface.....	35
Figura 2.3. a) Planta jovem em motte; b) Tabuleiro de plantas de alface – Viveiro Dias.	36
Figura 2.4. a) Esquema da disposição dos vasos; b) Pormenor da primeira plantação..	37
Figura 2.5. a) Segunda plantação das alfaces; b) Desenvolvimento das alfaces nos três ensaio.	39
Figura 2.6. a) Planta com sintomas de míldio (<i>Bremia lactucae</i>); b) Planta morta com sintomas de esclerotínia (<i>S. sclerotiorum</i>); c) Planta infetada por septoriose (<i>Septoria lactucae</i>).	40
Figura 2.7. a) Presença de mosca branca na alface (<i>Bemisia tabaci</i>); b) Alface atacada por nóctuas (<i>Spodoptera frugiperda</i>).....	41
Figura 2.8. a) 1ª colheita e identificação das alfaces; b) Terceira colheita e identificação das alfaces.....	46
Figura 3.1. a) Peso fresco das folhas da alface ($t\ ha^{-1}$); b) peso seco das folhas das alfaces ($t\ ha^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p $<0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.	48
Figura 3.2. a) Valores de peso fresco para a média das três plantações ($t\ ha^{-1}$); b) Valores do peso seco para a média das três plantações ($t\ ha^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p <0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.	49

Figura 3.3. a) Teores de matéria seca para cada plantação ($t\ ha^{-1}$); b) Variação dos teores de matéria seca para a média das três plantações ($t\ ha^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.	49
Figura 3.4. Teores de azoto nas folhas da alface ($g\ kg^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.	50
Figura 3.5. a) Teores de fósforo nas folhas de alface ($g\ kg^{-1}$); b) Teores de potássio nas folhas de alface ($g\ kg^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.	51
Figura 3.6. a) Acumulação de azoto nas folhas de alface ($mg\ planta^{-1}$); b) Acumulação de fósforo nas folhas de alface ($mg\ planta^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.	51
Figura 3.7. Acumulação de potássio nas folhas de alface ($mg\ planta^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respectivos tratamentos.	52

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento

A agricultura convencional, na procura de elevadas produtividades, e máximo lucro, provocou grandes problemas ambientais, nomeadamente a degradação de uma parte da superfície agrícola mundial, que atualmente se estima entre 16 e 40% em regiões mediterrânicas. Contribuem para agravar estes problemas ambientais a aplicação de elevadas quantidades de fertilizantes minerais e pesticidas de síntese; a excessiva mecanização, e a má gestão e uso da irrigação, entre outros. (Chappell et al., 2011).

A crescente utilização de adubos minerais na agricultura, tem conduzido a um contínuo aumento de produtividade das culturas agrícolas e tem vindo a substituir os estrumes produzidos nas próprias explorações (Brito, 2014), o que resulta numa diminuição na concentração do húmus no solo.

Atualmente a produção pecuária em grande escala, assim como o excesso de resíduos florestais, fruto da atividade agroflorestal, são uma preocupação a nível nacional e mundial, os resíduos e a produção pecuária quando mal geridos ou negligenciados podem implicar sérios problemas ambientais e de saúde pública. Por um lado, os estrumes da pecuária representam um recurso valioso e disponível, que utilizado de maneira apropriada tem o potencial de vir a substituir os fertilizantes minerais, pela sua valiosa composição em nutrientes para as plantas. No entanto, este potencial corretivo orgânico utilizado diretamente no solo, sem tratamento prévio, pode causar novos problemas devido a presença de metais pesados, microrganismos patogénicos, maus odores e compostos fito-tóxicos (Vu et al., 2007; Hernández et al., 2006).

A compostagem surge como alternativa eficiente, económica e adequada ao ambiente para gerir os resíduos agrícolas com as vantagens de se obter um composto de elevado valor comercial com qualidade, estabilizado e amorfo, de fácil transporte e manuseamento quando realizada adequadamente, justificarem os custos com o processo. Contribuindo assim para melhorar e conservar a fertilidade dos solos portugueses pobres em matéria orgânica (Brito, 2014).

Os elementos mais críticos na utilização e comercialização dos compostos orgânicos devem estar de acordo com a legislação atual pelo Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho, que clarifica e concentra as regras dos materiais não harmonizadas e, mais concretamente da utilização destes compostos.

Como a matéria orgânica melhora as propriedades do solo, sejam elas químicas, físicas ou biológicas, representa um papel determinante na sua qualidade, estabilidade face a perturbações, e na capacidade de recuperação do solo (Benbi et al., 1998). A incorporação de estrumes e fertilizantes orgânicos compostados, aumenta a produtividade das culturas, diminui a compactação dos solos, melhora a estrutura, diminui a densidade aparente e aumenta a capacidade de retenção de água (Bayu et al., 2006).

1.2. A matéria orgânica e a sua importância

A matéria orgânica do solo (MO) é fundamental para manter o solo vivo, e beneficiar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, com o objetivo de otimizar a produção agrícola. Segundo Laudicina, (2001), um dos grandes problemas em sistemas de agricultura sustentáveis é o contínuo declínio da MO, da recorrente exploração dos solos para usos agrícolas, levando ao rápido esgotamento desta.

Com a gestão e o controlo dos teores de MO nos solos, pretende-se melhorar a fertilidade do solo, tornando estes mais produtivos, de modo obter produtos de elevada qualidade, como é o caso do modo de produção biológico, na medida em que não podem ser aplicados fertilizantes minerais sintéticos, onde se procura que haja uma gestão racional dos recursos o mais sustentável possível (Smith et al., 2011).

Estima-se que os teores de MO, variem na generalidade dos solos entre 1 e 6% da massa total da camada arável de um solo mineral, a matéria orgânica do solo apresenta a tendência a diminuir e a empobrecer os solos, face à sua rápida mineralização e à não reposição, sobretudo no panorama nacional. Segundo Santos (2002), cerca de 60 a 80% da MO de um solo é composta por húmus, caso não tenha sido adicionada recentemente ao solo, sendo a MO composta por 5 a 6% de azoto, 1% de fósforo e enxofre, e mais de 50% de carbono (Horwath, 2005).

A correta gestão dos teores de matéria orgânica na fertilização das culturas; requer o conhecimento sobre a dinâmica de mineralização da MO, contribuindo para um aumento da sua disponibilidade no solo (Horwath, 2005). Solos diferentes apresentam teores de MO variável, os solos áridos com valores inferiores a 1% até aos solos orgânicos com valores acima de 20%. Em regiões de clima temperado, os solos apresentam valores na ordem dos 1 - 3% de MO.

A capacidade de um solo em aceitar, reciclar e armazenar nutrientes, água e energia, qualificam-no (Varenes, 2003). Como a matéria orgânica influencia as propriedades do solo, tem um papel determinante na qualidade e estabilidade face a variações/perturbações externas e na sua capacidade de recuperação.

Constitui, portanto, uma importante reserva de nutrientes e a sua adição ao solo contribui para o aumento dos teores de azoto, fósforo e potássio (Yilmaz et al., 2010; Zaller et al., 2004).

As propriedades biológicas do solo, como a carga microbiana e a atividade enzimática são beneficiadas pela incorporação de composto nos solos, assim como as diferentes populações de minhocas e outros seres decompositores (Zaller et al., 2004), sendo assim a diversidade biológica um forte indicador da qualidade de um solo (Gaofei et al., 2009).

1.3. Os solos portugueses e a necessidade em matéria orgânica

Nas últimas quatro décadas, temos vindo a assistir a uma degradação dos solos, principalmente devido à erosão. No início do milénio, cerca de 77% das terras da União Europeia (UE) correspondiam a áreas agrícolas e silvícolas, evidenciando a importância das políticas agrícolas no território (Rosas, 2005).

Os teores de MO da maioria dos solos agrícolas portugueses são baixos, particularmente no sul do país, devido às condições ambientais que favorecem a mineralização e por más práticas agrícolas, que contribuem para perdas de MO no solo superiores à incorporação de materiais orgânicos ao solo. A erosão e a mineralização da MO, são algumas das perdas que podem ocorrer; em relação aos ganhos incluem-se os resíduos das culturas incorporados ao solo e a adição de estrumes (Rosas, 2005).

Em solos com textura arenosa a MO tem uma maior função, do que em solos argilosos, naturalmente mais férteis e com maior capacidade troca catiónica. Em termos de comparação, tendo como vista a produção agrícola, em Portugal Continental cerca de 95,7 % dos solos apresentam CTC média a baixa e 88,2% dos solos um pH abaixo do considerado ótimo para o crescimento da vegetação (Fernandes et al., 2009).

Apenas uma pequena parte do território continental tem quantidade de matéria orgânica considerada média ou alta, devendo, pois, uma política agrícola responsável ter como prioridade a sua conservação. Assim, Portugal Continental apresenta os valores mais desfavoráveis entre os países do Sul da Europa, com 66% dos seus solos classificados de baixa qualidade, de acordo com a Carta de Solos de Portugal. (Ministério do Ambiente, 1999).

A MO é um constituinte fundamental do solo. A MO, além de ser um reservatório de nutrientes possíveis de ser libertados através da mineralização dos compostos orgânicos, tem influência nas características físicas, químicas e biológicas do solo.

1.4. Legislação e transposições da UE

Grande parte da legislação existente em Portugal resulta de transposições das Diretivas da União Europeia, como a Diretiva n.º 98/48/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de julho de 1998 que altera a Diretiva 98/34/CE relativa a um procedimento de informação no domínio das normas e regulamentações técnicas, ou ainda mais recente, o Regulamento (CE) n.º 2003/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003 relativo ao adubo. Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho, veio clarificar e concentrar as regras, de matérias não harmonizadas e, concretamente a utilização dos compostos. O objetivo foi o de disponibilizar um quadro legislativo com maior clareza jurídica, que permita uma mais correta colocação no mercado das matérias fertilizantes. Foram revogadas as anteriores normas: Decreto-Lei n.º 190/2004, de 17 de agosto, alterado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, e a Portaria n.º 1322/2006, de 24 de novembro.

O Decreto-Lei n.º 103/2015 especifica:

- Estabelecem-se critérios de qualidade para matérias fertilizantes com componentes orgânicos produzidas a partir de resíduos e matérias orgânicas biodegradáveis;
- Estabeleceu-se, que a produção destas matérias fertilizantes, de acordo com as disposições do diploma, configura a aplicação do fim de estatuto de resíduo à produção de composto constituindo-se como um produto;
- Foi criado um sistema de registo das matérias fertilizantes não - harmonizadas e, respetivas obrigações;
- Reforçou-se a prevenção na produção de resíduos e fomenta-se a sua reutilização e reciclagem, promove-se o pleno aproveitamento do novo mercado organizado de resíduos, como forma de consolidar a valorização dos resíduos, com vantagens para os vários agentes económicos, bem como estimula o aproveitamento de resíduos específicos com elevado potencial de valorização;
- Clarifica as definições de resíduo, prevenção, reutilização, preparação para a reutilização, tratamento e reciclagem, e a distinção entre os conceitos de valorização e eliminação de resíduos, prevê-se a aprovação de programas de prevenção e estabelecem-se metas de preparação para reutilização, reciclagem e outras formas de valorização material de resíduos, a cumprir até 2020;
- Incentivo à reciclagem que permita o cumprimento destas metas, e de preservação dos recursos naturais, prevista a utilização de pelo menos 5% de materiais reciclados em empreitadas de obras públicas;
- Definição de requisitos para que substâncias ou objetos resultantes de um processo produtivo possam ser considerados subprodutos e não resíduos;
- Critérios para que determinados resíduos deixem de ter o estatuto de resíduo;
- Introduce o mecanismo da responsabilidade alargada do produtor, tendo em conta o ciclo de vida dos produtos e materiais e não apenas a fase de fim de vida, com as inerentes vantagens do ponto de vista da utilização eficiente dos recursos e do impacto ambiental.

1.5. Corretivos do solo

Com base na Decisão da Comissão Europeia 2006/799/CE, define-se os corretivos como produtos de origem animal e/ou vegetal que atuam na melhoria da nutrição das

plantas de modo essencialmente indireto, através da melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, modificando a reação do solo (pH), o teor de MO, as suas características físicas, etc. Embora as substâncias utilizadas como corretivos tenham quase sempre nutrientes, que podem ter algum efeito direto sobre a nutrição das plantas, a sua principal ação é exercida no solo.

Os corretivos são classificados essencialmente de acordo com a sua origem e com o principal objetivo da sua aplicação. Podem ser minerais, condicionadores ou orgânicos.

- Os corretivos minerais destinam-se a corrigir o pH dos solos.
- Os corretivos condicionadores corrigem as propriedades físicas dos solos, em especial a sua estrutura.
- Os corretivos orgânicos podem ser de origem animal ou vegetal e têm como principal objetivo repor os níveis de matéria orgânica no solo e protegê-lo.

A aplicação dos corretivos orgânicos ao solo é de grande interesse quando as condições agroclimáticas favoreçam a sua mineralização. Os corretivos são produtos muito importantes para a agricultura em Portugal, mas só um conhecimento profundo da fertilidade do solo através de vários parâmetros de análise permitirá manter o equilíbrio nos solos de forma eficiente e racional (Santos, 1995).

Um correto processo de compostagem, tem como principais resultados a eliminação de substâncias tóxicas, a redução de organismos patogénicos, a eliminação de sementes indesejadas, a redução da capacidade de fermentação com a estabilização da matéria orgânica, a redução de maus odores, e a facilidade de transporte (Bertoldi, 1996).

1.6. Tipos de compostos agrícolas

O composto pode ser definido como fonte de matéria orgânica com capacidade de aperfeiçoar as características dos solos. Definem-se os compostos em função de indicadores de qualidade e nos critérios para a sua utilização na agricultura, bem como as restrições convenientes para evitar efeitos indesejáveis.

De acordo com (Brito, 2006 e Sousa, 2008) estabelecem-se três tipos de composto:

- Composto corrente, os compostos de qualidade mínima obrigatória;
- Composto ecológico, os compostos que satisfazem os atuais critérios ecológicos para atribuição do rótulo ecológico comunitário;

- Composto biológico, os compostos que podem ser utilizados no modo de produção biológica.

Composto corrente

São compostos de origem agroflorestal, industrial ou urbana, com qualidade mínima obrigatória, destinados à utilização generalizada na agricultura, que deverão obedecer aos seguintes requisitos:

- Teor de humidade: inferior a 40%;
- Granulometria: 99% do material deverá passar por um crivo (de malha quadrada) de 20mm;
- Teor de matéria orgânica total, reportado ao peso seco, dos compostos para utilização generalizada na agricultura, deverá ser superior a 30%.
- pH do composto deverá situar-se entre 5,5 e 8,5;
- Condutividade elétrica não deverá ultrapassar 2 dS/m (a 25°C), quando o mesmo se destinar à utilização como constituinte de suportes de culturas;
- Número de sementes ou propágulos no composto, tal como é comercializado, não deverá exceder 3 unidades por litro.

Composto ecológico

A Decisão da Comissão n.º 2001/688/CE, revogada pela Decisão 2006/799/CE de 3, de novembro de 2006, estabelece os critérios ecológicos para atribuição do rótulo ecológico comunitário aos corretivos do solo, que se destina a promover a utilização e reutilização de matéria orgânica a aplicar como corretores da fertilidade.

Para seja atribuído o rótulo ecológico ao corretivo, este deve satisfazer os seguintes critérios:

- Os produtos não devem conter lamas de depuração;
- Os produtos não devem incluir materiais com resíduos de pesticidas;
- Substratos com 2 mm de granulometria, deve conter um teor de inertes inferior a 0,5 %, em relação à matéria seca;

- A concentração de azoto no produto não deve ultrapassar 3 % em N total (de matéria seca) e o azoto inorgânico não deve exceder 20 % do N total (ou N orgânico > = 80 %);
- Os produtos devem ser fornecidos sob uma forma sólida e conter, pelo menos, 25 % em massa, de matéria seca, e 20 % de matéria orgânica, em relação à matéria seca;
- Os produtos não devem conter turfa ou produtos derivados de turfa;
- A condutividade elétrica dos produtos não deve exceder 1,5 dS/m.

Composto biológico

O Regulamento (CEE) n.º 2092/91 do Conselho de 24 de junho, que estabelece os princípios do modo de produção biológica de produtos agrícolas, estabelece que só poderão ser utilizados como fertilizantes e corretivos dos solos os produtos constituídos por substâncias enumeradas no anexo II.

Entre estas substâncias, poderão ser utilizadas na produção do composto biológico, estrume de animais e de aves de capoeira, chorume ou urina, palha, resíduos domésticos orgânicos, detritos vegetais, produtos animais transformados, subprodutos orgânicos de alimentos e de indústrias têxteis, algas e produtos à base de algas, serradura cascas e desperdícios de madeira, rocha fosfatada natural e argila.

Quanto às restrições de utilização das substâncias referidas no anexo II do Regulamento (CEE) n.º 2092/91, destacam-se as seguintes:

- Os estrumes não podem ser provenientes de explorações sem terra;
- Os resíduos domésticos orgânicos têm de ser separados na origem e com um sistema de recolha fechado;
- Entre os produtos de origem animal, desde que autorizados pela entidade de controlo, podem utilizar-se as seguintes farinhas: sangue, cascos, chifres, ossos, peixe, carne e penas;
- Pode ser utilizada farinha de bagaço de oleaginosas, casca de cacau e radículas de malte;

- Podem utilizar-se algas e produtos de algas, desde que sejam obtidos diretamente por processos físicos, por extração com água ou soluções aquosas, ou por fermentação;
- A serradura, as aparas de madeira e os compostos de casca de árvore não podem ter sofrido tratamento químico após o abate;

1.7. Qualidade dos compostos orgânicos

A qualidade do composto depende das características físico-químicas, químicas e biológicas dos materiais a compostar, e da evolução e condução do processo de compostagem (Cunha Queda, 2006a). O conceito de qualidade dos compostos tem de ser abrangente, pois, para além dos parâmetros destinados a avaliar a sua estabilidade e maturação, também devem ser considerados outros parâmetros como, por exemplo, a concentração em metais pesados, pH, presença de patogénicos, presença de materiais inertes (Cunha, 1999). No entanto, na avaliação da qualidade de um composto não existe um só único parâmetro que reflita por si a sua qualidade, tornando-se assim necessária a utilização de vários parâmetros para avaliar a sua potencial utilização (Cunha, 1999).

Quanto às características físicas consideram-se a humidade, a temperatura, o odor, cor, presença de materiais estranhos e propriedades como porosidade, capacidade de retenção de água e textura. As características químicas mais importantes do composto são segundo Brito (2014): a concentração de MO, a razão C/N, o pH, condutividade elétrica, metais pesados tóxicos etc. Já as características biológicas, estas podem ser avaliadas depois do composto incorporado no solo ou por testes de germinação de sementes (Manser, 1996).

A utilização de composto na agricultura depende principalmente da qualidade do composto, essencialmente o teor de MO, do grau de estabilidade e de maturação, concentração de nutrientes e da presença ou ausência de substâncias perigosas e indesejáveis (Zucconi et al., 1981). A presença de substâncias que inibam a germinação de sementes e o crescimento de espécies vegetais, é um dos fatores que contribui para diminuir a qualidade de um composto com interesse agrícola (Manser, 1996).

1.8. Conceito de compostagem

O processo de compostagem, apesar de se pensar, não é uma prática recente. Desde o período do império de Akkad, surgem os primeiros registos, que datam de há 4500 anos atrás na Mesopotâmia. Desde então vários povos e civilizações incluindo os romanos, gregos, egípcios e chineses, amontoavam em pilhas a matéria vegetal, estrumes, restos de comida ou outros resíduos orgânicos, deixando-os a decompor onde eram posteriormente devolvidos ao solo, com o intuito de o fertilizar e nutrir. No entanto, após a II grande Guerra Mundial, com o auge da industrialização, surge a crescente utilização de fertilizantes químicos e os métodos tradicionais de fertilização acabaram por cair em desuso (Almeida et al., 2005). No Séc. XX, os métodos de compostagem e o tempo do processo, interferiam no processo de decomposição, que corria naturalmente, apresentando alguns desafios para a época. Na Índia com a evolução do conceito, sugerido por Sir Albert Howard, surge o conceito de Compostagem Industrial Indoor (Epstein, 2011). Com este método começaram a ser aplicados princípios científicos à compostagem e aumentou-se a velocidade do processo através da seleção dos materiais a incorporar nas pilhas, do recurso a equipamentos mecânicos e do modo de construção das pilhas (Rynk, et al., 1992).

O conceito de compostagem teve inúmeras modificações até à obtenção de uma definição que melhor a caracterizasse, e que se ia e vai melhorando à medida que se aprofundavam os seus conhecimentos relativos ao processo. Atualmente, define-se a compostagem como um complexo processo aeróbio de oxidação biológica e de estabilização, na qual vários microrganismos como (bactérias, actinomicetas, protozoários e fungos) se desenvolvem e decompõem os materiais orgânicos biodegradáveis, em condições de temperatura elevadas (fase termófila). Do resultado desta atividade obtém-se um material estabilizado, homogéneo, higienizado e isento de moléculas orgânicas que podem prejudicar a qualidade dos solos (o composto), podendo por isso ser usado racionalmente como corretivo orgânico ou substrato agrícola, adicionando valor a um subproduto, apresentando vantagens ambientais e económicas (Brito, 2011). Para Gonçalves e Baptista (2001), um composto maturado é o produto resultante do processo de compostagem, em que a fração orgânica se encontra higienizada e em adiantada fase de humificação e a potencialidade de se decompor é reduzida.

Silveira (2000) afirma que, o grande objetivo da compostagem é a decomposição da MO facilmente degradável, de modo a evitar fenômenos de poluição ambiental, quando aplicada ao solo, melhorando as características do mesmo.

Segundo Brito (2006), os materiais que devem compor as pilhas para compostagem são divididos em duas classes de materiais, os materiais verdes, ricos em azoto, normalmente folhas verdes, urina e estrumes frescos, restos de plantas etc. são estes materiais que sendo ricos em azoto, aceleram o processo de compostagem, uma vez que o N é necessário à existência e sobrevivência dos microrganismos. Por outro lado, os materiais castanhos, ricos em carbono, apresentam características mais lenhosas, como restos de madeira, lenhas de podas e cascas de arvores, são estes materiais ricos em carbono que fornecem a matéria orgânica e energia para o processo de compostagem.

Do ponto de vista operacional, as principais etapas de um processo de compostagem são segundo Piedade et al., (2010), as seguintes:

- Mistura dos resíduos orgânicos;
- Processo de decomposição biológica;
- Maturação do composto.

Na compostagem o processo de decomposição biológico é dividido em duas fases, a primeira é descrita como a fase de decomposição e a segunda a fase de maturação (curing) (Cunha, 1999). A fase de decomposição, é muito ativa e caracterizada por rápidas e intensas bio-transformações aeróbias e por temperaturas elevadas, uma vez que as reações de degradação são muito intensas, ocorrendo a libertação de energia na forma de calor, CO₂, H₂O e NH₃. A fase de maturação, que se segue à fase de decomposição, é caracterizada como sendo uma fase onde ocorre uma lenta e progressiva diminuição da temperatura, e é durante esta fase que a biomassa em decomposição perde a sua toxicidade, e dá-se um equilíbrio dinâmico entre a população microbiana, ocorrendo a síntese e formação de substâncias húmicas (Rosas, 2005).

A fase de decomposição inicia-se por um período de latência, o qual corresponde ao tempo de adaptação inicial e à colonização da MO pelos microrganismos (Almeida et al., 2005). Após esta adaptação, a atividade dos microrganismos mesófilos aumenta

exponencialmente, promovendo um aumento da temperatura devido à libertação de energia, na forma de calor, produzida pelos fungos e bactérias, dando lugar ao aparecimento dos microrganismos termófilos. É durante este período que as temperaturas alcançam mais que 40° C, daí designado por fase termófila, podendo ocorrer, no entanto, temperaturas superiores a 70 ° C (Insam e de Bertoldi, 2007) e, dependendo do tipo e dimensão das pilhas, processo de compostagem, etc.; podem durar dias ou meses. As populações de organismos termófilos decompõem muito rapidamente a MO e conduzem a uma estabilização e higienização eficiente dos materiais (Almeida et al., 2005), sendo necessária uma maior disponibilidade de oxigénio (Rosas, 2005).

Segundo Hoitink et al. (1996), a fase de decomposição é importante na higienização do composto, pois suprime parte considerável dos microrganismos patogénicos e das sementes infestantes viáveis incluídas nos materiais utilizados no processo de compostagem. Nesta fase onde ocorrem temperaturas elevadas existem, os fungos termófilos, ascomicetes e basidiomicetes, que assumem um papel de destaque, pelo que são particularmente ativos na decomposição da celulose e parcialmente da lenhina (Brito, 2014). À medida que a MO facilmente biodegradável diminui, a população de organismos termófilos diminui e ocorrem as fases de arrefecimento e de maturação, o que permite a recolonização do compostado por novos microrganismos (Albrecht et al., 2009; Martinho et al., 2011).

Na fase de maturação, ocorre a transformação progressiva de moléculas complexas em algumas substâncias húmicas e, tem uma duração variável, dependendo de alguns fatores como a temperatura, arejamento, humidade e composição da matéria orgânica (Rosas, 2005). O composto final apresenta um volume menor do que nas suas matérias-primas, sendo o seu volume final de 50% ou menos, do volume de matérias-primas (USEPA., 1997).

1.9. Estabilidade e maturação de um composto

O termo estabilização, associa-se à oxidação, condensação e polimerização dos materiais orgânicos e da sua conversão em formas menos suscetíveis de serem degradadas, ou seja, mais estáveis, e que, embora sejam ainda passíveis de degradação, apenas o são numa taxa muito menor quando comparados com os materiais iniciais (Haug, 1980).

Desde há muito é objeto de controvérsia a definição de estabilização e de maturação e, conseqüentemente a diferença entre composto estabilizado e composto maturado (Cunha, 1999). Quanto maior o estado de maturação do composto, maior é a estabilidade desse composto e que este se associa à baixa atividade bacteriana, a maturação está relacionada com o facto de os compostados não causarem fitotoxicidade às plantas (Brito, 2014).

Os ácidos húmicos, os ácidos fúlvicos, a relação entre carbono dos ácidos húmicos e carbono dos ácidos fúlvicos, a taxa de humificação, o grau de humificação é um parâmetro muito importante para a avaliação das substâncias húmicas e da qualidade do composto. A taxa de humificação, quantifica a fração de carbono orgânico total que se encontra maturada na amostra e o grau de humificação que se relaciona diretamente com a quantidade extraível de substâncias húmicas, varia entre 0 e 100%, em que os valores próximos de 100% correspondem aos compostos maturados (Barberis e Nappi, 1996).

1.10. Sistemas de compostagem

Cunha (1999) afirma que, a compostagem não pode ser espontânea, tem de existir um processo controlado de forma a garantir baixos custos de operação, produto final higienizado, de constante e elevada qualidade. Acrescenta ainda que a decomposição das biomassas poderá ser realizada de diversas formas, tendo por isso, diferentes classificações e tecnologias, consoante o método de compostagem utilizado. O quadro 1 que se segue apresenta a classificação dos métodos de compostagem segundo Bertoldi et al. (1985).

Quadro 1. Classificação dos métodos de compostagem (Bertoldi et al., 1985).

Sistemas abertos	Sistemas fechados
Pilhas Estáticas:	Reatores Verticais:
Com revolvimento;	Contínuos;
Aspiração de ar;	Descontínuos.
Insuflação de ar;	Reatores Horizontais:
Ventilação alternada;	Estáticos;
Insuflação com controlo de temperatura.	Com revolvimento do material.

Os sistemas de compostagem classificam-se de sistemas abertos e fechados (Piedade et al., 2010):

1.10.1. Sistemas abertos

Devido à configuração dos sistemas abertos, o material entra em contacto com o ar circundante. As instalações podem ser abertas ou fechadas, podendo estas primeiras ter cobertura. Os sistemas de ventilação podem ser do tipo ativo ou passivo, sendo que no ativo, poderá implicar o revolvimento da matéria em compostagem.

1.10.2. Sistemas fechados

Nos sistemas fechados, a degradação biológica do material ocorre num meio onde permite ter um maior controlo sobre o sistema, como por exemplo, regular a temperatura, O₂ e o ar, minimizando assim a formação de odores e torna a manutenção do processo menos dispendiosa.

Quando as quantidades de materiais orgânicos são elevadas, o recurso a sistemas abertos, é o que melhor se adequa, dados os requisitos que são necessários como a área disponível, e o tempo que decorre o processo (Russo, 2003).

Durante a construção das pilhas, estas podem assumir diferentes formas, sendo que a largura, altura e forma das pilhas, dependem das características dos materiais utilizados, das condições climáticas prevaletentes e do tipo de equipamento utilizado no revolvimento (Batista e Batista, 2007). Este autor refere que a compostagem em pilhas pode ser classificada de acordo com o tipo de ventilação, natural ou artificial.

No caso da compostagem com ventilação natural, verifica-se que existe um amontoamento simples dos materiais, e o crescimento das pilhas pode ser vertical ou horizontal. Quando a ventilação é artificial, a não existência de equipamentos que possibilitem o revolvimento dos materiais, podem surgir efeitos negativos, influenciando o processo de compostagem (Batista e Batista, 2007).

De acordo com Brito (2014), estes sistemas estão divididos em quatro categorias, nomeadamente:

- Pilhas longas com revolvimento - (windrow);
- Pilhas Estáticas;

- Pilhas estáticas com ventilação forçada;
- Reatores ou recipientes abertos ou fechados - (in-vessel).

Nos sistemas de pilhas longas, a exigência de mão-de-obra é elevada, no sentido em que têm de ser frequentemente revolvidas durante compostagem, e em fases mais críticas, que requerem mais oxigénio e onde se produz mais calor, enquanto nas pilhas estáticas, o revolvimento não ocorre, ou ocorre com baixa frequência (Brito, 2014).

Nos sistemas fechados é possível exercer controlo contínuo do O₂, bem como, sobre as temperaturas, odores, organismos patogénicos, etc. As pilhas estáticas exigem menos capital, mas ocupam mais espaço, ao contrário dos sistemas in-vessel, em que se necessita de menos espaço e todo o processo pode ser monitorizado, contudo é um sistema que requer elevados custos de capital e de funcionamento. Necessita igualmente, de um período posterior de maturação e estabilização (Brito, 2014).

1.11. Fatores que interferem no processo de compostagem

Durante a compostagem os principais fatores que influenciam a degradação da matéria orgânica, são os que segundo Cunha (1999), afetam o metabolismo dos microrganismos que são responsáveis por essa decomposição, com propósito final de se obter um produto estável e rico em substâncias húmicas.

O controlo de vários parâmetros operacionais do sistema, apresenta como objetivo fulcral, proporcionar as condições ideais para o desenvolvimento dos microrganismos. A temperatura, o teor de humidade, a razão C/N o arejamento e a granulometria do material, são alguns fatores a considerar no processo de compostagem (Diaz et al., 1993).

1.11.1. Microrganismos

O ecossistema no processo de compostagem, é muito variado e conta com a presença de diversos microrganismos. Vários autores definem os microrganismos envolvidos na compostagem subdivididos em três grupos distintos: bactérias, fungos e actinomicetes que representam as populações mistas responsáveis pela degradação dos vários tipos de material presente. (Tchobanoglous, et al. 2003, Turovskiy e Mathai. 2006).

Os fungos rivalizam com as bactérias em termos de número e importância nas fases posteriores do processo. Os vermes presentes incluem os nemátodes (ou vermes

cilíndricos), algumas espécies de minhocas (anelídeos) e as larvas. No entanto, as minhocas e larvas aparecem só nas fases finais do processo de compostagem. Em termos de número e atividade, os organismos predominantes são bactérias e fungos, e, num grau muito menor, protozoários (Kreith e Tchobanoglous, 2002).

No decorrer das fases da compostagem já anteriormente descritas é possível observar as variações dos diferentes tipos de microrganismos. Na fase mesófila, as bactérias produtoras de ácidos metabolizam os lípidos, os açúcares e as proteínas. Na fase termófila, as bactérias termófilas tornam-se mais ativas e continuam a metabolização as proteínas, lípidos e gorduras presentes e são responsáveis pela energia produzida e libertada em forma de calor. Os actinomicetes e os fungos presentes em ambas as fases mesófila e termófila são responsáveis pela destruição de uma grande variedade de compostos orgânicos complexos e da celulose (Turovskiy e Mathai, 2006).

1.11.2. Temperatura

A temperatura é simultaneamente um fator de controlo e uma consequência do processo de compostagem (Gea et al., 2006; Tao et al., 2011), que normalmente se encontra associado à atividade biológica durante o processo de compostagem (Beffa, 2002). A temperatura que se faz sentir na biomassa em compostagem reflete a atividade microbiana e é um dos fatores que influencia a sobrevivência de microrganismos patogénicos presentes no composto (quadro 2) (Kantz et al., 2009).

Quadro 2. Efeitos e consequências da temperatura na atividade microbiana, no processo de compostagem (Kantz et al., 2009).

Temperatura	Consequências do processo
<40°C	O processo de compostagem ocorre lentamente
50 – 60°C	Inibição do poder de germinação das sementes infestantes
55 – 70°C	Eliminação da maioria dos agentes patogénicos
>70°C	Morte dos microrganismos decompositores

A temperatura aumenta com a rapidez das reações bioquímicas que decorrem do metabolismo microbiano durante a degradação da MO. Uma temperatura elevada (> 55°C) durante o processo de compostagem (figura 1.1) é eficaz para a eliminação dos microrganismos patogénicos (Nakasaki et al, 1985c).

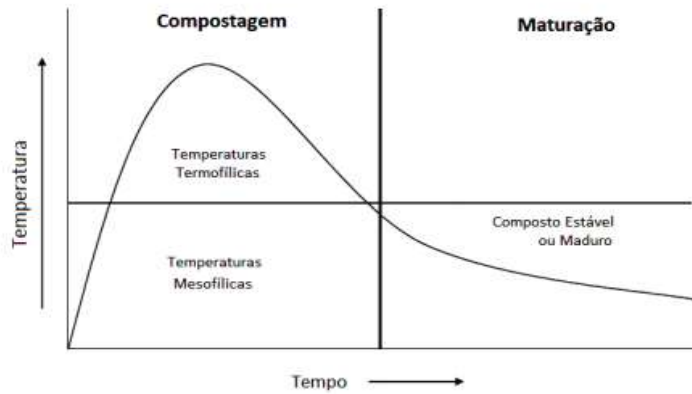


Figura 1.1. Variação da temperatura no processo de compostagem (Epstein, 2011).

1.11.3. Teor de humidade

A água é essencial ao processo de compostagem, desenvolvimento e manutenção celular dos microrganismos, uma vez que permite o transporte de nutrientes das partículas em compostagem para o interior dos microrganismos. Valores iniciais de humidade de 50 a 60 % são geralmente considerados ótimos para o processo. Na prática, se o teor de humidade for inferior a 35 – 40%, a taxa de decomposição será reduzida. Para valores abaixo de 30 %, a decomposição de matéria orgânica diminui devido à inibição da atividade microbiana. Por outro lado, se a humidade for superior a 65 %, a água poderá preencher os espaços vazios, dificultando a passagem de oxigénio nesses espaços, conduzindo a condições de anaerobiose e à produção de lixiviados (Trautmann e Krasny, 1997). Por este mesmo motivo, a monitorização e controlo da humidade no início e durante o processo é fundamental, dado que este parâmetro condiciona fortemente a atividade dos microrganismos envolvidos (Piedade et al., 2010).

1.11.4. Granulometria

A granulometria do material é um fator fundamental dado que a atividade dos organismos ocorre à superfície das partículas. Assim, quanto menores forem as partículas maiores serão as áreas de contacto e de velocidade de degradação (Rynk et al, 1992; Cunha, 1999). De facto, é recomendado que seja realizado um tratamento mecânico dos materiais com a finalidade de reduzir a dimensão das partículas.

Todavia, se as partículas apresentarem tamanho demasiado pequeno, ocorre compactação do material, dificultando a circulação de ar, e podendo existir zonas de

anaerobiose. Geralmente, considera-se que uma distribuição de tamanhos das partículas adequada se situa entre 25 – 50 mm (Russo, 2003).

1.11.5. Arejamento

A compostagem, como é processo aeróbio, necessita obrigatoriamente de oxigénio (O_2), tornando-se necessário proceder ao seu arejamento, promovendo a entrada do O_2 às várias camadas que compõem a pilha de compostagem. Tal como já foi referido, consoante o sistema de compostagem utilizado, varia o tipo de sistema de arejamento (Epstein, 2011).

Na ausência de oxigénio, haverá libertação de odores desagradáveis devido ao sulfeto de hidrogénio e ao amoníaco. A taxa de arejamento é frequentemente utilizada como variável de controlo no processo de compostagem, devendo a concentração de oxigénio ser maior do que 10 % (V/V). No entanto, na literatura há referência a gamas de 15 a 20 % de modo a garantir a quantidade de oxigénio necessária. (Bernal et al., 2009).

1.11.6. Razão carbono / azoto

A razão carbono/azoto (C/N), é determinante uma vez que o carbono e azoto são essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos. O carbono é o elemento utilizado como fonte de energia para a atividade microbiana. O azoto é essencial na síntese de proteínas, fundamentais para o crescimento e funcionamento celular dos microrganismos (Martins, 2007). Como requisito base para um desenvolvimento adequado dos microrganismos, a razão C/N deve ser 30:1, tendo em conta que os microrganismos utilizam cerca de trinta vezes mais carbono do que o azoto. Contudo, este valor poderá variar consoante a disponibilidade biológica dos elementos referidos.

Se a quantidade de carbono for baixa, a razão C/N é baixa e surgem dificuldades no arranque e aquecimento do sistema de compostagem. Por outro lado, se a quantidade de azoto for elevada, a razão C/N será baixa, podendo ocorrer aquecimento excessivo, destruindo assim os microrganismos e, ocorrendo a libertação de azoto na forma de amónia, provocando um odor desagradável (Trautmann e Krasny, 1997). Ao longo do processo a razão C/N tende a diminuir, dado que o carbono se consome mais rapidamente que o azoto (Trautmann e Krasny, 1997; Moura 2007).

Apesar de todo o azoto orgânico estar disponível para ser utilizado pelos microrganismos, o mesmo não se verifica relativamente ao carbono de determinados materiais, por se encontrar em formas resistentes à degradação biológica. A relação C/N da mistura utilizada no processo tem de ser ajustada em função da disponibilidade de carbono e de azoto.

1.11.7. pH

O pH da mistura inicial pode variar dentro da gama de valores de 3 - 11, dependendo dos materiais usados, sendo que a sua gama ótima se encontra próximo da neutralidade, visto que é a gama que melhor se adapta à vida dos microrganismos (Russo, 2003). Contudo, o valor de pH varia ao longo do processo de compostagem (figura 1.2) consoante a fase em que se encontra. O processo inicia-se com valores de pH que podem atingir 4,5 devido à formação de ácidos orgânicos. No decorrer do processo, verifica-se um aumento progressivo do valor de pH chegando a atingir, no final do processo, valores entre 7 e 8,5 (Brito, 2014). Todavia, se houverem condições de anaerobiose durante processo, o pH chega a atingir valores inferiores a 4,5, o que limita a atividade microbiana. Caso isto se verifique, o arejamento é em geral suficiente para que o valor de pH volte a subir para a gama de valores aceitáveis (Moura, 2007).

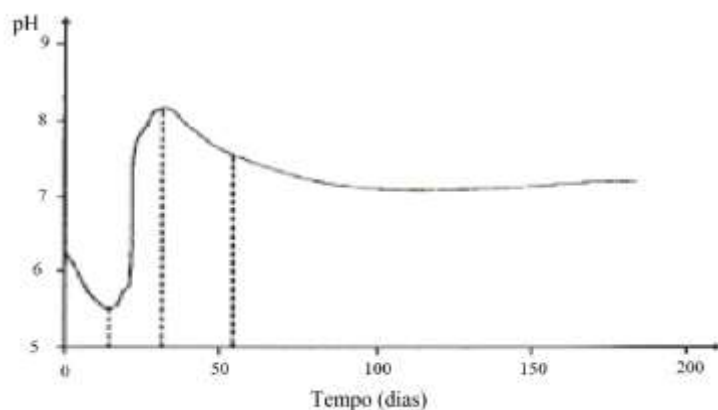


Figura 1.2. Curva das variações de pH no processo de compostagem (Mustin, 1987).

1.11.8. Condutividade elétrica (CE)

A condutividade elétrica (CE), traduz-se na concentração de sais solúveis presentes na solução do composto (Abad et al., 2004), dando-nos indicações acerca da sua salinidade. Estes sais podem ser determinados através da massa saturada ou da adição

de volume (Stoffella e Kahn, 2004), porém, a CE não proporciona informações sobre o tipo de sais presentes. Alguns sais como o Sódio (Na), Cloro (Cl) e o Boro (B), quando presentes em elevadas concentrações na solução, podem ser tóxicos para as plantas (Sullivan & Miller, 2005), e ao contribuir para o aumento do potencial osmótico (Éliard, 1999). O excesso de sais, apresenta efeitos negativos sobre a germinação e produtividade das culturas, seja diretamente, dificultando a absorção de água e nutrientes, ou indiretamente, pelo seu efeito dispersante sobre as argilas, causando uma desestruturação do solo e prejudicando a infiltração de água, oxigênio (Tomé, 1997).

Porém a condutividade elétrica tende a diminuir com a compostagem, logo, a incorporação de compostados orgânicos frescos ou mal maturados ao solo aumenta a sua concentração de sais e a condutividade elétrica devido à salinidade do compostado (Brito, 2014). Kiehl (1980) afirma que a condutividade elétrica é um indicador do grau de maturação do fertilizante não devendo por isso ultrapassar os 4 dS m^{-1} , contudo a condutividade elétrica mais apropriada para a germinação das sementes e crescimento das plantas deve ser inferior a $1,99 \text{ dS m}^{-1}$ (Abad et al., 2004).

1.11.9. Metais pesados

A concentração dos metais pesados no composto depende não só da composição das matérias-primas usadas no processo de compostagem, como também da contaminação dos diferentes tipos de resíduos ou da lixiviação de resíduos metálicos, realizada por ácidos orgânicos produzidos durante o processo de compostagem (Tittarelli et al, 2007).

Segundo este autor, a distribuição dos metais pesados no solo é controlada por uma série complexa de reações de equilíbrio dinâmico, influenciada pelas características físicas, químicas e biológicas do solo, pelas características do composto, pelas condições climáticas e pelas técnicas agronômicas utilizadas.

Alguns minerais estão presentes no solo em pequenas quantidades (Cr, Cu, Ni e Zn), e podem apresentar algumas funções biológicas, sendo essenciais ao desenvolvimento das plantas. O mercúrio, chumbo e o cádmio, quando em níveis elevados, provoca doenças nos organismos vivos, apresentam também uma tendência acumulativa e são considerados tóxicos (Epstein, 1997).

A liberação destes metais tóxicos para o ambiente e para o solo e a sua transferência para a cadeia alimentar são geralmente apontados como efeitos negativos da utilização de compostados. O seu comportamento no solo é semelhante ao seu comportamento no compostado orgânico, torna-se assim possível avaliar os seus efeitos e mobilidade durante o processo de compostagem, caso contrário, se não houver qualquer tipo de intervenção o mais provável é que venha a ocorrer a sua acumulação no solo, promovendo efeitos negativos (Brito, 2014).

1.12. Mineralização e imobilização do azoto

O azoto é um elemento dinâmico e móvel e extremamente importante para os seres vivos, e o que mais limita o crescimento vegetal. Enquanto que nos ciclos do oxigénio, carbono e hidrogénio intervêm microrganismos, plantas e animais, o ciclo do azoto está largamente dependente da atividade metabólica de microrganismos (Cordovil, 2004).

Apesar da possibilidade de fixação química de azoto para a produção de fertilizantes, a capacidade de fixação de azoto atmosférico para a assimilação em biomassa está restrita quase exclusivamente a um número limitado de microrganismos. São processos microbianos únicos que definem o ciclo do azoto e afetam diretamente a disponibilidade dos diversos compostos azotados nos ecossistemas. Os microrganismos intervêm em todos os processos, permitindo a reciclagem do azoto no ambiente. No solo a maior parte do N encontra-se na forma orgânica, estando apenas disponível para ser absorvido pelas plantas após a mineralização (Varenes, 2003).

No caso de o azoto ser o elemento limitante, a competição entre as plantas e os microrganismos, conduz à imobilização do N mineral do solo pelos microrganismos convertendo-o em formas orgânicas passíveis de ser assimiladas (Varenes, 2003).

A mineralização do N no solo é um processo extremamente complexo, diretamente relacionado com os microrganismos responsáveis pela oxidação da MO no solo, onde se produz energia para os microrganismos e se liberta energia na forma de calor. As enzimas necessárias para este processo provêm dos organismos vivos existentes e são usadas como catalisadores no processo, levando à mineralização da matéria orgânica, o mesmo ocorre quando os compostos são incorporados frescos, apresentando um potencial para sofrerem rápida mineralização (Jarvis et al., 1996), e que Shen (1989),

afirma serem sete vezes mais facilmente decompostos e disponíveis do que a MO nativa do solo.

O processo de mineralização no solo é fortemente influenciado pela temperatura, humidade e textura (Jarvis et al., 1996), pela periodicidade das mobilizações e pela incorporação de resíduos orgânicos ao solo (Trindade, 1997; Pereira, 2000). Em zonas meridionais, caracterizadas por invernos suaves e verões quentes, a atividade biológica dos microrganismos é elevada, permitindo como é o caso de Portugal, que a mineralização do azoto ocorra durante todo o ano, desde que a humidade do solo não interfira negativamente no processo (Gonçalves, 2005).

A textura do solo é também um fator limitante da mineralização, na medida em que as argilas presentes no solo formam complexos com as partículas húmicas da MO, denominados de complexos argilo-húmicos. Verifica-se assim em solos com maiores teores de argilas, ao contrário dos solos arenosos onde o arejamento é maior, que o contacto entre as partículas a compostar e a fauna biológica (microrganismos), é dificultada e tende a reduzir a mineralização do C e do N e estabiliza a matéria orgânica (Briggs, 2002; Amlinger et al., 2003).

Verifica-se, que existe uma diminuição da taxa de mineralização do azoto orgânico do solo quando se aplicam pesticidas como os fungicidas, inseticidas em doses recomendadas e herbicidas em doses elevadas (Goring e Laskowski, 1982). Esta diminuição ocorre aparentemente devido à morte ou enfraquecimento da população microbiana, induzida pela aplicação dos pesticidas, e posterior decomposição destes pelos sobreviventes (Haynes, 1986).

No entanto, é importante referir que uma taxa reduzida da mineralização da matéria orgânica, em sistemas de agricultura biológica, pode aumentar o armazenamento de N (Clark et al., 1998) e reduzir as perdas de N por lixiviação (Brandt e Mølgaard, 2001; Poudel et al., 2002).

1.13. **Perdas de azoto**

1.13.1. Lixiviação do ião nitrato

O ião nitrato NO_3^- , decorrente da nitrificação do NH_4^+ após a mineralização de MO do solo, ou adicionado sob a forma de fertilizantes e, em menor quantidade, através

da fixação atmosférica de NH_3 , sofre lixiviação quando a água da chuva ou de rega se infiltra e atravessa o perfil do solo (Guillard et al., 1995; Trindade, 1997). Este ião, apresenta elevada mobilidade no solo devido a possuir carga negativa (Tisdale et al., 1993).

A quantidade de azoto nítrico lixiviado aumenta com a adição de fertilizantes azotados e das doses aplicada, as perdas são mais acentuadas quando excedem a capacidade de absorção de azoto pela cultura (Simon e Le Corre, 1992; Angle et al., 1993). A aplicação de estrumes ou chorumes, conduz a um aumento das perdas por lixiviação, em parte, este aumento deve-se a uma menor racionalização das dosagens de azoto aplicadas, por ausência ou insuficiente da contabilização do azoto contido nos estrumes e chorumes, sendo frequente o uso de quantidades excessivas (Ritter et al., 1990).

O movimento do ião nitrato ao longo do perfil do solo ocorre a uma proporção de 1 cm por cada 3-8 mm de precipitação (Bartolini, 1989). Em solos franco-arenosos, verifica-se que a quantidade mínima de drenagem que permite a lixiviação completa do azoto nítrico presente no perfil do solo situa-se entre os 300 mm e 400 mm (Simon e Le Corre, 1992).

Trindade et al. (1997) afirma que, a magnitude com que ocorrem as perdas anuais por lixiviação do azoto, nas condições climáticas do Entre Douro e Minho, dependem da quantidade de azoto nítrico presente no solo, antes da ocorrência de períodos de elevada precipitação; da quantidade de azoto mineralizada durante o período de Outono e Inverno; e da capacidade de as culturas de Inverno absorverem o azoto do solo. A utilização de culturas de cobertura durante o período invernal contribui para a minimização das perdas por lixiviação do nitrato (Clotuche e Peeters, 2000).

1.13.2. Volatilização do amoníaco

A volatilização do amoníaco representa a principal perda de N em formas gasosas (NH_3) e está normalmente associada a concentrações elevadas de formas amoniacais na solução do solo ou no composto e a pH elevados (Pierzynski et al, 2005). As quantidades de amoníaco perdidas após a adição de fertilizantes minerais ou orgânicos ao solo é função de um reajuste e de uma série de equilíbrios entre as diferentes formas de azoto presentes no sistema solo - atmosfera (Webb, 2001). Cerca de 80% da volatilização de

amoníaco, que ocorre na Europa Ocidental, tem origem na produção agropecuária e cerca de 2/3 dessas emissões provêm da aplicação de chorumes aos solos, e das fezes dos animais em pastoreio (Hartung, 1991), devido aos elevados teores de azoto amoniacal presentes.

A volatilização de NH_3 a partir de chorumes aplicados aos solos, quando não são imediatamente incorporados, apresenta uma evolução logarítmica em função do tempo e pode atingir emissões superiores a 80% do teor de azoto amoniacal presente (Amberger, 1990).

Os fatores responsáveis pelas perdas por volatilização de amónia para a atmosfera são os seguintes:

- Concentração de sólidos totais presentes nos compostos (Morken et al, 1998);
- Teor de azoto amoniacal (Klarenbeek e Bruins, 1991);
- Temperatura e velocidade do vento elevadas, textura dos solos arenosa, pH elevado dos compostados orgânicos e do solo, assim como a compactação do solo (Amberger, 1990).

O efeito do pH é essencial na formação de NH_3 , assim como nas perdas de azoto sob a forma de NH_3 por volatilização (Gay e Knowlton, 2009), a qual, aumenta, com o pH acima de 7,3 e temperaturas elevadas (Wiederholt e Jonhson, 2005). O NH_3 é menos solúvel que o NH_4^- , sendo rapidamente convertido num gás (NH_3) (Gay e Knowlton, 2009).

1.13.3. Nitrificação

A nitrificação corresponde à oxidação biológica da amónia a nitrato com a formação de nitrito como intermediário, sob condições aeróbias. A conversão da amónia a nitritos e nitratos envolve duas espécies de bactérias autotróficas, as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*, que obtêm energia a partir destes compostos inorgânicos. (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

A amónia é oxidada a nitrito em três passos e a oxidação do Nitrito a Nitrato ocorre apenas num passo, e em cada passo da reação, se produz a mesma quantidade de energia, pelo que, a oxidação da amónia a nitrito é mais energética, do que a oxidação do nitrito a nitrato em cerca de 3 a 3,8 vezes (Wiesmann et al., 2007). De um modo geral, a velocidade

de nitrificação duplica por cada 8 a 10°C de aumento da temperatura (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

O crescimento das bactérias nitrificantes é diferente, nas *Nitrobacter* o seu crescimento específico é maior quando comparado com o das *Nitrossomas* e a sua velocidade de crescimento controla a reação global do processo de nitrificação (Eckenfelder, 1989; WEF, ASCE, EWRI, 2005).

1.13.4. Desnitrificação

A desnitrificação consiste na redução biológica dos nitratos ou nitritos a azoto molecular em ambiente anaeróbio, em que os nitratos e os nitritos funcionam como aceitador final na cadeia de transporte de eletrões, quando uma fonte orgânica de carbono está disponível (Elefsiniotis *et al.*, 2004).

Uma vasta variedade de microrganismos heterotróficos, estão envolvidos no processo onde obtêm a energia a partir de fontes de carbono orgânico presentes. Para além de ser comuns, são facultativos uma vez que conseguem obter oxigénio dos nitratos e nitritos (WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA, 2009). Como é realizada por bactérias heterotróficas, este processo é menos sensível às condições ambientais do que a nitrificação. No entanto, determinadas condições devem ser mantidas para que a reação ocorra em elevada extensão. Nomeadamente, deve controlar-se o intervalo de pH, a temperatura e o oxigénio.

Caso a desnitrificação seja incompleta, podem libertar-se compostos intermediários como o NO e o N₂O, o que acontece geralmente se a concentração de nitratos for muito elevada.

O processo de desnitrificação pode ocorrer num largo intervalo de pH, embora a velocidade de desnitrificação máxima ocorra num intervalo entre 7,0 e 7,5 (Wiesmann *et al.*, 2007). Segundo este autor, a temperatura influencia a velocidade de desnitrificação. Esta aumenta com o aumento da temperatura até aos 35°C e é muito reduzida quando a temperatura é inferior a 5°C.

1.14. O sector da cunicultura

À escala mundial, o principal produtor de carne de coelho é a Europa (49,9%), seguido da Ásia (40,5%), África (7,7%) e América (1,9%). A produção comercial de coelho está presente em pelo menos 14 estados membros da UE, incluindo República Checa, Eslováquia, Polónia e Hungria., sendo que os maiores produtores são a Itália, França e Espanha. Portugal é responsável por cerca de 3,5% da produção Europeia e 1,8% da produção Mundial (Colin e Lebas, 1996).

Existiam desde o início do milénio, 650 explorações industriais e cerca de 200 mil fêmeas reprodutoras (Pereira, S. 2000). Valores bastante superiores são apresentados por Lebas e Colin (2000) cujas estimativas para a cunicultura tradicional indicam a presença de 700 mil fêmeas, distribuídas por cerca de 100800 explorações, sendo a sua maioria (71%) de reduzidas dimensões (< 20 fêmeas). Xiccato e Trocino (2007) referem que, a produção anual média de carne de coelho em Portugal foi de 20 mil toneladas, colocando este país na 9º posição à escala mundial.

Segundo o Instituto Nacional de Estatística (INE), a produção de carne de coelho tem vindo a diminuir ao longo dos anos, atingindo em junho de 2007 as 8.055 t., um decréscimo de 7,7% relativamente ao período homólogo de 2008 (INE, 2008). A produção de coelhos intensiva em Portugal concentra-se principalmente nas regiões Norte e Centro do país, apesar de se encontrarem explorações espalhadas por todo o território nacional. Inicialmente predominavam nas zonas de Viseu, Leiria e Oliveira do Hospital, mas o desenvolvimento desta atividade conduziu ao aumento da sua importância em outras zonas como em Trás os-Montes e Minho (Pereira, S. 2000).

Existem três tipos de jaulas para explorações cunícolas:

- O modelo “Flat-deck” ou plano único, (o mais popular em Portugal);
- O modelo Californiano ou planos escalonados;
- O sistema de baterias ou planos sobrepostos.

O sistema de produção mais usual é o de manejo reprodutivo em bandas. A banda única torna possível a sincronização reprodutiva das fêmeas e grupos de coelhos em fase de crescimento com a mesma idade, com uma implementação generalizada da inseminação artificial. Este sistema baseia-se no princípio “all in, all out” (sistema duo),

que permite uma melhor higienização das jaulas e dos pavilhões, com um controlo sanitário eficaz, e melhoria do estado sanitário dos animais da exploração (Mateo, 2004).

1.14.1. Características das fezes de coelho

Os coelhos, devido ao medo e stress, têm pouco controlo dos músculos anais, o que os torna como um grande produtor de fezes (quadro 3). Para um grande produtor de coelhos, o estrume tanto pode ser vantajoso como um problema. Os dias de “criar uma pilha atrás do pavilhão” podem em breve deixar de existir à medida que as restrições da EPA (Environmental Protection Agency) são mais rígidas em relação ao armazenamento de estrumes, e o estrume de coelho não é exceção.

Quadro 3. Produção de fezes dos coelhos (Lebas et al., 1996).

Animal	Tipo	Quantidade (g/dia)
Coelhos Juvenis	Fezes	40 – 50
	Urina	80 – 110
Coelhas Gestantes	Fezes	150 – 200
	Urina	250 – 300
Coelhos Adultos	Fezes	70 – 80
	Urina	100

Na europa, os excessos de azoto estão a criar, em muitas situações, problemas com o estrume armazenado em contacto direto com o solo, contaminando as águas subterrâneas. Portanto, os produtores terão de prestar atenção ao seu correto armazenamento, de forma a evitar potenciais problemas futuros à medida que as regras se tornam mais exigentes (U.S.E.P.A, 2002).

Existem várias formas de armazenamento e manuseamento dos dejetos para cada tipo de produção de animais. Em alguns casos, os coelhos estão confinados a gaiolas pré-fabricadas e os dejetos caem para debaixo destas, no cimento, não havendo, portanto, problemas de contaminação do solo, mas há, contudo, problemas de odores.

Este compostado é constituído, na sua maioria, pelos excrementos dos coelhos, podendo também conter vestígios de sobras da ração e pelos. Portanto, a sua composição

química varia com o sistema de criação, a idade do animal, a raça e a alimentação (Ricci et al., 2006).

O compostado de coelho, usado como fertilizante das plantas, é de elevada qualidade, devido à sua composição única rica em azoto e também contém uma grande quantidade de fósforo (quadro 4), importante para o crescimento de flores e frutos. Este resíduo apresenta uma coloração castanho-escuro, uma textura homogênea, uma humidade na ordem dos 40%, e um intenso odor a amoníaco, proveniente da urina.

Quadro 4. Concentração de nutrientes N P K aproximados dos diferentes tipos de estrumes (Anon. 1998).

Animal	% Azoto	% Fósforo	% Potássio
Vacas Leiteiras	0.57	0.23	0.62
Novilhas	0.73	0.48	0.55
Cavalos	0.70	0.25	0.77
Porcos	0.49	0.34	0.47
Ovelhas	1.44	0.50	1.21
Coelhos	2.4	1.40	0.60
Galinhas	2.2	0.80	0.39

1.15. A cultura da alface

1.15.1. Enquadramento taxonómico e aspetos gerais

A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma planta herbácea anual, pertencente à família *Asteraceae*, anteriormente conhecida por *Compositae* (quadro 5), a maior família das dicotiledóneas. Comumente é designada como uma hortícola de folhas.

Quadro 5. Enquadramento taxonómico da família das asteráceas (Almeida, 2006).

Reino	<i>Plantae</i>	Ordem	<i>Asterales</i>
Sub-reino	<i>Tracheobionta</i> (Plantas vasculares)	Família	<i>Asteraceae</i> (sin. <i>Compositae</i>)
Superdivisão	<i>Spermatophyta</i> (plantas com semente)	Subfamília	<i>Cichorioideae</i>
Divisão	<i>Magnoliophyta</i> (Angiospérmicas)	Tribo	<i>Lactuceae</i> (sin. <i>cichorueae</i>)
Classe	<i>Magnoliopsida</i> (Dicotiledóneas)	Género	<i>Lactuca</i> L.
Subclasse	<i>Asteridae</i>	Espécie	<i>Lactuca Sativa</i> L.

Em Portugal, a alface é cultivada em estufa e ao ar livre um pouco por todo o território, mas a localização de áreas onde o cultivo de alface é expressivo, concentram-se perto dos grandes centros populacionais e mais junto ao litoral, nomeadamente Oeste, Entre -Douro e Minho e Beira Litoral. Atualmente a produção nacional de alface ronda as 56 mil toneladas (quadro 6) ocupando uma área de cultivo de 2500 ha (Almeida, 2006).

Quadro 5. Cultura da alface em Portugal (INE 2015).

	2013	2014	2015
Superfície (ha)	2 745	2 420	2 149
Produção (t)	57 659	63 253	56 910
Produtividade (t ha ⁻¹)	22,5	22,3	23,4
Peso fresco por planta (g) ^a		245,0	

^aDados de uma cultura de outono – inverno de alface na região do Entre - Douro e Minho

As alfaces cultivadas nas regiões mediterrânicas, são geralmente consumidas cruas em saladas, no Egito é comum aproveitarem os caules e consumi-los ao invés das folhas (INSA, 2006). Contudo, como se pode observar no (quadro 7), cerca de 95% é água e contém poucas calorias, são muito ricas em vitaminas A e C e também têm na sua composição Niacina, Ca, P, Fe e fibras. A cor das folhas é bastante importante, uma vez que o valor nutritivo das alfaces varia em função desta. Assim sendo, as folhas esbranquiçadas do interior do repolho são menos nutritivas do que as folhas exteriores (Almeida, 2006).

Quadro 7. Composição da alface (valores para 100g de alface).

Energia		Macronutrientes		Vitaminas	Minerais		
Kcal	12	Água (%)	95,9	A (µg)	115	Na (mg)	3
kJ	50	Proteína (g)	1,8	Caroteno (µg)	688	K (mg)	313
		Gordura Total (g)	0,2	Niacina (mg)	0,4	Ca (mg)	70
		Hidratos de carbono (g)	0,8	B6 (mg)	0,04	P (mg)	46
		Fibras alimentares (g)	1,3	C (mg)	4	Mg (mg)	22
				Folatos (µg)	55	Fe (mg)	1,5
						Zn (mg)	0,4

Fonte: Adaptação da tabela de composição de alimentos (INSA,2006).

1.15.2. Morfologia da espécie

A alface é uma cultura anual herbácea, apresenta um sistema radicular aprumado e pouco ramificado, explora os primeiros 30 cm do solo quando transplantada, porém, não mais do que 50 cm (Mourão, 2007). O caule da planta é curto, durante a fase vegetativa, cerca de 2-5cm, contudo na altura da floração alonga-se e ramifica podendo atingir mais do que 1 metro de altura (Almeida, 2006).

As folhas de alface, são sésseis e dispostas em roseta, durante a fase de crescimento vegetativo, desenvolvendo-se e alargando-se quando inicia a formação do repolho (Almeida, 2006). Existe numa considerável diversidade de cores, formas, superfícies, margens e texturas das folhas, entre os diferentes tipos de alfaves. As margens destas podem ser inteiras, com lóbulos, incisadas, recuadas ou onduladas, a superfície da folha pode ser lisa ou plissada, variando de amarelo a verde-escuro, com diferentes graus de brilho (Křístková et al., 2008). As antocianinas podem misturar-se de forma a cobrir a totalidade ou parte das folhas, formar um padrão de manchas, ou encontrarem-se apenas ao longo das margens. Também a cor das sementes varia entre o branco, amarelo, castanho, cinzento e preto (Doležalová et al., 2002; Křístková et al., 2008; Mou, 2008).

Existem cinco grupos de cultivares na alface:

- Bola de manteiga (var. *Capitata*);
- Batávia (tipo iceberg, var. *capitata*);
- Romana (var. *longifolia*);
- Acéfala ou de corte (var. *acephala*);
- De caule (var. *Asparagina*).

Para cada grupo de alface existem centenas de cultivares disponíveis, tanto para técnicas culturais de produção em larga escala como para produção de consumo próprio, através de diferentes sistemas de produção (Hu et al., 2005; Křístková et al., 2008). As cultivares mais difundidas em Portugal pertencem ao grupo das Bola de Manteiga, embora nos últimos anos o cultivo de batávias (de origem Europeia) tenha vindo gradualmente a aumentar, mesmo em regiões como o Entre - Douro e Minho, onde há cerca de duas décadas praticamente não existia (Miranda e Fernandes, 2001).

1.15.3. Desenvolvimento da cultura

O desenvolvimento da cultura, compreende a germinação que geralmente ocorrer em 2 a 3 dias dependendo das temperaturas do substrato, consideradas normais dentro dos 20 a 25°C, levando cerca de 4 a 6 dias com a temperaturas mais baixas, a 15°C (Almeida, 2006). Após a superação da crise de transplantação, inicia-se o crescimento e a planta produz folhas que se inserem em espiral formando uma roseta, ligeiramente curvadas para o interior onde as folhas se sobrepõem formando o repolho. Este é influenciado pela temperatura, luminosidade e disponibilidade de água (Almeida, 2006).

Maroto (2000), divide o ciclo vegetativo da alface em 3 fases:

- Fase de formação de uma roseta de folhas;
- Fase de formação de um repolho mais ou menos compacto;
- Fase de reprodução ou de emissão da haste floral.

A luz desempenha um importante papel na capacidade de a alface formar repolho. Depende por isso principalmente do equilíbrio entre a luz recebida e a temperatura; quando a temperatura é superior a 20°C são necessários dias longos e com forte luminosidade; por outro lado, em condições de baixa luminosidade, a formação do repolho é favorecida por temperaturas baixas (Almeida, 2006). O mesmo autor refere ainda que temperaturas de 15 a 20°C em média (quadro 8), são consideradas ótimas para a produção da maioria das cultivares de alface. Já temperaturas na ordem dos 7°C reduzem o seu crescimento.

Quadro 6. Temperaturas ótimas ao longo do ciclo da cultura da alface (Disqual, 2001).

Fases da cultura	Temperaturas ótimas:	Observações:
Germinação	15 a 20°C	Temperaturas superiores a 25°C, podem provocar dormência das sementes.
Viveiro	Dia: 15°C Noite: 8 a 10°C	Nos meses de pouca luz, temperaturas altas provocam o estiolamento das plantas.
Crescimento Rápido (local definitivo)	Dia: 18 a 20°C Noite: 10 a 15°C	Temperaturas elevadas podem induzir a floração precoce.
Repolhamento	Dia: 10 a 15°C Noite: 5 a 8°C	Temperaturas elevadas podem induzir a floração precoce, prejudicar o repolhamento e conferir um sabor amargo às folhas.

Em relação ao ciclo cultural da alface, caso seja cultivada em estufa dura cerca de 6 a 8 semanas no período da Primavera-Verão e 10 a 12 semanas durante o Inverno (Almeida, 2006). Caso seja cultivada no exterior esse período pode demorar mais 1 ou 2 semanas dependendo das condições de crescimento.

Existe, um elevado número de cultivares que se adaptam a diferentes condições climáticas, o que permite a produção ao longo de todo o ano. No entanto, as condições que propiciam as melhores características organolépticas, estão reunidas durante os meses em que predominam os dias amenos e noites frescas e há maior disponibilidade de água. A temperatura exerce uma influência marcante ao longo do ciclo cultural, podendo ser causa de acidentes fisiológicos (Disqual, 2001)

1.15.4. Fertilidade e solo

A alface é relativamente pouco exigente a nível de nutrientes, embora, devido ao seu curto ciclo cultural e sistema radicular superficial, necessite de nutrientes disponíveis no solo, ultrapassada a crise de transplantação.

De modo a colmatar essas exigências, o uso de compostos orgânicos e a sua incorporação de MO ao solo, apresenta-se vantajosa, uma vez que aumenta a sua produção. É importante determinar a quantidade de MO a incorporar e o tipo de composto a usar, para por um lado não prejudicar a cultura e provocar poluição ambiental, como também para determinar o N que potencialmente pode vir a ser mineralizado (Manojlovic et al., 2009). São vários os estudos que sugerem grandes vantagens no uso de compostos

e adubos orgânicos comparativamente ao uso de fertilizantes químicos, podendo resultar segundo Silva et al., (2010) em resultados de produtividade semelhantes e até superiores (Pôrto et al., 2008). Esta prática contribui ainda para que se verifiquem aumentos da área folhear da planta e melhorias qualitativas, pelo aumento da concentração de minerais nas suas folhas como o Ca, K, P (Gent, 2002).

No que respeita ao solo, a cultura da alface pode ser cultivada com sucesso em qualquer tipo, embora prefira solos frescos e bem drenados, e em solos de textura franca ou franco-argilosa, ricos em MO, que se poderá justificar pelo facto de a cultura possuir um fraco desenvolvimento radicular e um rápido crescimento vegetativo (Almeida, 2006). Não tolera solos que retenham excessivamente a humidade. A planta é ligeiramente tolerante à acidez do solo, crescendo melhor em solos com pH, perto da neutralidade, entre 6,5 e 7. A concentração de sais solúveis no solo, afeta o crescimento da cultura, uma vez que é uma espécie moderadamente sensível à salinidade. Suporta uma condutividade elétrica de até 1,3 dS⁻¹m sem que haja redução significativa da produção. Acima desse valor estima-se que as perdas sejam de 13% por cada dS⁻¹m de aumento (Maynard e Hochmuth, 1997).

Por ser uma cultura de ciclo curto, mas exigente em água, os produtores usam-na como cultura principal em sistemas de rotação, devendo evitar-se o seu cultivo repetitivo no mesmo solo. As Apiáceas, Cucurbitáceas e Solanáceas, são culturas que devem preceder para esta cultura, enquanto que as leguminosas como as Fabáceas e também as Brássicas são culturas a evitar (Almeida, 2006).

1.16. **Objetivos da dissertação**

Os objetivos deste trabalho resultam da necessidade em demonstrar a segurança e eficácia agronómica de um compostado orgânico de cunicultura com resíduos florestais e com palhas, e avaliar potenciais efeitos negativos sobre o solo ou sobre a produção e qualidade das culturas, e visam:

- Ensaiar a eficácia de doses crescentes do composto de resíduos da cunicultura com diferentes intervalos entre a aplicação do corretivo (compostado) ao solo - (período de incubação) e a plantação de alface;
- Determinar o melhor momento de plantação de culturas hortícolas de folha, como a alface, após a distribuição e incorporação do compostado ao solo;

- Aumentar o conhecimento sobre o efeito deste tipo de corretivos orgânicos na produção e qualidade da alface;
- Comparar o efeito deste corretivo no crescimento vegetal com o de um corretivo de resíduos de ovinocultura;
- Contribuir para a recomendação da fertilização orgânica no modo de produção biológico.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Localização do ensaio

O presente ensaio de alface foi instalado numa estufa sem climatização da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima do Instituto Politécnico de Viana do Castelo (figura 2.1), em Refoios do Lima, Ponte de Lima. As coordenadas geográficas aproximadas do local são: 41° 79'09'' N; -8° 54' 04'' e 50 m de altitude.



Figura 2.1. Local da estufa onde decorreu o ensaio.

2.2. Temperatura do ar e características do solo e compostados

Durante o período em que se realizou o ensaio em vasos com a cultura da alface a temperatura do ar foi monitorizada e registada semanalmente, próximo das 11:00 h, com um termómetro digital de temperatura instalado na estufa. Com base nessas temperaturas, foi calculada a temperatura média do ar (16,1 °C). A temperatura máxima e mínima registada foram respetivamente 23 e 12 °C (figura 2.2).

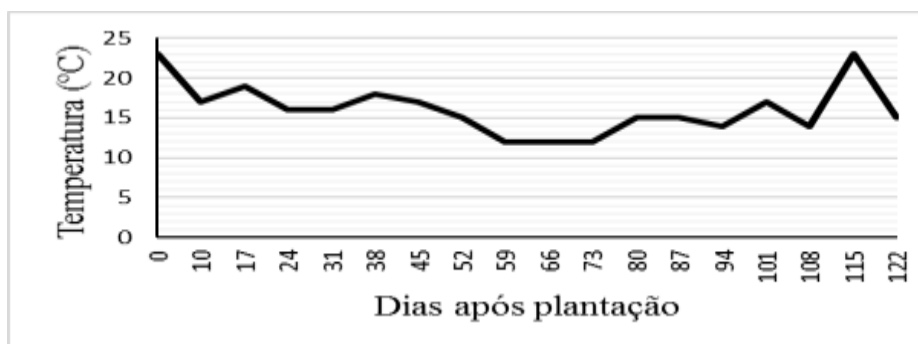


Figura 2.2. Temperatura do ar durante o ciclo cultural da alface.

2.3. Delineamento experimental dos ensaios

O delineamento experimental dos ensaios foi de blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro blocos. O ensaio foi repetido três vezes, sendo a diferença entre cada ensaio o tempo entre o momento da aplicação do compostado e o momento da transplantação da alface. No primeiro ensaio a alface foi transplantada após a aplicação do compostado e nos outros dois foram transplantadas duas semanas e quatro semanas, respetivamente, após a aplicação do compostado. O compostado foi aplicado ao solo dos setenta e dois vasos (vinte e quatro de cada ensaio) no mesmo momento.

Os tratamentos do ensaio consistiram em 5 doses de compostado de resíduos de cunicultura (CRC): 0, 1, 2, 4 e 8 t ha⁻¹, e um tratamento (T) com 4 t ha⁻¹ de um compostado comercial de resíduos de ovinos (CCRO), certificado para o modo de produção biológico, para comparação com o compostado de cunicultura.

2.4. Ensaio de alface

2.4.1. Instalação da cultura

A variedade de alface (*Lactuca sativa* L.) utilizada neste ensaio apresenta a designação comercial de MADIE da empresa Rijk Zwaan. As plantas foram adquiridas em tabuleiros de motte no Viveiro Dias, viveirista na Póvoa do Varzim – Aguçadoura (figura 2.3).



Figura 2.3. a) Planta jovem em motte; b) Tabuleiro de plantas de alface – Viveiro Dias.

Esta alface é do tipo Batávia, (cv. MADIE RZ 80-46). Esta variedade possui as seguintes características:

- Alface Batávia de origem europeia. A textura das folhas é crocante e quebradiça, semelhante às da Iceberg, no entanto, as Iceberg formam repolhos maiores, mais fechados e mais firmes que as batávias. Ambas apresentam folhas com bordos ondulados, daí serem chamadas de alfaces frisadas;
- Planta de cor clara e folhas pouco frisadas, a base apresenta boa conformação e boa sanidade, é uma planta de porte aberto e alto, é compacta e com facilidade em atingir um volume razoável e um elevado peso. Pode atingir alta uniformidade em que a densidade de folhas e o repolhamento, é em forma de roseta;
- Esta variedade é muito pouco sensível a Big Vein, a LRNV (virus da mancha laranja) e a Fusarium, apresenta igualmente resistência ao míldio: *Bremia lactucae* 16 – 32/ Nr.0 (Afídio da alface - *Nasonovia ribisnigri*);
- Esta variedade é aconselhada segundo a empresa para colheitas de Outono-Inverno e Primavera em estufa, apresentando um desenvolvimento constante e uniforme perante as temperaturas de inverno.

2.4.2. Preparação dos vasos, fertilização e transplantação

Para encher os 72 vasos do ensaio (figura 2.4), o solo que serviu de suporte foi um Regossolo, com baixo teor em matéria orgânica, proveniente do olival da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. Foram recolhidos e homogeneizados 400 kg de solo da primeira camada 0 – 20 cm, e foram retiradas todas as infestantes e raízes presentes assim como materiais inertes, como pedras e plásticos. De modo a avaliar a fertilidade do solo, foram recolhidas cinco amostras do solo para análise.



Figura 2.4. a) Esquema da disposição dos vasos; b) Pormenor da primeira plantação.

Os vasos utilizados na experiência foram previamente lavados com uma solução de cloro, e identificados individualmente. Os vasos possuíam um diâmetro de 25 cm, com uma altura de 20 cm e capacidade de 8 litros. Apesar de apenas serem preenchidos até aos 7 L o que corresponde a cerca de 8 kg solo. Os compostados de coelho e ovelha foram pesados e incorporados nos respetivos vasos, removendo a terra do vaso e homogeneizando o compostado na terra toda, e voltando a enche-los.

2.4.3. Os compostados de resíduos de cunicultura e da ovinocultura

Em relação ao CRC utilizado no ensaio, este foi compostado em pilha estática, pelo grupo AgroAguiar, S.A. Os materiais utilizados para produzir o compostado foram, mistura de fezes com palhas de centeio, trigo e azevém, na proporção de 1:1 (fezes/palhas; v/v). Em relação às fezes, estas foram provenientes de duas explorações, uma com pavilhões de gaiolas de flat - deck composto por fêmeas e recria, onde a limpeza das fezes é realizada diariamente e armazenadas num terreno anexo à exploração. A outra exploração é igualmente com gaiolas de 1 piso, mas com fossa de dejetos de 3,5 m de altura, onde são armazenadas as fezes e recolhidas de 3 em 3 meses. As fezes não foram selecionadas e separadas por faixas etárias dos coelhos, sendo usadas uma mistura (1/1; v/v) das duas explorações na construção da pilha a compostar.

O processo de compostagem elaborado pela empresa apresenta-se na forma pulverulenta e tem como objetivo a venda do produto final compostado na forma peletizada a granel ou em sacos de 25 ou 1000 kg, ou na forma in natura, a granel ou em sacos de 25 e 1000 kg.

O processamento dos materiais e a construção das pilhas de compostagem, para a produção do compostado utilizado na experiência, incluiu:

- Receção da matéria-prima (palhas e resíduos florestais);
- Trituração (os materiais são triturados em fragmentos < 20 mm);
- Incorporação das fezes (1:1) e construção das pilhas de compostagem (30 m x 1.5 m x 3 m);
- Compostagem dos materiais realizada durante 6 meses e com 2 revolvimentos do composto.

O compostado comercial de ovelha (CCRO), usado no ensaio como comparação, é comercializado pela Fertigrano – Agrimartin, permitido no modo de produção biológico. O compostado usado no ensaio apresentava-se peletizado sendo por isso moído de modo a que não afetasse a disponibilidade de nutrientes no curto prazo.

A primeira transplantação ocorreu no dia 6 de novembro de 2015, onde foram plantados os primeiros 24 vasos com os diferentes tratamentos. A segunda plantação foi realizada no dia 23 de novembro (figura 2.5) e a terceira no dia 07 de dezembro de 2015.



Figura 2.5. a) Segunda plantação das alfaces; b) Desenvolvimento das alfaces nos três ensaios.

2.4.4. Rega

Logo após a distribuição do composto nos respetivos vasos, e plantadas as primeiras 24 plantas, todos os vasos foram regados até à capacidade de campo, evitando que ocorresse escoamento para o prato. Quando tal ocorreu, a água foi devolvida ao respetivo vaso, para que não houvesse perdas de nutrientes durante o ensaio por lixiviação.

Posteriormente, e passada a crise de transplantação, na qual as plantas foram regadas diariamente durante quatro dias, as necessidades de rega foram supridas semanalmente e sempre que necessário para a água não ser fator limitante do crescimento da alface. Devido às baixas temperaturas e elevada humidade relativa durante o ensaio, a água nos vasos praticamente não esteve sujeita a evaporação e não exigiu uma rega consistente e diária. A água de rega foi proveniente de mina.

2.4.5. Controlo de infestantes e fitossanitários

Após a primeira semana de plantação e apesar de o composto ser isento de infestantes, estas emergiram nos vasos, resultado do banco de sementes que o solo usado apresentava. As infestantes foram removidas manualmente, assim que foram detetadas, de modo a não competir com as alfaces por nutrientes.

Foram registadas algumas pragas e doenças ao longo do ensaio, sendo por isso, necessário o uso de fitofármacos para que a incidência das doenças não prejudicasse e influenciasse no crescimento e desenvolvimento das plantas. A doença que causou maior pressão nas plantas foi o míldio (*B. lactucae*) (figura 2.6a), sendo também observada a presença de esclerotínia (*S. sclerotiorum*) (figura 2.6b) e de septoriose (*Septoria lactucae* pass.) (figura 2.6c), resultando na morte de duas plantas devido à esclerotínia, contudo não foi realizado nenhum tratamento contra esta doença, uma vez que a maior incidência da doença apareceu no final do ensaio.



Figura 2.6. a) Planta com sintomas de míldio (*Bremia lactucae*); b) Planta morta com sintomas de esclerotínia (*S. sclerotiorum*); c) Planta infetada por septoriose (*Septoria lactucae*).

Realizaram-se três tratamentos fitossanitários, o primeiro, para controlo do míldio, com um fungicida CIMOFARM da Nufarm e comercializado em Portugal pela Jovagro - Produtos agrícolas S.A. no dia 29 de dezembro de 2015. Este fungicida é um pó molhável (WP) com 4 % (p/p) cimoxanil e 40 % (p/p) de mancozebe, a dose utilizada foi a recomendada para a cultura da alface de 300 g/hl. É um fungicida penetrante e de superfície para controlo de míldio em diversas hortícolas.

O segundo e o terceiro tratamento contra o míldio, foram realizados no dia 08 e 26 de fevereiro de 2016 respetivamente. Foi utilizado para o efeito um fungicida CABRIO DUO comercializado pela BASF PORTUGUESA, S.A. Este fungicida é um concentrado de emulsão (EC) contendo 72 g/L ou 6,9 % (p/p) de dimetomorfe e 40 g/L ou 3,8 % (p/p) de piraclostrobina, e apresenta modo de ação preventiva, curativa e anti - esporulante. A dose utilizada, no controlo do míldio (*Bremia lactucae*), foi de 2 a 2,5 L/ha. As pragas que surgiram nas plantas não afetaram a sua produtividade, e não houve necessidade de fazer qualquer tratamento fitossanitário. Contudo foram observadas moscas brancas (*Bemisia tabaci*) (figura 2.7a) e nóctuas (*Spodoptera frugiperda*) (figura 2.7b).



Figura 2.7. a) Presença de mosca branca na alface (*Bemisia tabaci*); b) Alface atacada por nóctuas (*Spodoptera frugiperda*).

2.5. Análises do solo

2.5.1. Colheita amostras de solo

Na recolha de amostras de solo procedeu-se ao espalhamento da terra sob um plástico PEAD, homogeneização do solo e foram retiradas cinco amostras de aproximadamente 500 g cada.

No laboratório, as amostras de solo foram divididas em amostras de 100 e 400 g. As amostras de 400 gramas foram imediatamente conservadas em frigorífico a 4°C e as amostras de 100 gramas congeladas a -20°C. As amostras de 400 g destinaram-se à determinação dos seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica e o teor de matéria seca.

A amostra depois de seca e moída num micro - moinho de laboratório com crivo de 1 mm, destinou-se à determinação dos teores de matéria orgânica, P₂O₅ e K₂O; à digestão sulfúrica para determinação do N e do P e à digestão nitro - perclórica para determinação do K. As amostras de 100 g, foram utilizadas para retirar 20 g para a extração em KCl 2M, para determinação do azoto nítrico e amoniacal por espectrofotometria de absorção molecular.

2.5.2. Valor de pH e condutividade elétrica

A determinação do pH, foi efetuada por extração em água destilada e desionizada (na proporção de 1 volume de amostra para 5 volumes de água), e homogeneizando a solução a 22 °C. A leitura do pH foi feita sobre a suspensão com um potenciómetro e um eléctrodo combinado para pH.

A determinação da condutividade elétrica realizou-se no extrato utilizado na determinação do pH. A leitura da CE foi realizada com um condutivímetro e um eléctrodo com sonda de temperatura associada tendo-se ajustado o resultado à temperatura de 25 °C.

2.5.3. Teor de matéria seca (MS)

A determinação do teor de MS do solo foi feita por secagem em estufa ventilada a 105 °C durante 48 horas. Após esse período, por diferença de peso entre a amostra inicial e final determinou-se a percentagem de MS da amostra.

2.5.4. Teor de matéria orgânica (MO)

A matéria orgânica foi determinada a partir da amostra seca e moída num moinho de precisão (< 1 mm). Pesou-se uma quantidade de amostra superior a 5 g para cadinhos calcinados e tarados. Para remover a totalidade da humidade que poderia existir, os cadinhos foram colocados em estufa (WTC Binder) a 105°C até peso constante. Posteriormente as amostras sofreram calcinação na mufla (Nabertherm) a 550°C durante 4 horas. Retiraram-se os cadinhos da mufla que foram pesados após arrefecimento num exsiccador, para impedir que aumentasse o teor de humidade das amostras calcinadas. A MO foi determinada por diferença entre o peso da amostra seca e o peso das cinzas.

2.5.5. Determinação do teor de azoto Kjeldahl

Para determinar o teor de azoto pelo método de Kjeldahl utilizaram-se amostras secas, este método englobou três fases:

- Digestão da amostra onde se mineralizou a matéria orgânica com formação de sulfatos de amónio;
- Destilação em que houve a separação da amónia e posterior destilação por arrastamento de vapor;
- Titulação, onde se quantificou a amónia por titulação.

Para determinar cada amostra, pesou-se 0,5 g de amostra para um tubo de digestão, juntamente com 6 pérolas de vidro, 5 g de catalisador Kjeltabs e 20 ml de ácido sulfúrico 95-97%. Os tubos colocados no digestor Kjeldahl (Heating Digester DK20, Velp Scientifica), foram sujeitos a 4 rampas de temperatura (1^a- 150°C durante 45'; 2^a- 230°C durante 30'; 3^a- 270°C durante 60' e 4^a- 330°C durante 95').

Depois de arrefecidos à temperatura ambiente, procedeu-se à destilação das amostras no destilador Kjeldahl (Semi-Automatic Distillation Unit UDK 139, Velp Scientifica), utilizando hidróxido de sódio a 40% e água destilada nas amostras preparadas de 100 e 30 ml, respectivamente, sendo o tempo de destilação 5 minutos e a intensidade de vapor de 80%.

O destilado foi recolhido em balão de erlenmeyer juntamente com ácido bórico 4% e indicador vegetal (para 100 ml de indicador pesaram-se 0,66 g de vermelho de metilo e 0,33 g de verde de bromocresol). Como titulante utilizou-se o ácido clorídrico 0,1 N, registando-se o volume gasto na titulação do branco e das amostras.

2.5.6. Determinação do P₂O₅ e K₂O

Na determinação do fósforo disponível, utilizou-se o método de Egnér-Riehm, em que a extração do fósforo é efetuada com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizado a pH compreendido entre 3,65 e 3,75. Para quantificar o fósforo no extrato aplicou-se o método colorimétrico (espectrofotometria UV VIS). Na determinação do potássio disponível também se aplicou o método de Egnér-Riehm descrito no ponto anterior. O potássio foi quantificado diretamente por fotometria de chama.

2.6. Análise dos compostados

As amostras dos compostados foram moídas em moinho Retsch GM 200, os métodos utilizados para a análise das características dos compostos de ovelha e coelho, foram mesmos que os referidos anteriormente com exceção a dos seguintes métodos:

- Determinação da MS em que o composto foi seco a 65 °C em estufa ventilada até peso constante;
- Determinação da MO através da diferença de peso entre a amostra antes e depois da incineração em mufla a 550 °C durante 4 horas seguida de arrefecimento em excitador sob vácuo.
- A razão C/N do composto foi calculada pelo quociente entre o teor de C e o teor de N, sendo a concentração de C calculada pela fração entre a concentração de MO e a constante 1,8 (Decreto-Lei n. °103/2015).

2.6.1. Determinação dos teores totais de azoto e fósforo

Após a amostra ser seca e moída, foi pesada em porções de 0,2 g de solo em tubos Nessler e acrescentaram-se 4 cm³ de ácido sulfúrico seguido de 3 cm³ de peróxido de hidrogénio a 30 % de uma forma gradual. O processo de digestão decorreu numa placa de aquecimento própria que foi programada para 120 °C durante 1 hora e 320 °C durante 3 horas.

No final da digestão e após arrefecimento acertou-se o volume com água desionizada ultra - pura até aos 50 cm³ tendo-se procedido de seguida à filtração. Os digeridos foram enviados para o Laboratório de Solos da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD) onde foram analisados com um espectrofotómetro de absorção molecular para determinação dos teores de N e P.

2.6.2. Determinação do teor de potássio

De cada uma das amostras secas e moídas foram pesados 0,2 g em tubos Nessler e acrescentaram-se 6 cm³ de ácido nítrico a 65 %. O processo de digestão decorreu numa placa própria e foi programada para 50 °C durante 30 minutos, 150 °C durante 30 minutos e 165 °C durante 30 minutos.

No final da digestão adicionaram-se 4 cm³ de ácido perclórico a 70 % a cada tubo seguindo-se nova fase de digestão de 165 °C durante 30 minutos, 180 °C 60 minutos, 190 °C durante 60 minutos e 200 °C durante 30 minutos.

Após esta fase e arrefecimento acrescentaram-se 10 cm³ de água ultra - pura a cada tubo e programou-se a placa a 120 °C durante 60 minutos. Após arrefecimento acertou-se o volume com água desionizada ultra - pura até aos 50 cm³ tendo-se procedido de seguida à filtração. Os filtrados foram enviados para a UTAD onde foram analisados com um espectrofotómetro de absorção molecular para determinação dos teores totais de K.

2.6.3. Determinação do teor de azoto mineral

Pesaram-se 20 g de cada amostra que fora conservada no congelador a -20°C, para frascos de polietileno e adicionaram-se 100 ml de solução de KCl (2M). Os frascos fechados foram colocados num agitador mecânico durante 60 minutos sendo o conteúdo depois filtrado, com filtros VWR de 12,15 µm lavados em solução de KCl. Depois de refrigerados os filtrados, realizou-se na UTAD a determinação dos teores por espectrofotometria de absorção molecular.

2.7. Colheita e análise das alfaves

2.7.1. Colheita das amostras de alface

Na primeira transplantação, separaram-se do tabuleiro de *mottes* cinco amostras de 6 plantas selecionadas aleatoriamente e com o cuidado de serem homogêneas entre si e representativas das que foram transplantadas. O mesmo processo foi repetido na segunda e terceira transplantação.

A 8 e 22 de fevereiro de 2016, fizeram-se a primeira e a segunda colheitas, respetivamente 94 e 91 dias após a transplantação e a terceira no dia 7 de março de 2016, cerca de 91 dias após plantação (figura 2.8).

Para cada grupo de amostras determinou-se o peso fresco da parte aérea das folhas, com uma balança decimal. Após lavagem e secagem das mesmas, foram depois colocadas em estufa ventilada durante dois dias a 65 °C. Deste modo, conseguiu-se calcular o peso

seco da amostra após arrefecimento e estabilização do peso e obteve-se a matéria seca necessária às análises laboratoriais para quantificação de N, P e K na parte aérea da planta



Figura 2.8. a) 1ª colheita e identificação das alfaces; b) Terceira colheita e identificação das alfaces.

2.7.2. Análise dos teores de nutrientes nas alfaces

As amostras de alface depois de secas, foram moídas num moinho (Retsch GM 200) durante 5 segundos a 4000 rpm. As plantas moídas foram guardadas em sacos previamente identificados e selados, para posteriormente se proceder à digestão sulfúrica para determinar os teores de N e P e à digestão nitro - perclórica para obter os teores K, Ca, Mg e Fe. Sendo os métodos analíticos utilizados os mesmos que estão descritos na metodologia para as análises dos compostados.

2.8. Análise estatística

A análise estatística dos resultados experimentais realizou-se utilizando a análise de variância com o programa SPSS, v22. A análise de variância foi realizada com base num modelo com blocos casualizados e 2 fatores com estrutura fatorial de tratamentos, sendo utilizada a menor diferença significativa ($p < 0,05$) para comparar as médias dos resultados dos diferentes tratamentos.

3. RESULTADOS

3.1. Características dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura

As características físicas e químicas dos compostados de resíduos de cunicultura CRC e de resíduos de Ovinocultura CCRO incorporados no solo antes da plantação da alfaca estão representadas no quadro 9 e 10.

Quadro 9. Características dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura.

Compostado	MS (g kg ⁻¹)	pH	CE (dS m ⁻¹)	MO (g kg ⁻¹)	C/N	N Kj (g kg ⁻¹)	N -NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	N - NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	N -NH ₄ ⁺ / N - NO ₃ ⁻
CRC	513	7,4	16,9	477	17,2	15,5	14	218	0,07
CCRO	872	8,1	1	389	14,4	15	6128	1	6115

CRC - Compostado de resíduos da cunicultura; CCRO - Compostado comercial de resíduos da ovinocultura

Quadro 10. Teor de nutrientes dos compostados de resíduos de cunicultura e ovinocultura.

Nutrientes	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)
CRC	14,5	11,4	16,3
CCRO	12,7	10,3	12,7

CRC - Compostado de resíduos da cunicultura; CCRO - Compostado comercial de resíduos da ovinocultura

O compostado de resíduos de cunicultura (CRC) apresentou um teor de 1,5% de N, 1,1% de P e 1,6% de K, correspondendo a um teor de N inferior, mas semelhante a 2,4% apresentados por Lebas et al. (1996). Os teores de P no compostados são próximos dos valores indicados por este autor (1,4%) e os teores em potássio são mais elevados (0,6%). A condutividade elétrica (CE) do compostado CRC era demasiado elevada (16,9 dS m⁻¹) em relação aos valores máximos recomendados de CE inferior a 3 dS m⁻¹ (Soumaré et al., 2002). Os valores de N-NH₄⁺ (14 mg kg⁻¹) foram muito inferiores ao limite máximo de 400 (mg kg⁻¹) (Zucconi e Bertoldi, 1987).

O compostado de resíduos de ovinocultura (CCRO) apresentou uma constituição de 1,3% de N; 1% de P e 1,3% de K, correspondendo a teores de N e K semelhantes aos apresentados por Anon (1998) (1,4% e N e 1,2% de K) em compostados com fezes de coelhos. Os teores de P no compostados são superiores aos referidos pelo mesmo autor

0,5%. A condutividade elétrica (CE) do compostado (1 dS m^{-1}) está de acordo com os valores recomendados de CE inferior a 3 dS m^{-1} (Soumaré et al., 2002), os valores de N-NH_4^+ (6128 mg kg^{-1}) bastante superiores a $400 \text{ (mg kg}^{-1})$ (Zucconi et al., 1987).

3.2. Peso fresco e peso seco das alfaces

Os pesos frescos (figura 3.1a) e secos das alfaces (figura 3.1b) foram sempre significativamente superiores na modalidade com CCRO, do que em qualquer um os restantes tratamentos em todas as plantações usando CRC, exceto na primeira plantação em comparação com a aplicação de $8 \text{ (t ha}^{-1})$ de CRC no peso fresco e com $4 \text{ e } 8 \text{ (t ha}^{-1})$ no peso seco (figura 3.2b). Apesar de os valores de peso fresco e peso seco serem sempre superiores com a aplicação de doses crescentes de CRC: $0, 10, 20, 40 \text{ e } 80 \text{ (t ha}^{-1})$, quando se considerou cada plantação individualmente, as diferenças de valores só foram significativas ($p < 0,05$) entre a aplicação de doses mais elevadas de compostado em comparação com a não aplicação de qualquer compostado, nos primeiros dois ensaios. No entanto, para a média dos três ensaios, as diferenças de produtividade, foram mais evidentes entre tratamentos com doses crescentes de CRC (figura 3.3).

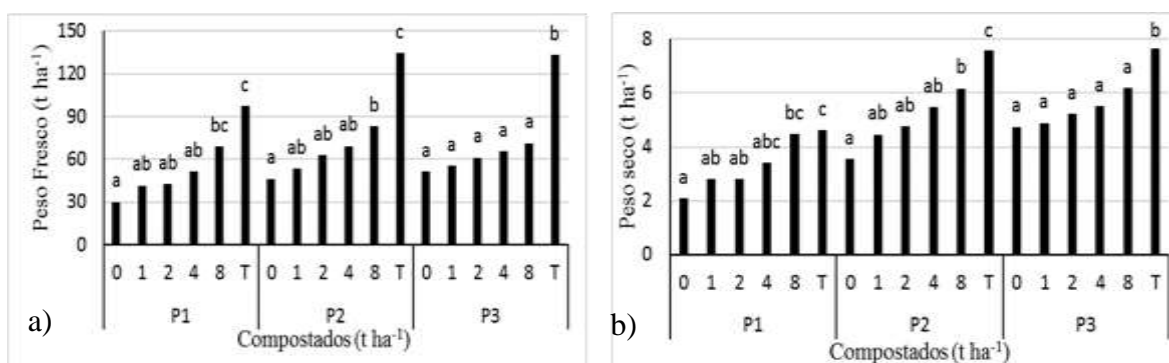


Figura 3.1. a) Peso fresco das folhas da alface (t ha^{-1}); b) peso seco das folhas das alfaces (t ha^{-1}). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.

Para o conjunto das três plantações, os aumentos dos pesos frescos e dos pesos secos foram sempre superiores com o CCRO do que em qualquer dos restantes tratamentos. O peso fresco (figura 3.2a) e o peso seco (figura 3.2b) aumentaram significativamente ($p < 0,05$) com $4 \text{ e } 8 \text{ (t ha}^{-1})$ de CRC, em comparação com o tratamento testemunha, esses aumentos também foram evidentes com $8 \text{ (t ha}^{-1})$ de CRC em comparação com $1 \text{ ou } 2 \text{ (t ha}^{-1})$ de CRC. Em média, quer o peso fresco quer o peso seco

foram inferiores na primeira plantação em comparação com a segunda e a terceira, e foram semelhantes entre a segunda e terceira plantações.

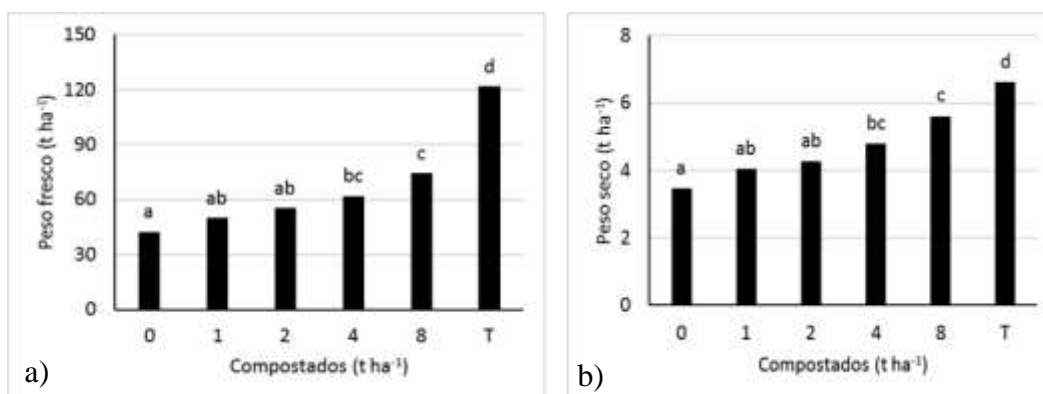


Figura 3.2. a) Valores de peso fresco para a média das três plantações (t ha⁻¹); b) Valores do peso seco para a média das três plantações (t ha⁻¹). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p < 0,05) entre as médias dos respectivos tratamentos.

O teor de matéria seca aumentou consecutivamente da primeira para a terceira plantação (figura 3.3a) e, para o conjunto das três plantações foi semelhante em todos os tratamentos à exceção do tratamento com CCRO onde foi inferior (p < 0,05) (figura 3.5b).

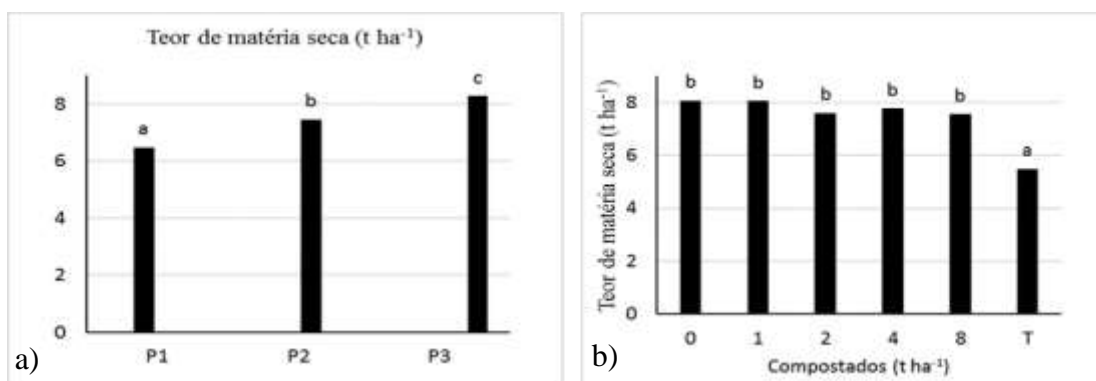


Figura 3.3. a) Teores de matéria seca para cada plantação (t ha⁻¹); b) Variação dos teores de matéria seca para a média das três plantações (t ha⁻¹). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p < 0,05) entre as médias dos respectivos tratamentos.

3.3. Teores e acumulação de nutrientes nas folhas de alface.

Os teores de N nas folhas das alfaces foram superiores com CCRO 4 ($t\ ha^{-1}$) em comparação com as alfaces dos restantes tratamentos (figura 3.4), não se verificando diferenças significativas ($P<0,05$) entre os tratamentos com doses crescentes do CRC.

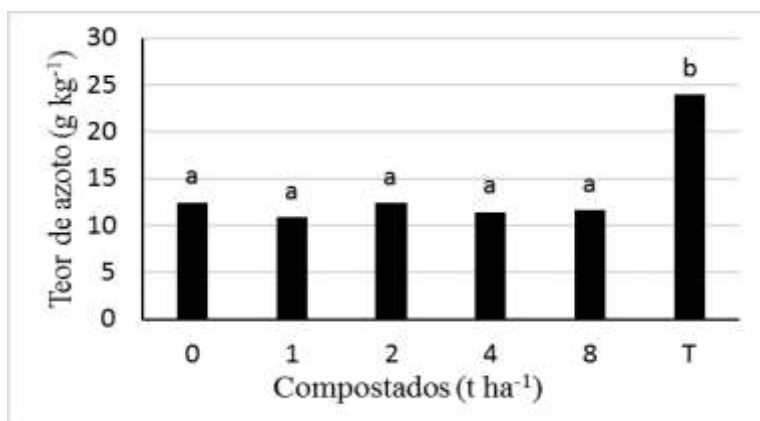


Figura 3.4. Teores de azoto nas folhas da alface ($g\ kg^{-1}$). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas ($p<0,05$) entre as médias dos respetivos tratamentos.

Os teores de P na alface foram superiores nos tratamentos com 8 ($t\ ha^{-1}$) de CRC e com CCRO 4 ($t\ ha^{-1}$), e superiores ($p<0,05$), em comparação com os restantes tratamentos. Os teores de P foram inferiores nos tratamentos 0 e 1 ($t\ ha^{-1}$) de CRC, comparativamente a 2 e 4 ($t\ ha^{-1}$) de CRC (figura 3.5a).

Para todas as plantações, a aplicação de doses crescentes de composto não originou aumentos significativos ($p < 0,05$) no teor de K nas folhas das alfaces (figura 3.5b).

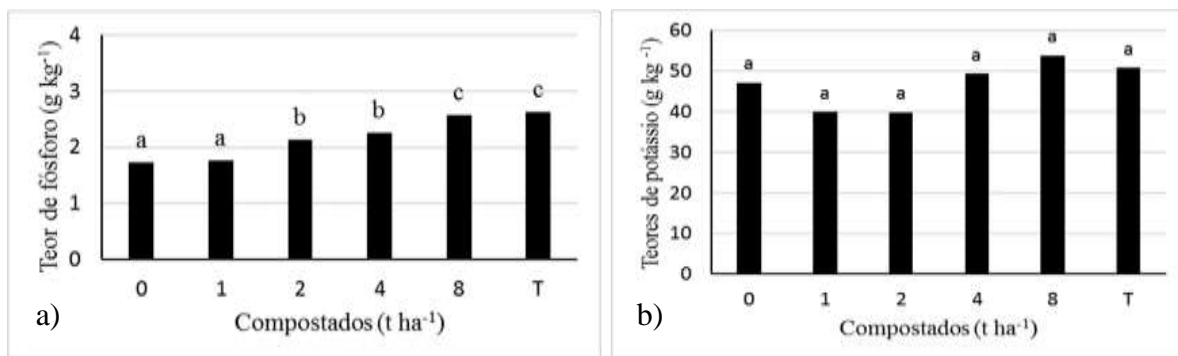


Figura 3.5. a) Teores de fósforo nas folhas de alface (g kg⁻¹); b) Teores de potássio nas folhas de alface (g kg⁻¹). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p < 0,05) entre as médias dos respectivos tratamentos.

Para a média das três culturas, a acumulação de N e o P aumentou numericamente com o aumento das doses de CRC. No entanto verificou-se um maior aumento no tratamento com 4 (t ha⁻¹) de CCRO em comparação com os restantes tratamentos. No tratamento com 8 (t ha⁻¹) de CRC, houve um aumento significativo de N e de P em relação à não aplicação de qualquer compostado e à aplicação de 1 (t ha⁻¹) de CRC, o que não se verificou entre os tratamentos 2 e 4 (t ha⁻¹) com CRC em que a acumulação de N e P foi semelhante entre si (p < 0,05) (figura 3.6).

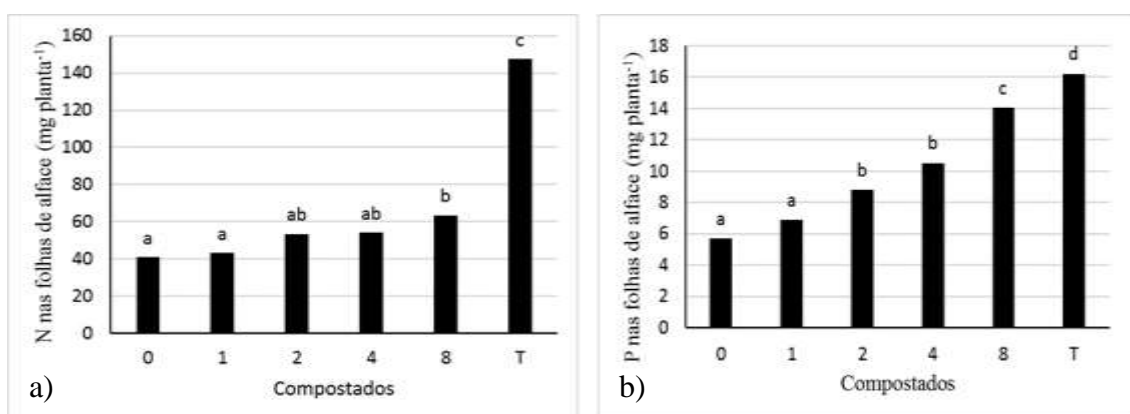


Figura 3.6. a) Acumulação de azoto nas folhas de alface (mg planta⁻¹); b) Acumulação de fósforo nas folhas de alface (mg planta⁻¹). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p < 0,05) entre as médias dos respectivos tratamentos.

Para a média das três culturas, a acumulação de K na alface, foi superior nos tratamentos com 8 t ha⁻¹ de CRC e com 4 (t ha⁻¹) de CCRO, comparando com os restantes tratamentos, não se verificando diferenças significativas entre os estes dois tratamentos (p<0,05). Os aumentos na acumulação de K na alface foram semelhantes entre os tratamentos onde não se aplicou composto, ou com doses crescentes de CRC até 4 (t ha⁻¹) (figura 3.7).

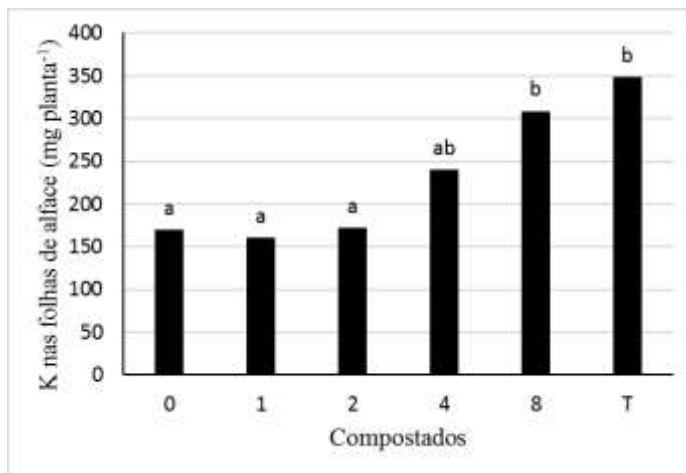


Figura 3.7. Acumulação de potássio nas folhas de alface (mg planta⁻¹). Letras diferentes por cima das barras representam as diferenças significativas (p < 0,05) entre as médias dos respetivos tratamentos.

4. DISCUSSÃO

4.1. Peso fresco e peso seco.

A aplicação de compostados maturados ao solo, beneficia a produção da alface (Manojlovic et al., 2009; Porto et al., 2008), o que se constatou nesta experiência, onde o peso fresco e o peso seco das folhas de alface aumentaram consistentemente, com a aplicação de quantidades crescentes de compostado de resíduos de cunicultura, ainda que nem sempre com diferenças significativas entre tratamentos com doses consecutivamente superiores.

O tratamento com maior peso fresco e peso seco foi aquele em que se aplicaram 4 (t ha⁻¹) de compostado de resíduos de ovinocultura (122 g planta⁻¹), correspondendo a um valor de produtividade de 12,2 (t ha⁻¹), superior ao maior valor de peso fresco com 8 t ha⁻¹ de compostado de resíduos da cunicultura (74,4 g planta⁻¹). Estas produções são inferiores às referidas por Almeida (2006), o que se pode explicar pela dificuldade em se conseguir produzir alfaces em vasos, com a mesma produtividade, com que se produzem no campo. Radics et al., (2008) também verificaram que a aplicação de doses crescentes de compostados de estrume de ovelha, nas doses de 30, 60 e 120 (t ha⁻¹) permitiu um aumento da produção de alface enquanto Pôrto et al., (2008) registaram aumentos de produção com compostados de estrume de bovino em doses crescentes 30, 60, 90 120 e 150 (t ha⁻¹).

O comportamento dos dois compostados permite inferir que apresentaram um desempenho diferente no crescimento das alfaces. O estado de mineralização dos compostados pode ter influenciado os resultados da aplicação dos dois compostados, Vidigal et al., (1997) e Silva et al., (2010), referem que o estado de mineralização dos compostados influencia a disponibilidade de nutrientes às plantas.

A composição química de cada compostado (quadro 9 e 10) é a causa provável da diferença entre as produções nos diferentes tratamentos. Observando a composição química dos dois compostados, pode-se constatar que independentemente dos resultados obtidos com o CCRO, foi o compostado CRC que apresentou maior teor de nutrientes, N:14,5 (g kg⁻¹); P:11,4 (g kg⁻¹); K:16,3 (g kg⁻¹), em comparação com o compostado CCRO (12,7; 10,3 e 12,7 g kg⁻¹) de NPK, respetivamente. No entanto com o compostado de resíduos de cunicultura, a produção de alface apesar de aumentar numericamente em

todos os tratamentos com as doses crescentes de composto, quando comparado com os resultados obtidos com o compostado de resíduos da ovinocultura, diminuiu de produtividade e que se pode explicar pela elevada condutividade elétrica do compostado CRC (16,9 dS m⁻¹) em comparação ao CCRO (1 dS m⁻¹), que poderá ter afetado a absorção de água e nutrientes pelas plantas, sensíveis à salinidade. Por outro lado, o baixo teor de N-NH₄⁺, (14 mg kg⁻¹), limitando o crescimento das alfices. Contudo o compostado de resíduos de ovinocultura terá proporcionado as maiores produtividades sobretudo devido ao maior teor de N-NH₄⁺ (6128 mg kg⁻¹), apesar deste valor indicar falta de maturação do compostado de acordo com o indicador de estabilização dos compostos sugeridos por Zucconi e Bertoldi (1987) (teor N-NH₄⁺ inferior a 400 mg kg⁻¹) e a razão N-NH₄⁺/N-NO₃⁻ (6128/1) muito superior a 0,5 (CCQC, 2001) e 1 (Larney e Hao 2007). No entanto, a falta de maturação do compostado CCRO, parece não ter inibido o crescimento das plantas, possivelmente porque não se verificou qualquer fenómeno de fitotoxicidade com a aplicação deste compostado.

Embora a produção da alface tenha aumentado (42, 50, 55, 62, 74 e 122 t ha⁻¹) com a incorporação de doses crescentes de CRC (0, 1, 2, 4, e 8 t ha⁻¹), verificaram-se poucas diferenças significativas devido ao elevado erro padrão. Este facto pode ser devido à heterogeneidade dos compostados usados no ensaio e que poderá ser conveniente aumentar o número de repetições nas experiências de modo a diminuir o erro padrão e assim aumentar a diferença significativa para comparação entre as médias dos tratamentos.

Apesar da importância das práticas de fertilização no aumento da produção e na gestão do N do solo a incorporação de corretivos orgânicos ao solo, e de modo a evitar os efeitos residuais da aplicação de compostados ao solo, estes devem ser aplicados entre culturas, com ciclos culturais de curta e longa duração, devido as diferentes necessidades das plantas. A alternância do uso de compostados em culturas com diferentes ciclos culturais poderá proporcionar melhorias e aumento do tempo de mineralização dos compostados no solo e um aproveitamento mais eficiente dos nutrientes pelas plantas. No entanto é de salientar que a o uso indiscriminado de compostados nos solos agrícolas pode causar uma série de problemas com consequências nefastas ao desenvolvimento e crescimento das culturas e provocar focos de poluição ambiental

4.2. Teor e acumulação de nutrientes na cultura de alface.

O teor de N nas folhas da alface variou de 10,9 e 23,9 (g kg⁻¹), abaixo dos valores citados por Silva (1999) (30 a 50 g kg⁻¹) e foi numericamente superior no tratamento em que não levou qualquer compostado (12,4 g kg⁻¹), comparativamente com os tratamentos 1, 2, 4 e 8 t ha⁻¹ com CRC, resultados diferentes dos constatados por Manojlovic et al., (2009) superiores a 39,4 (g kg⁻¹) sem fertilização.

A acumulação de N nas folhas da alface (63,4 mg planta⁻¹) para a dose mais elevada de CRC (8 t ha⁻¹) foi semelhante aos citados por Manojlovic et al., (2009) de 63,8 (mg planta⁻¹) quando aplicou estrume guano; e foi superior em comparação com o tratamento 0 t ha⁻¹ (40,9 mg planta⁻¹) e inferior ao tratamento com 4 t ha⁻¹ de CCRO em que a acumulação de N foi superior aos restantes tratamentos (147,6 mg planta⁻¹), o que poderá ser justificado pelos valores registados de N-NH₄⁺ (6128 mg kg⁻¹) no compostado CCRO.

A acumulação de P nas alfices variou de 1,73 a 2,62 (mg planta⁻¹), valores inferiores aos apresentados por Silva (1999) (4 a 7 mg planta⁻¹). A acumulação de P foi superior no tratamento com a dose mais elevada de CRC (8 t ha⁻¹) (14 mg planta⁻¹) em comparação com o tratamento testemunha sem compostado (5,7 mg planta⁻¹), no entanto foi com 4 t ha⁻¹ de CCRO que os valores acumulados de fósforo foram superiores (16,2 mg planta⁻¹).

Os teores de K nas folhas de alface variaram de 39,8 a 53,8 (g kg⁻¹), resultados inferiores aos sugeridos por Silva (1999) (50 a 80 g kg⁻¹). A maior acumulação de potássio nas folhas da alface em relação aos outros nutrientes pode ser devida à maior disponibilidade deste elemento no solo de origem granítica. Segundo Wen et al., (1997) os valores de K estão disponíveis naturalmente nos compostados ou nos fertilizantes orgânicos, e na opinião de Varennes (2003) não depende por isso da mineralização da matéria orgânica disponível.

As condições climáticas e temperaturas registadas no período Outono-Inverno quando decorreu a experiência, podem ter influenciado o crescimento da alface, afetando as taxas de fotossíntese que terão sido menos elevadas do que seriam se a temperatura do ar fosse mais elevada, facto que se confirma pelos melhores resultados da segunda e terceira plantação, quando a temperatura se manteve mais alta do que no início do ensaio,

comparativamente com a primeira plantação em que a produção foi menor e as temperaturas inferiores.

Devido aos efeitos residuais da aplicação de compostados ao solo, estes devem ser aplicados entre culturas, com ciclos culturais de curta e longa duração, devido as diferentes necessidades das plantas. A alternância do uso de compostados em culturas com diferentes ciclos culturais poderá proporcionar melhorias e aumento do tempo de mineralização dos compostados no solo e um aproveitamento mais eficiente dos nutrientes pelas plantas. No entanto é de salientar que a o uso indiscriminado de compostados nos solos agrícolas pode causar uma série de problemas com consequências nefastas ao desenvolvimento e crescimento das culturas e provocar focos de poluição ambiental

5. CONCLUSÕES

Neste estudo comprovou-se que a incorporação ao solo de compostados de resíduos da cunicultura e da ovinocultura, contribui para melhorar a produção da alface e que os teores de nutrientes variaram para o N (10,9 a 23,9 g kg⁻¹), P (1,7 a 2,6 g kg⁻¹) e K (39,8 a 53,8 g kg⁻¹).

O aumento de produção e a acumulação de nutrientes foi mais evidente na cultura da alface com a aplicação de compostado de resíduos de ovinos, possivelmente devido a problemas de salinidade no CRC, com elevado valor de condutividade elétrica (16,9 dS m⁻¹) em comparação com o CCRO (1 dS m⁻¹), mas principalmente devido ao maior teor de N mineral do CCRO.

Foi com a aplicação de 8 t ha⁻¹ do compostado de resíduos de cunicultura que se obtiveram as melhores produtividades para este compostado, mesmo assim os aumentos de produção foram maiores em comparação com a aplicação de CCRO com dose inferior (4 t ha⁻¹) de compostado.

São necessárias experiências também no campo no sentido de aferir a eficácia destes compostados orgânicos na libertação e disponibilidade de nutrientes, procurando sincronizar a libertação de N para estas culturas no momento de maior necessidade neste nutriente pela planta, com o objetivo da otimização e melhoria na produção de hortícolas no modo de produção biológico.

6. BIBLIOGRAFIA

Abad, M., Noguera, P., Burés, S. 2004. Nacional inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology* 77, 197-200 pp. In: Benito, M., Masaguer, A., De Antonio, R., Moliner, A. 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Bioresource Technology* 96, 597-603 pp.

Albrecht, R., Joffre, R., Le Petit, J., Terrom, G. and Perissol, C. 2009. Calibration of Chemical and Biological Changes in Cocomposting of Biowastes using Nearinfrared Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 43(3): 804-811 pp.

Almeida Duarte, E., Cunha-Queda, A.C. 2005. Estratégias de obtenção de compostos de qualidade com potencial para valorização agrícola. Comunicação apresentada ao 1º Encontro Internacional de Compostagem, Escola Superior de Biotecnologia, Universidade Católica Portuguesa.

Almeida, D. 2006. Manual de culturas hortícolas volume I. Ed. Presença, Portugal.

Amberger, A. 1990. Use of organic wastes as fertilizers and its environmental implications. In *Fertilization and the Environment*. R. Merckx; H. Vereecken and R. Vlassak (eds.), Leuven University Press, 314-329 pp.

Amlinger, F., Gotz, B., Dreher, P., Gestzi, J., Weissteiner, C. 2003. Nitrogen in biowaste compost: dynamics of mobilization and availability- a review. *European Journal of Soil Biology* 39: 117-116 pp.

Angle, J.S., Gross, C.M., Hill, R.L. and McIntosh, M.S. 1993. Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer applications. *Journal of Environmental Quality* 22:141-147 pp.

Anon. 1998. Fertilizer value of some manures. *Countryside & Small Stock Journal*. September – October, 75 pp.

Barberis, R., Nappi, P. 1996. Evaluation of Compost Stability. In: *The Science of Composting*. Eds De Bertoli, M., P. Sequi, B. Lemmes & T. Papi. Blackie Academic & Professional. London, 176-183 pp.

Bartolini, R. 1989. La fertilidade de los solos, terrenos, plantas, fertilizantes. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 71-80 pp.

Batista, J. G. F., Batista, E.R.B. 2007. Compostagem–Utilização em horticultura. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Açores, 252 pp. (cit. Cordeiro, 2010).

Bayu, W., Rethman, N. F. G., Hammes, P. S., Alemu, G. 2006. Application of farmyard manure improved the chemical and physical properties of the soil in a semi-arid area.

Beffa, T., 2002. The composting biotechnology: A microbial aerobic solid substrate fermentation complex process. Compag Technologies International, 37 pp.

Benbi, D. K., Biswas, C. R., Bawa, S. S., Kumar, K. 1998. Influence of farmyard manure, inorganic fertilizers and weed control practices on some soil physical properties in a long-term experiment. *Soil Use and Management* 14: 52-54 pp.

Bernal, M., Albuquerque, J., e Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100, 5444-5453 pp.

Bertoldi, M. 1996. “The science of composting”. Blackie Academic & Professional, England.

Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., Zucconi, F. 1985. Technological aspects of composting including modeling and microbiology. In: *Composting of agricultural and other wastes*. Commission of the European Communities. Oxford, 19-20 March. Ed. Gasser, J.K.R., Elsevier Applied Science Publishers, Essex: 27-38 pp.

Brandt, K., Mølgaard, J. P. 2001. Organic agriculture: does it enhance or reduce the nutritional value of plant foods? *J. Sci. Food Agric.* 81: 924–931 pp.

Briggs, S. 2002. Nitrogen supply and management in organic farming. Institute of Organic Training and Advice.

Brito, L. M. 2006. Compostagem para a Agricultura Biológica. In: *Manual de Agricultura Biológica – Terras de Bouro*. Mourão, I., Araújo, J. P., Brito, M. (Eds.). Município de Terras de Bouro. Cap. III, 119- 137 pp.

Brito, L. M. 2011. Conservação e recuperação do solo. In Ferraz, A.I., Rodrigues A.C., Biotecnologia, Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Publindústria, Edições Técnicas, Lda., 197-214 pp.

Brito, L. M. 2014. Manual de Compostagem, in Escola Superior Agrária de Ponte de Lima - Instituto Superior de Viana do Castelo.

Chappell, M. J., Valle, L. A. 2011. Food Security and biodiversity: can we have both? An Agro-ecological Analysis. *Agric. Hum. Values* 28: 3-26 pp.

Clark, M. S., Horwath, W. R., Shennan, C., Scow, K. M. 1998. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agron. J.*, 90: 662–671 pp.

Clotuche, P. and Peeters, A. 2000. Nitrogen uptake by Italian ryegrass after destruction of non-fertilized set-aside covers at different times in autumn and winter. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 184: 121-131 pp.

Colin M., Lebas F. 1996. “Rabbit meat production in the world. A proposal for every country” in Proc. 6th World Rabbit Cong., Toulouse, France, 323-330 pp.

Cordovil, C. M. S. 2004. Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo. Instituto do Ambiente, Alfragide. 56 pp.

Cunha Queda, A. C. F. 1999. Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. Dissertação para obtenção de doutoramento em Engenharia Agroindustrial. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, 257 pp.

Cunha Queda, A. C. F. 2006a. Compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis para uso compatível em agricultura biológica. *Vida Rural*, 1719 (54), Julho/Agosto: 37-40 pp.

Diaz, L. F., Savage, G.M., Eggerth, L. L., Golueke, C. G. 1993. “Composting and Recycling Municipal Solid Waste”. Lewis Pub. 296 pp. (cit. Russo, 2003).

Disqual. 2001. Otimização da qualidade e redução de custos na cadeia de distribuição de produtos hortofrutícolas frescos. Programa Praxis: XXI, 38 pp.

- Doležalová, I., Křístková, E., Lebeda, A., Vinter, V. 2002. Description of morphological characters of wild *Lactuca L. Spp.* Genetic resources (English-Czech version). Horticultural Science (Prague), 29 (2): 56-83 pp.
- Eckenfelder, W. W. 1989. Industrial water pollution control. 2ª edição, McGraw-Hill, Singapura.
- Elefsiniotis, P., Wareham, D. G. e Smith, M. O. 2004. Use of volatile fatty acids from an acidphase digester for denitrification. *Journal of Biotechnology*, 114: 289–297 pp.
- Éliard, J. L. 1999. Manual Geral de Agricultura. Coleção Euroagro. Publicações Europa – América. 2ª Edição, 276 pp.
- Epstein, E. 1997. The Science of Composting. Technology Publishing Co., Lancaster. Ethiopia. *Biological Agriculture and Horticulture*, 24: 293-300 pp.
- Epstein, E. 2011. Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management. Taylor and Francis.
- Fernandes, R. C., Cordovil, C. M., De Varennes, A. 2009. Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter Pools in burned soils. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.
- Gaofer, G. E., Zhaojun, L.I., Fenliang, F., Guixin, C., Zhenan, H., Yongchao, L. 2009. Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Plant and Soil*, 326: 1-2 pp.
- Gay, S. W., Knowlton, K. F. 2009. Ammonia emissions and animal agriculture. Communications and Marketing, College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia Cooperative Extension, Publication, 442-110 pp.
- Gea, T., Barrena, R., Artola, A. e Sánchez, A. 2006. Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste Management*, 27: 1108-1116 pp.

Gent, M. P. N. 2002. Growth and composition of salad greens as affected by organic compared to nitrate fertilizer and by environment in high tunnels. *Journal of Plant Nutrition*, 25: 981-998 pp.

Gonçalves, M. J. S., Baptista, M. 2001. Proposta de Norma Portuguesa Regulamentação sobre a Qualidade do composto para utilização na Agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva/ INIA, Lisboa.

Gonçalves, M. S. 2005. Gestão de Resíduos Orgânicos, Sociedade Portuguesa de Inovação, 1ª edição, Porto, 104 pp.

Goring, C. A. I. and Laskowski, D. A. 1982. The effects of pesticides of nitrogen transformations in soils. In *Nitrogen in Agricultural Soils*. F.J. Stevenson (ed.), ASA, CSSA, SSSA, Agronomy Monograph nr 22, Madison, Wisconsin, USA, pp. 689-720 pp.

Guillard, K., Griffin, G. F., Allison, D. W., Rafley, M. M., Yamartino, W. R. and Pietrzyk, S. W. 1995. Nitrogen utilization of selected cropping systems in the U.S. Northeast: I - dry matter yield, N uptake; apparent N recovery and N use efficiency. *Agronomy Journal*, 87: 193-190 pp.

Hartung, J. 1991. Influence of housing and livestock on ammonia release from buildings. In *Odor and Ammonia Emissions from Livestock Farming*. Elsevier Applied Science, 22-29 pp.

Haug, R. T. 1980. *Compost engineering: principles and practice*. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Lancaster, Pennsylvania, 655 pp.

Haynes, R. J. 1986. The Decomposition process: Mineralization, Immobilization, Humus Formation, and Degradation. In *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. R.J. Haynes (ed.), Academic Press, Physiological Ecology, London, UK, 52-126 pp.

Hernández, T., Masciandaro, G., Moreno, J. I., García, C. 2006. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludge. *Waste Management*, 26 pp.

Hoitink, H. A., Stone, A. G., e Han, D. Y. 1996. Suppression of plant diseases by compost. X - Congresso Nacional Agronómico/ III - Congresso de Fitopatologia, São José, Costa Rica. Volume I, 47-52 pp.

Horwath, W. R. 2005. The importance of soil organic matter in the fertility of organic production systems. Western Nutrient Management Conference. Vol. 6. Salt Lake City, Utah, 244-249 pp.

Hu, J. G., Ochoa, O. E., Truco, M. J., Vick, B. A. 2005. Application of the TRAP technique to lettuce (*Lactuca sativa* L.) genotyping. *Euphytica* 144: 225-235 pp.

INE. 2008. “Estatísticas Agrícolas 2007” Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, Portugal, 1-115 pp.

INE. 2015. “Estatísticas Agrícolas 2014” Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, Portugal, 1-166 pp.

INSA. 2006. Tabela da Composição de Alimentos. Lisboa: Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge.

Insam, H., e de Bertoldi, E. 2007. Microbiology of the Composting Process. No livro de L. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, & E. Stentiforf, *Compost Science and Technology*, Volume 8. Elsevier.

Jarvis, S. C., Stockdale, E. A., Shepherd, M. A. and Powlson, D.S. 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Advances in Agronomy* 57:187-235 pp.

Kantz, R., Wilson, B., Hogberg, G., Burton, S. e Robinson, J. 2009. Compost Temperature. URL:
http://www.peaceforage.bc.ca/forage_facts_pdfs/FF_47_Compost_Temperature.pdf.

Kiehl, E. J., Porta, J. 1980. Análise do lixo compostado. Piracicaba: s. ed. 62 pp. (cit. Jahn et al. 1999).

Klarenbeek, J. B. and Bruins, M. A. 1991. Ammonia emissions after land spreading of animal slurries. In *Odor and Ammonia Emissions from Livestock Farming*. V. C. Nielson, J. H. Voorburg and P. L`Hermitte (eds.), Elsevier Applied Science, London, UK, 107-115 pp.

Kreith, F. and G. Tchobanoglous. 2002. *Handbook of solid waste management*. 2^a ed.: McGraw-Hill. New York

Křístková, E., Doležalová, I., Lebeda, A., Vinter, V. e Novotná, A. 2008. Description of morphological characters of lettuce (*Lactuca sativa* L.) genetic resources. *Horticultural science (Prague)*, 35(3): 113-129 pp.

Larney, F.J. e Hao, X. (2007) - A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, vol. 98, n. 17, 3221-3227 pp.

Laudicina, V. A., Badalucco, L., Palazzolo, E. 2011. Effects of compost input and tillage intensity on soil microbial biomass and activity under Mediterranean conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 47: 63-70 pp.

Lebas, F., Colin, M. 2000. "Production et consommation de viande de lapin dans le monde estimation en l'an 2000" I Jornadas Internacionais de Cunicultura, Vila Real, Portugal, 3-12 pp.

Lebas, F., Coudert, P., de Rochambeau, H., Thébault, R.G. 1996. *El conejo: Cría y patología*. FAO-Roma, 227 pp.

Manojlovic, M., Cabilovski, R., Bavec, M. 2009. Organic materials: sources of nitrogen in the organic production of lettuce. *Turkish Journal of Agriculture & Forestry*, 34: 163-172 pp.

Manser, A. G. R., Keeling, A. A. 1996. "Processing and Recycling Municipal Waste – Practical Handbook".

Maroto, J. V. 2000. *Horticultura herbácea especial*. 4^a Edicion, Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, 611 pp.

- Martinho, M. G., Gonçalves, M. G., e Silveira, A. 2011. Gestão Integrada de Resíduos. Universidade Aberta.
- Martins, A. L. 2007. Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudos Laboratoriais. Seminário, Universidade de Coimbra, Departamento de Engenharia Química, Coimbra.
- Mateo, A. C. 2004. “Passado, presente y futuro de la cunicultura” Revista Boletín de Cunicultura Jan-Fev 2004 nº 131, 6-11 pp.
- Maynard, D. N., Hochmuth, G. J. 1997. Knott’s handbook for vegetable growers. John Wiley (Ed.), New York.
- Ministério do Ambiente. 1999. Relatório do Estado do Ambiente, Solos, 213-232 pp.
- Miranda, F., Fernandes, T. D. 2001. Manual de boas práticas – alface. Disqual. AESBUC, Porto, 35 pp.
- Morken, J. and Sakshaug, S. 1998. Direct ground injection of waste slurry to avoid ammonia emission. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 51:59-63 pp.
- Mou, B. 2008. Lettuce. In: Prohens, J. e Nuez, F. (eds) Handbook of plant breeding. Volume 1 Vegetables I: Asteraceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, and Cucurbitaceae. Springer ScienceBusiness Media, LLC, New-York, USA, 75-116 pp.
- Moura, A. I. 2007. Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos: Processos Industriais. Seminário, Universidade de Coimbra, Departamento de Engenharia Química, Coimbra.
- Mourão, I. M. 2007. O modo de produção biológico. In: Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico. Mourão, I. M. (Ed.). Projeto PO AGRO DE&D – 747. ESAPL / IPVC, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima / Instituto Politécnico de Viana do Castelo, 1-18 pp.
- Mustin, M. 1987. Le compost: gestion de la matière organique. Édition François Dubusc, Paris, 954 pp. (cit. Cunha Queda, 1999, cit. Cordeiro, 2010, cit. Gonçalves, 1999, cit. Teodoro, 2006).

Nakasaka, K., Shoda, M. e Kubota, H., 1985c. Effect of temperature on composting of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 6, 1526-1530

Pereira, J. L. 2000. Comparação de métodos in situ de quantificação da mineralização líquida de azoto durante a cultura de milho forragem em solos com diferentes doses de chorume à sementeira. Relatório Final de Estágio, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 86 pp.

Pereira, S. 2000. “Organização da Produção em Portugal” Livro de Comunicações das I Jornadas Internacionais de Cunicultura, 5-45 pp.

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

Pierzynski, G. M., Vance, G. F., & Sims, J. T. 2005. *Soils and environmental quality*: CRC press.

Pôrto, M. L., Alves, J.D., de Sousa, A. P., Araújo, R. D., de Arruda, J. A. 2008. Nitrate production and accumulation in lettuce as affected by mineral Nitrogen supply and organic fertilization. *Horticultura Brasileira* 26: 227-230 pp.

Poudel, D. D., Horwath, W. R., Lanini, W. T., Temple, S. R., Bruggen, A. H. C. 2002. Comparison of soil N availability and leaching potential, crop yields and weeds in organic, low-input and conventional farming systems in northern California. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 90: 125–137 pp.

Radics, L., Pusztai, P., Biró, B., Biró, Z., Németh, T., Monori, I. 2008. Element composition and quality of lettuce (*Lactuca sativa* var. Biwieri), grown with sheep manure composts. 16th IFOAM Organic World Congress, June 16-20, Modena, Italy, 4 pp.

Ricci, M. S. F., Caixeta, I. F., Araújo, J. B. S, Almeida, P. S., Pedini, S., Fernandes, M. C., et al. 2006. Cultivo de Café Orgânico – Adubação. Embrapa Agrobiologia, Sistemas de Produção.

Ritter, W. F.; Chirnside, A. F. and Mand Scarborough, R. W. 1990. Soil nitrate profiles under irrigation on coastal plain soils. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 116: 738-751 pp.

- Rosas, C. 2005. Compostagem doméstica: Oportunidade de cidadania Disponível em: <http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Solo/Documentos/Pages/doc68.aspx>
- Russo, M. A. T. 2003. Tratamento de Resíduos Sólidos. Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. 196 pp.
- Rynk, R., Kamp, M., Willson, G., Singley, M., Richard, T., Kolega, J., Gouin, F., Laliberty, L., Kay, D., Murphy, D., Hoiitink, H. and Brinton, W. 1992. On-Farming Compost Handbook. Ed.: Northeast Regional Agricultural Engineering Service.
- Santos, J. Q. 1995. Fertilização e Poluição – Reciclagem Agro-florestal de Resíduos Orgânicos. Scarpa Impressores, Portugal.
- Santos, J. Q. 2002. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. 3^a Edição, Colecção Euroagro, Publicações Europa-América, 548 pp.
- Shen, S. M., Hart, P. B. S., Powlson, D. S. and Jenkinson, D. S. 1989. The nitrogen cycle in the Broadbalk Wheat Experiment: 15N-labelled fertilizer residues in the soil and in the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 21:529-533 pp.
- Silva, F. A. M., Villas Boas, R. L., Silva, R. B. 2010. Resposta da alfaca à adubação nitrogenada com diferentes compostos em dois ciclos sucessivos. *Maringá*, 32: 131-137 pp.
- Silva, F. C. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Solos / Informática Agropecuária, Rio de Janeiro, Campinas.
- Silveira, A. 2000. Valorização dos Resíduos Orgânicos – Compostagem. Disponível em: <http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=15&cid=30085&bl=1&viewall=true>
- Simon, J. C. and Le Corre, L. 1992. Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique. *Fourrages*, 129:3-10 pp.
- Smith, L., Padel, S., Pearce, B. 2011. Soil carbon sequestration and organic farming: na overview of current evidence. Organic Research Centre, Elm Farm, Hamstead Marshall, Newbury, Berkshire, Wales, 14 pp.

- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F. M. G. e Verloo, M. G. 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology*, 81: 97-101 pp.
- Sousa, D. 2008. Aplicação do Processo de Compostagem na Estabilização de Dejetos de Coelho. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro.
- Stoffella, P. J., Kahn, B. A. 2004. Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Ediciones Mundi Prensa. Madrid, 96-119 pp.
- Sullivan, D. M., Miller, R. O. 2005. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad del compost. Capitulo 4, 95-117 pp. En: STOFFELLA P.J. & KAHN B. A. (Eds). Utilización de Compost en los Sistemas de cultivo hortícola. Ed. Mundi Prensa. Madrid, 397 pp.
- Tao, J., Wu, S., Sun, L., Tan, X., Yu, Shimiao e Zhang, Z. 2011. Composition of waste sludge from municipal wastewater treatment plant. *Procedia Environmental Sciences*, 12, 964-971 pp.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. and Stensel, H. D. 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse, ed. Metcalf and Eddy. McGraw-Hill.
- Tisdale, S. I., Nelson, W. I., Beaton, J. D. and Havlin, J. L. 1993. Soil Fertility and Fertilizers. 5th ed., Macmillan Publishing Company, New York, USA, 540-607 pp.
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A. and Sequi, P. 2007. Quality and agronomic use of compost, in *Compost Science and Technology*, L. F. Diaz, et al., Editors.: Elsevier, 119-157 pp.
- Tomé Jr, J. B. 1997. Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Agropecuária.
- Trautmann, N. M., & Krasny, M. E. 1997. Composting in the Classroom: Scientific Inquiry for High School Students. Center for the Environment, Cornell University. Kendall/Hunt Publishing Company: Iowa.
- Trindade, H. 1997. Fluxos e Perdas de Azoto em Explorações Forrageiras de Bovinicultura Leiteira no Noroeste de Portugal. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 213 pp.

Turovskiy, I. S. and Mathai, P. K. 2006. Wastewater sludge processing Wiley-Interscience.

United States Environmental Protection Agency - (U.S.E.P.A). 1997. Composting. In: Decision Maker's Guide to Solid Waste Management Vol. II (EPA-530-R-95-041), Chapter 7: Composting.

United States Environmental Protection Agency - (U.S.E.P.A). 2002. Development Document for the Final Revisions to the National Pollutant Discharge Elimination System Regulation and Effluent Limitations Guidelines for Concentrated Animal Feeding Operations. EPA-821-R-03-001. Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency - (U.S.E.P.A). 2009. Nutrient control design Manual – State of technology review report. EPA/600/R-08/012.

Varenes, A. 2003. Produtividade dos solos e ambiente. Escolar Editora, 490 pp.

Vidigal, S. M., Sediya, M. A. N., Pedrosa, M. W, Santos, M. R .2010. Produtividade de cebola em cultivo orgânico utilizando composto à base de dejetos de suínos. Horticultura Brasileira, 28: 168-173 pp.

Vu, T. K. V., Tran, M. T., Dang, T. T. S. 2007. A survey of manure management on pig farms in Northern Vietnam. Livestock Science, 112: 288-297 pp.

Webb, J., Harrison, R. 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. Advance in Agronomy, New York, v.73, 65-108 pp.

WEF, ASCE, EWRI. 2005. Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants. Manual of Practice n° 29 of WEF and Manuals and Reports on Engineering Practice n° 109 of WEF, ASCE, EWRI, WEF Press, McGraw-Hill, New York.

Wen, G., Winter, J. P., Voroney, R. P., Bates, T. E. 1997. Potassium availability with application of sewage sludge, and sludge and manure composts in field experiments. Nutrient cycling in agroecosystems, 47: 233-241 pp.

Wiederholt, R., Jonhson, B. 2005. Nitrogen behavior in the environment. North Dakota State University Fargo, 4 pp.

Wiesmann, U., Choi, I. S. e Dombrowski. 2007. Fundamentals of Biological Wastewater Treatment. 1º edição, Wiley-VCH Verlag GmgH & Co. KGaA, Weinheim.

Xiccato G., Trocino A. 2007. “Italy, a system of integrated rabbit production” Livro de Comunicações do II Congresso Ibérico de Cunicultura, 175-184 pp.

Yilmaz, E., Alagoz, Z. 2010. Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region of Turkey. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 8: 859-862 pp.

Zaller, J. G., Kopke. U. 2004. Effects of traditional biodynamic farmyard manure amendment on yield, soil chemical, biochemical and biological properties in a long term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 222-229 pp.

Zucconi, F, Bertoldi, M. 1987. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In: *Compost: production, quality and use*. Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., Zuconni F. (Eds.). Elsevier Applied Science, London, 30-50 pp.

Zucconi, F., Forte, M., Bertoldi, M. 1981. “Biological evaluation of compost maturity” *Biocycle*, volume 22:(4), 27-29 pp.