



INSTITUTO POLITÉCNICO
DE VIANA DO CASTELO

Adriana Cristina da Costa Garelha

Compostagem de lamas de ETAR com estilha de madeira

Curso de Mestrado
Gestão Ambiental e Ordenamento do Território

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor Luís Miguel Cortez Mesquita de Brito

Junho de 2013

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

“Posso ter defeitos, viver ansioso e ficar irritado algumas vezes.

Mas não esqueço de que minha vida

É a maior empresa do mundo...

E que posso evitar que ela vá à falência.

Ser feliz é reconhecer que vale a pena viver

Apesar de todos os desafios,

Incompreensões e períodos de crise...”

Fernando Pessoa

ÍNDICE

ÍNDICE.....	i
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES	ix
LISTA DE QUADROS	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. GINTEGRAL – GESTÃO AMBIENTAL S.A.....	3
3. PROBLEMÁTICA DAS LAMAS	5
4. GESTÃO DAS LAMAS	8
4.1. Enquadramento	8
4.2. Principais técnicas utilizadas na gestão das lamas.....	8
4.3. Legislação	10
5. COMPOSTAGEM	13
5.1. Enquadramento	13
5.2. Processo microbiológico.....	14
5.3. Fatores que interferem no processo de compostagem	15
5.3.1. Características dos resíduos sólidos	15
5.3.2. Teor de humidade	18
5.3.3. Temperatura.....	19
5.3.4. pH e condutividade elétrica	22
5.3.5. Arejamento	24
5.3.6. Matéria orgânica.....	24
5.3.7. Razão C/N	25
5.3.8. Azoto amoniacal e azoto nítrico	27
5.3.9. Nutrientes minerais: fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro.....	28
5.3.10. Metais pesados	28
5.3.11. Odores	28
5.4. Sistemas de compostagem	29
5.5. Utilização do composto nos solos.....	30
6. MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
6.1. Pilhas de compostagem.....	36

6.2.	Procedimentos experimentais	38
6.3.	Tratamento de dados e análise estatística	42
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
7.1.	Caraterização dos materiais originais	43
7.2.	Caraterização físico-química do composto durante a compostagem.....	44
7.2.1.	Temperatura.....	44
7.2.2.	Teor de humidade	48
7.2.3.	pH e condutividade elétrica	50
7.2.4.	Matéria orgânica.....	53
7.2.5.	Nutrientes: azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro.....	55
7.2.6.	Razão C/N	61
7.3.	Caraterização do composto final.....	62
8.	CONCLUSÕES	66
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

AGRADECIMENTOS

A execução deste trabalho só foi possível graças à ajuda e empenho de certas pessoas. Por isso, as palavras que se seguem são, sem dúvida, as que me parecem mais fáceis e espontâneas de escrever. E é com grande satisfação que desejo manifestar o meu profundo reconhecimento e gratidão a todos que, indubitavelmente contribuíram de uma forma ou de outra para a concretização deste trabalho, pois este trabalho não ficaria completo sem agradecer a todos os que me ajudaram a concretizá-lo.

Um agradecimento especial ao professor Miguel Brito, meu orientador, por aceitar ter-me como discente na concretização desta dissertação, pela sua disponibilidade, paciência, compreensão e pela transmissão de conhecimentos.

À professora Isabel Mourão (docente da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima – ESAPL) por todo o tempo dispensado na preparação dos sensores de temperatura, pela sua excelente explicação e por toda a compreensão. Ao técnico informático da ESAPL, Luís Armando, por toda a ajuda prestada. Agradeço a todos aqueles que diariamente estão no laboratório da ESAPL – Virgílio Peixoto, Conceição Marinho, Maria Rocha, Maria Helena Carvalhosa e Emiliania Serra – obrigada pela boa companhia, pelas gargalhadas, pela partilha de conhecimentos e por toda a ajuda prestada. Um agradecimento especial à engenheira Joana Saldanha pelos conhecimentos transmitidos, por todos esclarecimentos e por toda a ajuda prestada no laboratório.

Quero agradecer à empresa Gintegral – Gestão Ambiental, S.A e a toda a equipa que ela contempla, pela aceitação do meu pedido de estágio, pela excelente receção e por todo o apoio prestado. Um especial agradecimento à engenheira Maria Fernandes e ao engenheiro Francisco Pinto por toda a ajuda, paciência, boa companhia e pela simpatia sempre mostrada. Ao engenheiro Custódio Teixeira pela sua receção, simpatia e pela partilha de experiências e conhecimentos. Agradeço à engenheira Patrícia Castro, engenheira Filipa Pires, entre outras boas pessoas que fazem parte desta casa.

Como não podia deixar de ser, tenho que agradecer pela paciência e apoio incondicional de três entes queridos: pai, mãe e namorado, muitíssimo obrigada por TUDO!

A todos, os meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

As lamas de ETAR constituem uma preocupação ambiental crescente, pelo excesso de metais pesados e organismos patogénicos. Por esta razão, construíram-se duas pilhas de compostagem nas instalações da empresa Gintegral – Gestão Ambiental, S.A., constituídas por lamas de ETAR e estilha de madeira com diferentes proporções em volume destes materiais, respetivamente, 50%/50% na primeira (A) e 40%/60% na segunda (B) para analisar as características físico – químicas durante um período de 137 dias, com o objetivo de concluir sobre as condições mais indicadas para o processo de compostagem deste tipo de resíduos, em função do interesse agronómico do composto final.

Este estudo revelou que a compostagem não se processou com as melhores condições de arejamento, devido ao excesso de humidade das lamas, e em consequência as temperaturas não aumentaram como seria necessário para garantir a completa higienização dos compostos finais, como se verificou pela presença de *Salmonella spp.* numa amostra, de quatro analisadas no final da compostagem. Durante a compostagem degradaram-se menos de 355 g kg⁻¹ de matéria orgânica (MO) inicial, o que também sugere a dificuldade que se terá verificado para a atividade microbiana nestas pilhas. O excesso de humidade (> 64%) e a granulometria do material estruturante, não contribuíram suficientemente para o transporte do oxigénio no interior das pilhas, apesar da temperatura ter aumentado com a maior proporção de estilha na pilha A. Os valores de pH variaram entre 6,0 e 8,4 na pilha A e entre 7,0 e 8,2 na pilha B. A condutividade elétrica final registada foi de 2,0 dS m⁻¹ e 1,7 dS m⁻¹ na pilha A e B respetivamente. A razão C/N manteve-se mais ou menos constante durante todo o processo de compostagem, variando entre 18 e 24. O que significa que as perdas de azoto foram próximas das perdas de MO. Durante a compostagem, o teor de N amoniacal diminuiu de > 3500 mg kg⁻¹ para < 20 mg kg⁻¹ de matéria seca (MS) enquanto o N nítrico aumentou de < 20 mg kg⁻¹ para > 1400 mg kg⁻¹ MS, em consequência das perdas de amónia por volatilização e do processo de nitrificação.

Os compostados obtidos não apresentaram as características adequadas para serem incorporados em solos agrícolas por não possuírem um elevado grau de estabilização da MO, por possuírem teores de alguns metais pesados acima dos limites máximos exigíveis para este fim, e por não assegurarem o melhor estado sanitário.

Palavras- chave: *Compostagem, composto, lamas, matéria orgânica, valorização.*

ABSTRACT

Sewage sludge is a growing environmental issue because of its content of heavy metals and pathogenic organisms. Two composting piles were monitored in Gintegral – Gestão Ambiental, S.A. headquarters, made of sewage sludge and woodchips with different proportions by volume: 50% / 50% for the first one (named A) and 40% / 60% for the second (named B), respectively. The aim was to analyze the chemical and physical characteristics of both piles, over a period of 137 days, in order to decide on the most suitable conditions for the composting process made of these materials, according to the agronomic interest of the final compost.

This study showed that the composting process was not carried out under the most suitable conditions of aeration, because of the moisture content of the sewage sludge and, as a consequence, temperatures did not increase as it was expected to guarantee the complete hygiene of final composts (*Salmonella spp.* was detected in one sample out of four analyzed at the end of the composting process). During the composting process, only less than 355 g kg⁻¹ of initial organic matter (OM) was mineralized, which suggests the difficult task it was for microbial activity in these piles. The high moisture content (> 64%) and laminar structure of woodchips did not contribute to the conveyance of oxygen inside the piles, even if the temperature rose in pile A compared to pile B. pH values varied between 6.0 and 8.4 in pile A and between 7.0 and 8.2 in pile B. The final compost electrical conductivity was of 2.0 dS m⁻¹ and 1.7 dS m⁻¹ in pile A and B, respectively.

The C/N ratio remained more or less constant, between 18 and 24. This means that losses of nitrogen were close to losses of OM. During the composting process, the content of ammonia N decreased from > 3500 mg kg⁻¹ to < 20 mg kg⁻¹ of dry matter (DM), while nitric N rose from < 20 mg kg⁻¹ to > 1400 mg kg⁻¹ DM, as a result of losses of ammonia through volatilization and through nitrification.

Final composts were not suitable for agricultural soil amendments, as they were not stabilized, contained heavy metals above maximum tolerated limits for that use and did not guarantee the best sanitation status.

Keywords: *composting process; compost; sewage sludge; organic matter; valuation.*

SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

Siglas

ARH	Administração da Região Hidrográfica
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
DRAP	Direção Regional de Agricultura e Pescas
ESAPL	Escola Superior Agrária de Ponte de Lima
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
ETARi	Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais
IGAOT	Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território
IPVC	Instituto Politécnico de Viana do Castelo
ISQ	Instituto de Soldadura e Qualidade
LABQUI	Laboratório de Química e Ambiente
LSD	Menor diferença significativa
MADRP	Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e da Pesca
MAOTDR	Ministérios do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
MEI	Ministérios da Economia e da Inovação
PEAASAR	Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais
PGL	Plano de Gestão das Lamas
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UE	União Europeia
UTAD	Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Abreviaturas

C/N	Razão carbono/azoto
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade elétrica
CO ₂	Dióxido de carbono
Cr	Crómio
Cu	Cobre
Fe	Ferro
HCL	Ácido clorídrico

Hg	Mercúrio
K	Potássio
KCl	Cloreto de potássio
LAS	Alquilo benzonossulfonatos lineares
Mg	Magnésio
MO	Matéria orgânica
MS	Matéria seca
N	Azoto
NH ₃	Amoníaco
Ni	Níquel
N-NH ₄ ⁺	Azoto amoniacal
N-NO ₃ ⁻	Azoto nítrico
N _{org}	Azoto orgânico
O ₂	Oxigénio
P	Fósforo
PAH	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
Pb	Chumbo
PCB	Compostos bifenilos policlorados
PCDD	Policlorobenzodioxinas
PCDF	Furanos
PF	Peso fresco
PS	Peso seco
T	Temperatura
v/v	Razão volume / volume
Zn	Zinco

Unidades

dS m ⁻¹	DeciSiemens por metro
NMP	Número mais provável
U/min	Rotações/minuto
ufc	Unidade formadora de colónias

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1. Teor de alguns metais pesados presentes nas lamas da ETAR de Alvito, V.N. Baronia, Ferreira do Alentejo, Frielas e Pombal.	6
Quadro 3.2. Teores de metais pesados presentes nas lamas da ETAR (valor médio e intervalo).....	6
Quadro 3.3. Microrganismos patogénicos presentes nas lamas de ETAR (com base no peso seco).....	7
Quadro 4.1. Valores limite de concentração de metais pesados nos solos em função do seu pH.	11
Quadro 4.2. Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola.....	11
Quadro 4.3. Valores limite para as quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidas nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos.	11
Quadro 4.4. Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura (aplicável no caso de a CCDR, a ARH e, ou, a DRAP exigir).	11
Quadro 4.5. Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura.	11
Quadro 5.1. Efeito da temperatura na atividade biológica durante o processo de compostagem.	20
Quadro 5.2. Características dos diversos sistemas de compostagem.	30
Quadro 5.3. Valores máximos admissíveis para os teores “totais” de metais pesados, materiais inertes antropogénicos *, pedras de granulometria superior a 5mm no composto (valores reportados à matéria seca) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados a matéria fresca).	31
Quadro 5.4. Valores máximos admissíveis para todas as classes de composto.	33
Quadro 5.5. Categorias de composto em função do grau de maturação.	34
Quadro 5.6. Valores máximos admissíveis dos teores “totais” * de metais pesados nos solos (reportados à matéria seca) em que se pretenda aplicar composto, e quantidades máximas que se podem incorporar anualmente nos solos.	35
Quadro 6.1. Composição das pilhas de compostagem.	37
Quadro 6.2. Métodos analíticos utilizados para os diferentes parâmetros das amostras dos compostados.	39
Quadro 7.1. Características dos materiais originais: estilha de madeira e lamas de ETAR..	44

Quadro 7.2. Evolução do teor de humidade (%) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).....	48
Quadro 7.3. Evolução do pH durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	51
Quadro 7.4. Evolução da CE (dS m^{-1}) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	53
Quadro 7.5. Evolução do teor de matéria orgânica (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	54
Quadro 7.6. Evolução do teor de N, P, K, Ca, Mg e Fe (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	56
Quadro 7.7. Evolução da razão C/N nas pilhas de compostagem durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	62
Quadro 7.8. Caracterização analítica dos compostos ao fim de 137 dias de compostagem.	64
Quadro 7.9. Teor em metais pesados dos compostos após 137 dias de compostagem.	65
Quadro 7.10. Caracterização biológica dos compostos ao fim de 137 dias de compostagem.	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Localização do Centro Integrado de Gestão de Resíduos da empresa Gintegral – Gestão Ambiental S.A.	3
Figura 2.2. Centro de Interpretação Ambiental.	4
Figura 2.3. Logotipo do composto agrícola orgânico produzido pela Gintegral – Gestão Ambiental S.A.	4
Figura 4.1. Evolução da população servida com drenagem e tratamento de águas residuais (ERSAR, 2011).	8
Figura 5.1. Simplificação do processo de compostagem (adaptado de Godinho, 2009; Brito, 2011).	13
Figura 5.2. Fases do processo de compostagem em função da temperatura (Fernandes e Souza, 2001).	21
Figura 6.1. Matéria prima das pilhas de compostagem: a) lamas e b) estilha de madeira.	36
Figura 6.2. Pilhas de compostagem: a) pilha A (40%/60% em volume de lama e estilha respetivamente) e b) pilha B (50%/50% em volume de lama e estilha respetivamente).	36
Figura 6.3. Empresa Gintegral – Gestão Ambiental, S.A : a) edifício onde se construíram as pilhas de compostagem; b) sistema de remoção de odores c) mini giratória.	37
Figura 6.4. Máquina revolvedora <i>Backhus</i>	37
Figura 6.5. Pilha de compostagem (pilha B): a) antes do revolvimento (2º revolvimento); e b) após revolvimento (2º revolvimento).	38
Figura 6.6. Determinação da temperatura: a) <i>data logger</i> ; b) térmistor; c) térmistor na massa de compostagem.	40
Figura 7.1. Temperatura do ar exterior e temperaturas da base, do centro e do topo da pilha com maior (a) e menor (b) proporção de estilha de madeira na mistura com lamas de ETAR, respetivamente pilha A e B, e (c) temperatura média das pilhas (média dos três locais de registo). As setas indicam o momento do revolvimento das pilhas.	47
Figura 7.2. Temperatura acumulada do ambiente exterior e na base, no centro e no topo da pilha com maior (a) e menor (b) proporção de estilha de madeira na mistura com lamas de ETAR, respetivamente pilha A e B. As setas indicam o momento do revolvimento das pilhas.	47
Figura 7.3. Quantidade de água presente nas instalações: a), b) e c) quando se construíram novas pilhas (pilhas vizinhas); d) água afluyente resultante da recolha de águas pluviais. ...	49

Figura 7.4. Relação entre o pH e a temperatura (°C) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de: a) 40%/60% (pilha A) e b) 50%/50% (pilha B). As linhas representam o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. ** $P < 0,01$	52
Figura 7.5. Evolução das perdas acumuladas de: a) matéria orgânica (g kg^{-1} MS) e b) massa (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).....	55
Figura 7.6. Perdas de N (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).	57
Figura 7.7. Relação entre as perdas de N e de matéria orgânica (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira. As linhas representam o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. ** $P < 0,01$	57
Figura 7.8. Evolução do azoto mineral durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de: a) 40%/60% (pilha A) e b) 50%/50% (pilha B). As barras verticais mostram o desvio padrão entre as repetições.	58
Figura 7.9. Relação entre o teor de nutrientes N, P, K, Ca, Mg e Fe (g kg^{-1} MS) e o teor de matéria orgânica (g kg^{-1} MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira. As linhas representam o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. *** $P < 0,001$	60

1. INTRODUÇÃO

Nas atividades quotidianas do Homem produz-se um conjunto de resíduos diversificados para os quais nem sempre existiram as melhores soluções (Fernandes, 1999). O tratamento de águas residuais como solução para diminuir a contaminação de fontes recetoras, minimizou os impactos negativos, mas, o seu tratamento, independentemente da tecnologia implementada, gera subprodutos como lamas, as quais se não são tratadas e/ou aproveitadas, podem converter-se numa outra fonte de contaminação ambiental (Lozada et al., 2005).

As lamas¹ são resíduos orgânicos que resultam do tratamento das águas afluentes à ETAR (Costa e Ferreira, 2002) como resultado da separação da fase sólida e líquida (Lozada et al., 2005). Estas são geradas em quantidades significativas, e, perante as suas características são consideradas uma grande problemática ambiental (Kosobuchi et al., 2000; Costa e Ferreira, 2002; Banegas et al., 2006) com obrigatoriedade legislativa de ser resolvido (Carvalho, 2010).

A compostagem é um dos métodos que desde sempre se usou para estabilizar a matéria orgânica (MO), por ser um sistema simples, versátil e por se poder aplicar a diferentes tipos de materiais (Soliva e Huerta, 2004). Segundo Banegas et al. (2006), a compostagem é considerada uma forma adequada de reciclagem das lamas de ETAR.

A compostagem de lamas de ETAR pode apresentar um potencial de utilização na agricultura, uma vez que as lamas de ETAR são uma importante fonte de nutrientes, dada a sua riqueza em azoto (N), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S) e outros elementos minerais (Kosobucki et al., 2000; Costa e Ferreira, 2002; Júnior et al., 2005; Banegas et al., 2006; Florindo, 2009). Para a utilização do composto na cadeia alimentar é necessário que o composto apresente um conjunto de requisitos de qualidade que cumpram com referido no documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anónimo, 2008).

Sendo a maioria dos solos agrícolas portugueses pobres em MO, a deposição do composto pode ser uma solução para minimizar este problema de forma económica (Mena et al., 2003; Carvalho, 2010). As lamas compostadas podem funcionar como corretivos de pH do solo, pois, normalmente, têm um pH alcalino (Costa e Ferreira, 2002). O uso das lamas

¹ Lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas, urbanas, fossas sépticas, atividades agro pecuárias e de outras instalações similares ou de composição similar às águas residuais domésticas e urbanas (Decreto-lei n.º276/2009).

para recuperação do solo é cada vez mais considerada uma solução técnica para minimizar a degradação ambiental e promover a reabilitação da cobertura vegetal (Navas et al., 1998).

Existem vários estudos no âmbito da compostagem de lamas de ETAR, no entanto, estudos que visam determinar a relação mais adequada de lamas de ETAR e estilha de madeira para otimizar o desempenho da compostagem de lamas são muito escassos. Assim, este estudo teve como objetivo geral a avaliação da compostagem de lamas de ETAR com adição de 50% e 60% (v/v) de estilha de madeira. Os objetivos específicos incluíram: (i) a avaliação da temperatura durante a compostagem no sentido de averiguar se foram alcançadas temperaturas suficientemente elevadas e por um período de tempo suficiente para higienizar os compostos finais; (ii) a avaliação de parâmetros físicos e químicos como o teor de humidade, o valor de pH, a condutividade elétrica e a razão C/N, os teores de MO e de nutrientes, e a evolução da degradação da MO, para monitorizar o processo de compostagem e identificar o estado de estabilização da MO dos materiais em compostagem, e (iii) avaliar o efeito do aumento da estilha na mistura destes materiais durante o processo de compostagem e na qualidade dos compostos finais, para propor recomendações para a compostagem das lamas de ETAR com estilha de madeira, designadamente para a sua utilização como corretivos orgânicos do solo.

2. GINTEGRAL – GESTÃO AMBIENTAL S.A.

A Gintegral – Gestão Ambiental S.A., deu início à sua atividade em 2001, para tratar os resíduos produzidos pelas atividades desempenhadas pelo Grupo Monte (Pires, 2012). Atualmente a atividade da empresa inclui a gestão de resíduos em três áreas de negócio: a Gestão Global de Resíduos, os Serviços e a Agricultura e Florestas.

A empresa possui um centro integrado de gestão de resíduos (em Ponte de Lima); uma unidade de compostagem e armazenamento temporário de resíduos orgânicos (no concelho de Castro Daire); e uma unidade de armazenamento temporário de resíduos orgânicos (no concelho de Valongo). O presente trabalho foi desenvolvido numa das instalações supracitadas - Centro Integrado de Gestão de Resíduos - localizado no distrito de Viana do Castelo, concelho de Ponte de Lima, freguesia de Vitorino das Donas – local referenciado pelas coordenadas geográficas: 41°43'16.53"N e 8°39'34.39"W (Fig.2.1). Esta empresa intervém na reciclagem de plásticos rígidos, na valorização de resíduos orgânicos e na gestão de sucatas e veículos em fim de vida.

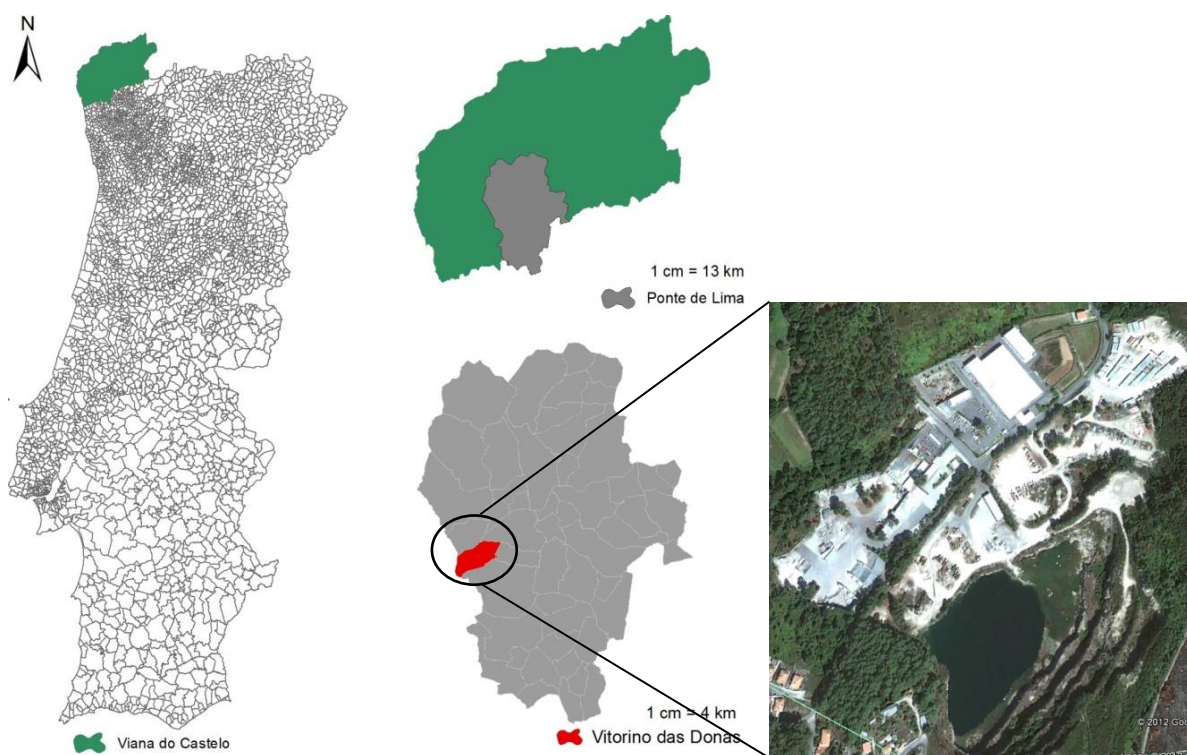


Figura 2.1. Localização do Centro Integrado de Gestão de Resíduos da empresa Gintegral – Gestão Ambiental S.A.

O Centro Integrado de Gestão de Resíduos possui um espaço dedicado essencialmente à realização de atividades de sensibilização – Centro de Interpretação Ambiental (Fig. 2.2).

As ações lúdicas e pedagógicas aí promovidas visam a adoção de comportamentos ambientais conscientes.

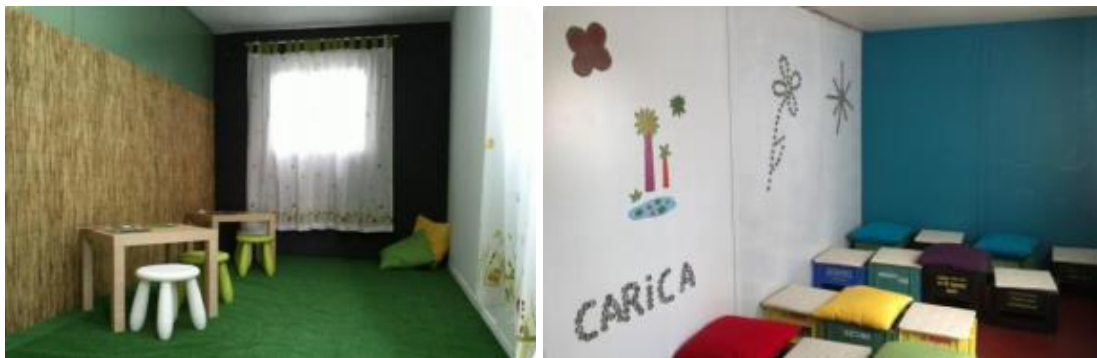


Figura 2.2. Centro de Interpretação Ambiental.

No âmbito da valorização agrícola de lamas e de outros resíduos passíveis de valorização, a Gintegral – Gestão Ambiental S.A., recolhe as lamas produzidas em ETAR e ETARi e procede à sua compostagem e à aplicação dos compostos em terrenos de acordo com as condições estabelecidas na licença (nº 23/2012/CCDR-N). Com a compostagem de resíduos orgânicos, a empresa obtêm um composto orgânico com a finalidade de comercializar, designado por Naturaduba - Composto Agrícola Orgânico (Fig. 2.3). Para além do composto *standard*, esta empresa pretende vir a produzir um composto *premium*, destinado à agricultura biológica. A Gintegral – Gestão Ambiental S.A. pretende, além de compostar rapidamente com o mínimo de odores, obter um composto de qualidade que cumpra com as normas técnicas (Anónimo, 2008). Atualmente pretende dar um destino final às lamas de ETAR, compostando-as com estilha de madeira.



Figura 2.3. Logotipo do composto agrícola orgânico produzido pela Gintegral – Gestão Ambiental S.A.

Como projetos futuros a Gintegral – Gestão Ambiental S.A. pretende destacar-se no norte do país por um projeto pioneiro, que consiste no aproveitamento das cápsulas de café, onde as borras de café serão destinadas à compostagem enquanto as restantes partes deste tipo de resíduos sofrerão outro tipo de tratamento (Pires, 2012).

3. PROBLEMÁTICA DAS LAMAS

As lamas de ETAR apresentam impactos negativos a nível ambiental e também ao nível da saúde pública. Um dos grandes condicionalismos à aplicação das lamas no solo reside no facto de estas apresentarem na sua composição quantidades elevadas de metais pesados e de organismos patogénicos (Zorpas et al., 1999; Kosobucki et al., 2000; Costa e Ferreira, 2002; Soliva e Huerta, 2004; Banegas et al., 2006).

Os metais pesados que integram as lamas resultantes do tratamento de águas residuais infiltram-se no solo acabando por o contaminar. Apresentam um risco para as águas subterrâneas e superficiais, podendo torna-las de má qualidade. O seu efeito cumulativo e tóxico faz com que a ingestão de alimentos oriundos de solos contaminados, assim como da água contaminada possa ser letal para o Homem (Carvalho, 2010; Melo, 2011). Alguns dos metais pesados, como é o caso do cobre e zinco, são importantes para as plantas, pois fazem parte da lista de micronutrientes essenciais no metabolismo e nutrição vegetal (Melo, 2011). Porém, quando absorvidos em quantidades excessivas, podem também causar problemas de toxicidade.

A quantidade de metais pesados presentes nas lamas de ETAR é variável porque as características das lamas dependem do tipo e da origem das águas tratadas, bem como do tipo de tratamento (aeróbio ou anaeróbio) a que são submetidas (Banegas et al., 2006). No Quadro 3.1 apresenta-se o teor de alguns metais pesados presentes nas lamas de algumas ETAR portuguesas. Uma vez que, o teor de cada metal pesado nas lamas de ETAR é muito variável, Tchobanoglous et al. (2003) estabeleceram um valor médio e um intervalo para cada um dos elementos (Quadro 3.2). Por comparação entre os valores apresentados nos Quadros 3.1 e 3.2 conclui-se que as lamas de ETAR portuguesas apresentam teores de metais pesados dentro do intervalo estabelecido por Tchobanoglous et al. (2003) e maioritariamente inferiores aos valores médios (mg kg^{-1} de MS) apresentados por estes autores.

Os microrganismos patogénicos presentes nas lamas de ETAR (Quadro 3.3) são agentes transmissores de doenças (Banegas et al., 2006; Melo, 2011). No entanto, podem ser eliminados durante o processo de compostagem devido ao calor gerado na fase termófila (Guoxue et al., 2001; Tchobanoglous et al., 2003). Existe igualmente o risco de persistência de microrganismos patogénicos resistentes, o que faz com que o risco de transmissão de doenças para o ser humano, animais e vegetais continue a ser uma grande preocupação que se tem refletido na legislação. Silva (2011), na compostagem de resíduos

sólidos urbanos (RSU), resíduos de podas e lamas de ETAR, registou uma temperatura máxima de 69°C, e temperaturas iguais ou superiores a 63°C durante 15 dias. Mesmo assim, estas não foram suficientes para higienizar de forma eficaz o composto, porque detetaram *Escherichia coli* em níveis superiores ao limite preconizado no documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (> 1000 células/g de matéria fresca) (Anónimo, 2008). Provavelmente porque nem toda a massa em compostagem foi sujeita a essas temperaturas havendo posterior recolonização no composto avaliado.

Quadro 3.1. Teor de alguns metais pesados presentes nas lamas da ETAR de Alvito, V.N. Baronia, Ferreira do Alentejo, Frielas e Pombal.

Elemento (mg kg ⁻¹ MS)	ETAR				
	Alvito (2007)	V.N. Baronia (2007)	Ferreira do Alentejo (2007)	Frielas (2004)	Pombal (2006)
Níquel	11	21	44	36	<100
Zinco	414	1276	1356	1780	793
Crómio	142	48	73	64	<200
Chumbo	26	81	104	132	73
Cádmio	5,8	4,8	4,6	1,8	<5
Cobre	71	204	211	302	<400

Fonte: Gonçalves e Castro, 2004; Município de Pombal, 2006; Serrão et al., 2010.

Quadro 3.2. Teores de metais pesados presentes nas lamas da ETAR (valor médio e intervalo).

Elemento	Valor médio (mg kg ⁻¹ de MS)	Intervalo (mg kg ⁻¹ de MS)
Cádmio	10	1-3410
Crómio	500	10-99000
Cobalto	30	11,3-2490
Cobre	800	84-17000
Ferro	17000	1000-154000
Chumbo	500	13-26000
Manganês	260	32-9870
Mercúrio	6	0,6-56
Níquel	80	2-5300
Zinco	1700	101-49000

Fonte: Tchobanoglous et al., 2003.

Quadro 3.3. Microrganismos patogénicos presentes nas lamas de ETAR (com base no peso seco).

Indicadores bacterianos	Lamas de ETAR	
	Aeróbias	Anaeróbias
<i>Escherichia coli</i> (ufc/g)	$1,1 \times 10^7$	$1,1 \times 10^4$
<i>Fecal estreptococci</i> (ufc/g)	$> 1,1 \times 10^7$	$> 1,1 \times 10^6$
<i>Salmonella</i> (ufc/25g)	Presente	Ausente

Fonte: Banegas et al., 2006.

As lamas de ETAR quando depositadas no solo libertam gases tóxicos (devido à decomposição) dando origem a odores intensos desagradáveis, à poluição atmosférica e consequentemente riscos para o Homem (Carvalho, 2010).

A introdução de lamas nos solos implica a introdução de alguns poluentes que poderão sofrer transformações e transferências no solo, sendo por isso importante assegurar normas e restrições à utilização agrícola das lamas (Simões, 2007). Como garantia de uma perfeita higienização é aconselhável fazer a compostagem dos resíduos orgânicos provenientes da ETAR (Costa e Ferreira, 2002) - uma perfeita higienização do composto a aplicar no solo contribui para a segurança do Homem, animais e recursos naturais.

Banerjee et al. (1997) estudaram o efeito da aplicação de lamas de ETAR em diferentes quantidades nas propriedades biológicas e químicas do solo de Manitoba (Canadá). Concluíram que a aplicação de quantidades de lamas muito elevadas (200 t ha^{-1}) conduz a reduções significativas da comunidade microbiana que se encontra no solo.

Atualmente existem várias medidas que visam a proteção do meio ambiente, evidenciando uma maior preocupação pela proteção da saúde pública. Por lei (decreto lei n.º 276/2009 de 2 de outubro, artigo 10.º), os produtores de lamas são obrigados a realizar análises detalhadas antes da aplicação deste corretivo orgânico no solo, dado os efeitos negativos que podem originar.

4. GESTÃO DAS LAMAS

4.1. Enquadramento

O objetivo estabelecido no PEAASAR II, para 2013, é dotar 90% da população com rede de drenagem e com tratamento de águas residuais (Fig. 4.1) (ERSAR, 2011). O aumento da adesão à rede de saneamento e consequente tratamento das águas residuais resulta num aumento de quantidade de lamas que necessitam de um destino final adequado. Milieu et al. (2008) previa para o ano de 2010 uma produção de lamas na UE27 de 11.564.000 toneladas de MS e para o ano de 2020 um aumento dessa produção para 13.047.000 toneladas de MS.

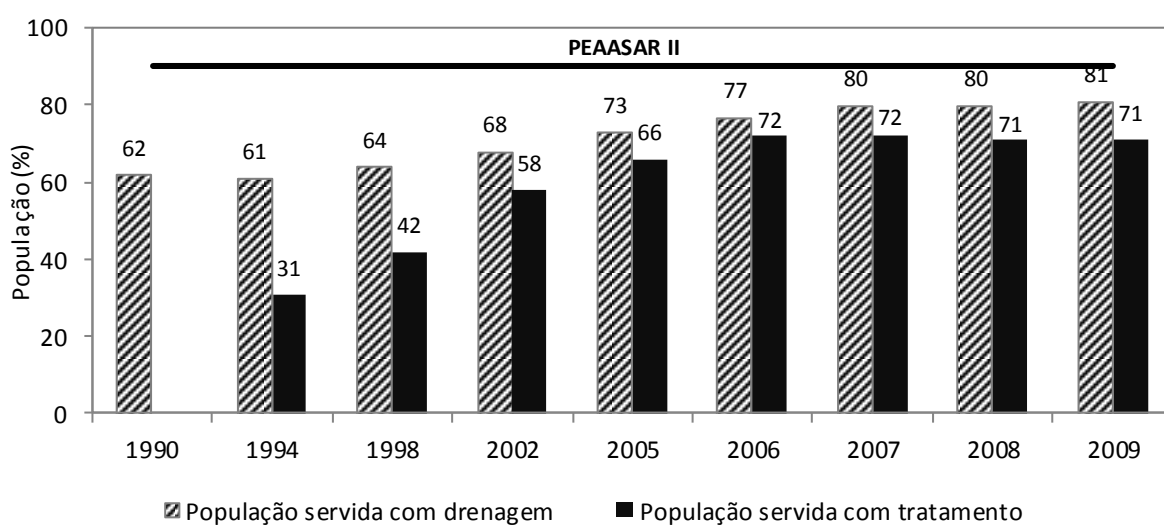


Figura 4.1. Evolução da população servida com drenagem e tratamento de águas residuais (ERSAR, 2011).

A produção de grandes quantidades de águas residuais e consequentemente de lamas geradas faz com que o problema da sua gestão se torne um problema em crescimento (Kosobucki et al., 2000). Assim, a seleção do destino final para as lamas afigura-se como um desafio, devido às crescentes quantidades e às suas características cada vez mais diversificadas.

4.2. Principais técnicas utilizadas na gestão das lamas

Existem diferentes métodos de tratamento das lamas de ETAR, cada um com o seu próprio impacto sobre o meio ambiente. As lamas podem ser reutilizadas ou então eliminadas de uma forma geral por três vias: deposição em aterro, incineração e valorização agrícola (compostagem).

A deposição em aterro é uma das soluções mais utilizadas para o destino final das lamas provenientes das ETAR em diversos países. No entanto, esta deve ser a última solução na gestão de resíduos (Carvalho, 2010). Apesar do espaço poder ser “reutilizado” após selado, a construção de um aterro apresenta custos elevados e requer grandes áreas. A sua localização, assim como os lixiviados que se formam é uma das grandes problemáticas dos aterros sanitários (Fernandes, 1999; Martinho e Gonçalves, 2000; Carvalho, 2010).

Para a redução drástica do volume das lamas é utilizada a técnica de incineração, onde é possível o reaproveitamento energético (Santos et al., 2006). A incineração é um método que implica custos elevados de investimento e de operação, em comparação com os restantes métodos de tratamento, uma vez que não é um método simples e requer mão-de-obra especializada. Um dos grandes problemas da incineração é a poluição atmosférica, com dioxinas e metais pesados (Fernandes, 1999; Martinho e Gonçalves, 2000). As cinzas resultantes do tratamento, apesar do seu reduzido volume, podem apresentar concentrações elevadas de metais pesados que necessitam de um destino final, recorrendo-se normalmente à deposição em aterro sanitário (Carvalho, 2010).

A valorização agrícola é outra das técnicas de gestão das lamas. Esta técnica consiste no uso dos compostos das lamas como corretivo orgânico e/ou fertilizante, com vista à proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas e superficiais, o que constitui uma mais-valia a nível agronómico e ambiental (Carvalho, 2010). Hoje em dia, a compostagem é o método preferido para o tratamento das lamas de ETAR, uma vez que permite reduzir o volume das lamas, obter um composto higienizado e manipulável que pode ser incorporado em solos (se cumprir com todos os parâmetros de qualidade estabelecidos nas normas) (Hay et al., 1998; Fernandes, 1999; Martinho e Gonçalves, 2000; Carvalho, 2010).

Segundo os dados apresentados pela Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território (IGAOT) o destino mais comum para as lamas consiste na sua valorização agrícola (em 39% das ETAR inspeccionadas em Portugal Continental em 2000 e 2001), verificando-se que em 33% das ETAR as lamas são depositadas em aterro. Quando ocorre valorização agrícola, acontece, por vezes, que quer as lamas quer os solos nas quais estas são aplicadas não são caracterizados (24% das ETAR). Nos casos em que esta caracterização é feita, verifica-se que geralmente os parâmetros contaminantes apresentam conformidade com os respetivos valores limite de concentração (22% das ETAR) (IGAOT, 2008).

4.3. Legislação

O impacto negativo que as lamas podem apresentar, se não forem bem geridas, desencadeou o desenvolvimento de políticas. A legislação nacional atualmente em vigor, no âmbito da gestão das lamas de ETAR, integra os seguintes documentos legislativos: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro para a deposição das lamas em solos agrícolas e decreto-lei n.º 183/2009 de 10 de agosto para a deposição de resíduos em aterro.

A entrada em vigor do decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro criou novos condicionamentos e alterou procedimentos, nomeadamente ao nível da necessidade de tratamento e armazenamento de lamas, e de um Plano de Gestão de Lamas (PGL) que visam a proteção do meio ambiente, alterando significativamente as regras para aplicação das lamas de ETAR na agricultura. O PGL deve evidenciar a aptidão dos solos para a valorização agrícola de lamas, demonstrando que a mesma é compatível com os objetivos definidos no decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro e deve ainda, prever destinos alternativos adequados quando não seja possível a valorização agrícola da totalidade das lamas.

A grande motivação do decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro reside na *“necessidade de regular a utilização agrícola das lamas de depuração, congregando dois objetivos ambientais primordiais: a credibilização da operação de valorização de resíduos e a proteção do ambiente e da saúde pública”*. Neste diploma legal constam requisitos de qualidade das lamas, análises obrigatórias, número mínimo de análises de qualidade a realizar e novas restrições de uso.

A gestão das lamas é obrigatória e deve seguir um conjunto de requisitos apresentados pela legislação atualmente em vigor. As quantidades máximas de aplicação de compostos de lamas são limitadas em função dos valores limite de concentração de metais pesados nos solos (Quadro 4.1) e nas lamas (Quadro 4.2), pelas quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados (Quadro 4.3), bem como pela concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura (Quadro 4.4) e pelos valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura (Quadro 4.5).

Quadro 4.1. Valores limite de concentração de metais pesados nos solos em função do seu pH.

Parâmetro	Concentração (mg kg ⁻¹ de MS)						
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mg	Cr
pH ≤ 5,5	1	50	30	50	150	1	50
5,5 < pH ≤ 7	3	100	75	300	300	1,5	200
pH > 7 *	4	200	110	450	450	2	300

* Aplicável a solos onde se efetuam culturas com fins comerciais e destinadas unicamente ao consumo animal.

Fonte: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro

Quadro 4.2. Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mg	Cr
Valor limite (mg kg ⁻¹ de MS)	20	1000	300	750	2500	16	1000

Fonte: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro

Quadro 4.3. Valores limite para as quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidas nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mg	Cr
Valor limite (kg/ha/ano)	0,15	12	3	15	30	0,1	4,5

Fonte: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro

Quadro 4.4. Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura (aplicável no caso de a CCDR, a ARH e, ou, a DRAP exigir).

Compostos orgânicos	Valor limite (MS) (mg kg ⁻¹)
LAS (alquilo benzonossulfonatos lineares)	5000
NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados)	450
PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)	6
PCB (compostos bifenilos policlorados)	0,8
PCDD (policlorobenzodioxinas)	100 ng TEQ/kg
PCDF (furanos)	100 ng TEQ/kg

Fonte: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro

Quadro 4.5. Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura.

Microrganismos	Valor limite
<i>Escherichia coli</i>	< 1000 células/g de matéria fresca
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente em 50g de material original

Fonte: decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro

Consta no decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro a obrigatoriedade de realização de análises às lamas e aos solos, preferencialmente realizadas por laboratórios acreditados para o efeito no âmbito do Sistema Português da Qualidade.

As lamas devem ser analisadas aos parâmetros: matéria seca, matéria orgânica, pH, macronutrientes (azoto total, nítrico e amoniacal, fósforo total, potássio total, magnésio total e cálcio total), metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio) e microrganismos patogénicos (*Escherichia coli* e *Salmonella spp*). Se a produção anual de lamas for inferior a 250 toneladas de MS, o número mínimo de análises às lamas por ano aos parâmetros agronómicos, metais pesados e microrganismos patogénicos é de duas vezes. Por sua vez, se a produção anual de lamas compreender valores entre 250 e 5000 toneladas de MS, o número mínimo de análises por ano aos parâmetros agronómicos, metais pesados e patogénicos é de quatro e se a produção anual de lamas for superior a 5000 toneladas de MS é necessário realizar no mínimo seis análises anuais dos parâmetros salientados.

Os solos devem ser analisados relativamente aos parâmetros: pH, macronutrientes (azoto e fósforo) e metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio). Cada análise deve ser representativa de uma zona homogénea de área inferior a 5ha. Deve efetuar-se uma análise aos parâmetros agronómicos e metais pesados antes de serem aplicadas as lamas pela primeira vez no solo e posteriormente deve ser realizada, no mínimo, uma análise por cada período de três anos consecutivos aos parâmetros agronómicos e no mínimo, uma análise por cada período de cinco anos consecutivos aos metais pesados.

5. COMPOSTAGEM

5.1. Enquadramento

A compostagem é um processo de decomposição biológica e de estabilização. Os microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetas), em condições de aerobiose, decompõem o material orgânico, emitindo dióxido de carbono (CO_2), água e calor (Godinho, 2009; Brito, 2011) (Fig. 5.1). Após humificação, resulta um produto (composto) estabilizado, homogêneo, higienizado e sem substâncias fitotóxicas ou moléculas orgânicas que prejudiquem a qualidade do solo. O composto pode ser armazenado e utilizado na preparação de corretivos orgânicos do solo e de substratos agrícolas, com vantagens agronômicas e ambientais (Brito, 2011).

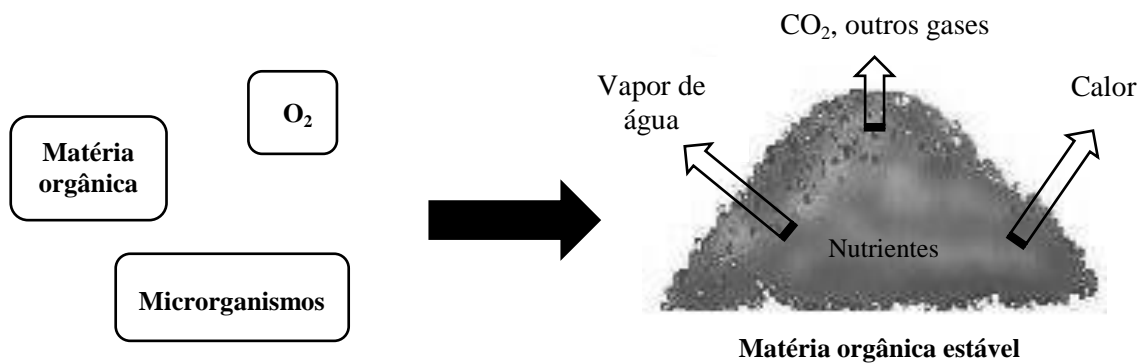


Figura 5.1. Simplificação do processo de compostagem (adaptado de Godinho, 2009; Brito, 2011).

Para que os microrganismos atuem de forma otimizada é necessário controlar um conjunto de fatores, tais como temperatura, humidade, arejamento, pH, tipo de compostos orgânicos existentes e de nutrientes disponíveis, pois os microrganismos utilizam essa MO como alimento. Se os fatores anteriormente referidos se mantiverem ideais para a atividade microbiana, o processo de compostagem será acelerado, caso contrário poderá ser mais demorado (Oliveira et al., 2004).

Devido aos processos metabólicos e às reações químicas externas que ocorrem, produzem-se temperaturas elevadas, que segundo Godinho (2009) podem atingir os 80°C ou mesmo temperaturas superiores no interior da pilha de compostagem. No entanto é conveniente impedir que a temperatura da pilha ultrapasse os 65°C , porque os microrganismos benéficos são maioritariamente eliminados (Brito et al., 2009a).

As condições ótimas para a compostagem referem-se a um teor de humidade de aproximadamente 50%, uma razão C/N de cerca de 25 a 30 e uma temperatura de cerca de 55°C (Carvalho, 2010).

O processo de compostagem apresenta essencialmente três grandes propósitos (Brito, 2003; Soliva e Huerta, 2004):

- converter material orgânico (inadequado para incorporar no solo) num material admissível (composto) que permita manter a fertilidade dos solos e produzir culturas de qualidade;
- destruir a viabilidade das sementes de infestantes assim como de microrganismos patogénicos;
- reduzir e estabilizar a matéria orgânica que se destina ao aterro sanitário.

Se a compostagem não for realizada corretamente pode também apresentar algumas desvantagens, tais como (Beffa, 2002):

- produção de odores desagradáveis (reclamação mais comum sobre as instalações de compostagem);
- proliferação e dispersão de microrganismos potencialmente patogénicos;
- poluição do solo, se o teor de metais pesados do composto for muito alto;
- poluição das águas subterrâneas e superficiais se a compostagem for realizada num local impróprio ou se as águas lixiviadas não forem recolhidas.

A compostagem e o uso do composto na agricultura não é apenas um meio eficaz de reciclagem, mas ao mesmo tempo diminui a nossa dependência de fertilizantes minerais para a produção das culturas agrícolas (Gouin, 1993).

5.2. Processo microbiológico

O processo de compostagem envolve uma complexa destruição da MO pela ação de diferentes espécies de microrganismos. Os microrganismos que se podem encontrar neste processo de tratamento pertencem ao grupo protista e são bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários e vírus (Fernandes, 1999). As bactérias, os fungos e os actinomicetes desempenham um papel primordial, uma vez que estes são particularmente ativos na degradação de moléculas orgânicas insolúveis de elevado peso molecular (exemplo, celulose, proteínas, ceras, entre outros) (Fernandes, 1999; Sweeten e Auvermann, 2008).

A descrição dos microrganismos que participam no processo de compostagem é complexa, uma vez que a comunidade microbiana muda continuamente em função da evolução da temperatura, disponibilidade de nutrientes e água, concentração de oxigênio e pH (Beffa, 2002).

Com a evolução da compostagem, principalmente durante a fase de maturação, formam-se ácidos húmicos que contribuem para a obtenção de um composto final estável (Carvalho, 2010). As alterações, durante a compostagem resultam da atividade metabólica dos microrganismos envolvidos (Zubillaga e Lavado, 2003). É nas lamas de ETAR que estes microrganismos podem ser encontrados com maior predominância, uma vez que estes ocorrem geralmente em fezes do Homem e dos animais. O calor gerado pela atividade da população microbiana pode desinfetar as lamas de ETAR desde que as suas condições favoreçam a atividade microbiana (Mena et al., 2003). Alguns problemas que possam surgir com a utilização deste tipo de resíduos (odor, presença de microrganismos patogênicos, compostos orgânicos indesejáveis, etc.) podem ser atenuados com a compostagem.

Nakasaki et al. (1985a) e Nakasaki et al. (1985b) ao estudarem a mudança do número de microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetes) durante a compostagem de lamas de ETAR concluíram que a taxa de reação de compostagem, medida através da taxa de evolução de CO₂, está relacionada com a sucessão microbiana.

5.3. Fatores que interferem no processo de compostagem

5.3.1. Características dos resíduos sólidos

A primeira etapa a realizar antes de iniciar qualquer projeto/estudo no âmbito do tratamento de resíduos sólidos e que é de extrema importância, consiste na realização de uma avaliação quantitativa e qualitativa aos resíduos sólidos a compostar, para assim se estruturar melhor as pilhas de compostagem. Para isso deve-se ter atenção ao tipo de materiais a compostar, uma vez que há materiais que não são biodegradáveis e outros que podem eventualmente prejudicar o processo de compostagem e conseqüentemente a qualidade do composto final. Os materiais vegetais frescos e verdes tendem a ser mais ricos em azoto, do que os materiais secos e castanhos que são mais ricos em matéria carbonácea (Brito, 2003). Estrumes de animais, urinas, solo, restos vegetais, hortícolas, ervas, restos de comida de cozinha, cereais (grãos) são alguns exemplos de resíduos

sólidos designados por verdes. Cascas de árvores, aparas de madeira, serrim, podas de jardins, agulhas de árvores, folhas secas de árvores, feno e palha, são alguns materiais mais ricos em carbono (C) e pobres em azoto (N), por isso estes pertencem aos resíduos sólidos designados por castanhos (Brito, 2003; Santos et al., 2006). Há um grande número de resíduos que não devem entrar na mistura de materiais a compostar, uma vez que prejudicam o processo de degradação biológica, tais como, matérias inorgânicas como vidros, plásticos, metais, tintas, óleos, pedras. Também não devem fazer parte da mistura de materiais a compostar substâncias orgânicas (quando em excesso) como gorduras (porque libertam ácidos gordos de cadeia curta), ossos inteiros (com uma reduzida superfície específica), carne (porque atraem animais), quantidades de papel superiores a 10%, papel encerado e de cor (porque apresentam na sua constituição metais pesados), etc. (Brito, 2003; Santos et al., 2006).

Numa pilha de compostagem é usual utilizar uma mistura de materiais verdes e castanhos, uma vez que os verdes aceleram o processo de degradação biológica porque sendo ricos em N são fundamentais para a biossíntese do protoplasma dos microrganismos e os castanhos porque fornecem o C e assim a energia para essa mesma biossíntese (Brito, 2003). Portanto, a natureza das lamas e o tipo de agente estruturante usado na compostagem irão influenciar a velocidade do processo de compostagem e a qualidade do composto final (Banegas et al., 2006).

No âmbito da caracterização dos resíduos sólidos a granulometria dos materiais a compostar é outro parâmetro a ter em consideração. A dimensão dos materiais a compostar interfere com a atividade dos microrganismos e com o tempo de compostagem. A dimensão das partículas deve variar entre 1,2 cm e 7,6 cm (Brito, 2003; Santos, 2006). Quanto menor o tamanho das partículas, maior a superfície específica e portanto mais fácil o ataque microbiano, pois o processo de decomposição inicia-se junto à superfície das partículas, onde existe oxigénio e humidade disponíveis. Em contrapartida, as partículas de dimensões demasiado reduzidas aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigénio (Brito, 2003). A dimensão ideal das partículas depende da sua composição, as partículas mais facilmente biodegradáveis podem apresentar uma dimensão maior, caso contrário devem ser menores (exceto se pretender que tenha um efeito estruturante). Partículas com granulometria pequena (exemplo, de <1,5 cm) permitem alcançar temperaturas elevadas e em consequência diminuir o tempo necessário para a compostagem, caso contrário, materiais com granulometria grande (exemplo, 15 cm) interferem na atividade microbiana,

não deixando que as temperaturas se elevem e como consequência o tempo de compostagem torna-se mais demorado (Cordeiro, 2010). Como as lamas de ETAR normalmente apresentam uma granulometria muito fina, seria muito difícil realizar o processo de compostagem apenas com este material, uma vez que haveria problemas inerentes à difusão do oxigênio no interior da massa em compostagem por falta de porosidade entre as partículas, razão que faz com que este material apresente um elevado índice de compactação (Díaz-Burgos et al., 1993).

A dimensão das partículas varia em função do sistema de compostagem. Uma pilha estática sem arejamento requer partículas maiores comparativamente a uma pilha estática com arejamento forçado.

Para compostar as lamas de ETAR é necessário o recurso a outro material, com caráter estruturante (tal como estilha, palha, restos vegetais, etc.), que funcione como um suporte que permita uma estrutura mais porosa à mistura e assim à circulação de oxigênio no interior da pilha de compostagem (Sanchez-Monedero et al., 2001; Iranzo et al., 2004).

Gea et al. (2006) realizaram um estudo cujo objetivo consistiu na determinação das condições ótimas para a compostagem de lamas, em termos de tamanho das partículas de agente estruturante. Concluíram que um tamanho de partículas reduzido de agente estruturante é preferido uma vez que registaram melhores resultados em termos de temperaturas de desinfecção quando o tamanho de partículas era mais pequeno. Acrescentam ainda que, pequenas partículas de agente estruturante criam uma verdadeira estrutura porosa que atua como difusor de oxigênio eficaz.

O agente estruturante é utilizado na compostagem das lamas, não só por estas apresentarem baixa porosidade, mas também pelo facto de estas se caracterizarem por um elevado teor de humidade (Soliva e Huerta, 2004; Banegas et al., 2006; Gea et al., 2006; Tao et al., 2011). O agente estruturante tem a capacidade de absorver a humidade excessiva presente nas lamas e fornecer um grau de arejamento adequado (Sanchez-Monedero et al., 2001; Gea et al., 2006).

Vários materiais têm sido propostos como possíveis agentes estruturantes. Entre estes, as aparas de madeira são um dos materiais mais utilizados para a compostagem de lamas. A estilha de madeira é considerada como um bom agente estruturante para a compostagem de lamas de ETAR e por isso tem sido utilizada em diversos estudos. Alternativas possíveis de agente estruturante incluem casca de arroz, palha de milho, palha, feno, entre outros

(Hay et al., 1988). Banegas et al. (2006) usou uma mistura de 1:1 e 1:3 de lamas:estilha (v/v) respetivamente, para comparar o desempenho do processo de compostagem de lamas provenientes de tratamentos aeróbios e anaeróbios de modo a estabelecer a relação mais adequada entre estes materiais. Ambas as proporções estudadas permitiram uma compostagem adequada, no entanto a proporção 1:1 foi considerada a mais adequada, por ser mais económica e ter menor efeito de diluição dos componentes nutricionais dos compostos. No caso de lamas mais problemáticas (apresentam na sua constituição elevadas quantidade de metais pesados), Banegas et al. (2006) recomendaram a proporção 1:3 devido ao efeito de diluição dos metais que são prejudiciais. Zubillaga e Lavado (2003) num estudo sobre índices de estabilidade de compostos de lamas utilizadas em diferentes proporções de lama e estilha de madeira (1:1, 1:2 e 2:1), verificaram que a proporção de agente estruturante não afetou significativamente as propriedades do composto. Gea et al. (2006), compostaram laboratorialmente dois tipos de lama, lamas não digeridas e lamas digeridas anaerobiamente com aparas de madeira, referindo que se verificou uma desinfeção completa das lamas por meio do processo de compostagem. Iranzo et al. (2004) estudaram as características físicas, químicas e biológicas das lamas com palha de arroz, uma vez que a palha de arroz apresenta características complementares às lamas. Verificaram que este tipo de agente estruturante é apropriado para ser usado na compostagem das lamas. Fang et al. (1999) na avaliação do efeito de cinzas de carvão nas transformações de nutrientes durante a compostagem de lamas, concluíram que a adição de cinzas não afetou significativamente as perdas de C (até uma dose de 25% de cinzas). Jouraiphy et al. (2005) compostaram lamas com resíduos verdes, conseguindo obter um composto perfeitamente higienizado. Os detritos de *Acacia dealbata* foram considerados um agente estruturante eficaz para a compostagem de lamas (Yañez et al., 2009). Segundo este autores um conjunto de parâmetros (temperatura, pH, MO, CO₂, O₂, razão C/N, N_{kj} e índices de maturação) foram influenciados pela quantidade de agente estruturante utilizado na compostagem de lamas com detritos de *Acacia dealbata*. Menores perdas de MO foram registadas quando as lamas foram compostadas com menor quantidade de *Acacia dealbata*.

5.3.2. Teor de humidade

Uma humidade adequada é essencial para a atividade microbiana (Fernandes e Silva, 1999). Um valor de humidade de 60% é frequentemente indicado para se iniciar a compostagem (Schöll et al., 2003). Sweeten e Auvermann (2008) salientaram que o teor de humidade ideal num processo de compostagem situa-se entre 40-60%. Assim, se uma pilha

de compostagem apresentar baixo teor de humidade, os materiais que a integram não serão decompostos eficientemente. Se, por exemplo, a precipitação for escassa ou a pilha de compostagem estiver em local fechado, a pilha terá de ser regada periodicamente de forma a permitir uma decomposição constante. Em contrapartida, uma humidade excessiva pode provocar condições de anaerobiose, sendo por isso necessário remover o excesso de humidade. Para isso, aconselha-se o revolvimento da pilha (Schöll et al., 2003).

Petric et al. (2009) referiram que a humidade contribui para a manutenção das temperaturas nas pilhas de compostagem, porque a humidade favorece a acumulação do calor e a sua retenção na pilha, para além de ser necessária para a atividade microbiana. Herbets et al. (2005) referem que a decomposição de MO no processo de compostagem é diretamente proporcional e dependente da quantidade de água presente, embora acima de 70% possa existir anaerobiose. Estes autores testaram três amostras idênticas com humidade variável (45%, 65% e 75%) e obtiveram um aumento na degradação do C orgânico total com a humidade próxima de 60%.

As lamas de ETAR são caracterizadas por um elevado teor de humidade (Díaz-Burgos et al., 1993). As lamas utilizadas no estudo de Banegas et al. (2006) apresentaram um teor de humidade superior a 83% (para lamas aeróbias), por essa mesma razão Iranzo et al. (2004) e Pinto (2008) reforçam a necessidade da mistura das lamas com materiais secos que absorvam o excesso de humidade das lamas para além de atuarem como agente estruturante.

Segundo Fernandes e Silva (1999) as lamas de ETAR antes de compostadas devem passar previamente por um processo de desidratação para eliminar o excesso de água. Assim Zubillaga e Lavado (2003) deixaram secar as lamas ao ar e só depois é que as misturaram com serradura de pinheiro, conseguindo desta forma obter um processo de compostagem eficaz.

5.3.3. Temperatura

A temperatura é simultaneamente uma consequência do processo de compostagem e um parâmetro de controlo (Gea et al., 2006; Tao et al., 2008), sendo considerada o principal indicador da atividade biológica durante o processo de compostagem (Quadro 5.1) (Beffa, 2002; Kantz et al., 2009). A temperatura que se faz sentir na massa de compostagem reflete a atividade microbiana. É também o principal fator que influencia a sobrevivência de microrganismos patogénicos presentes no composto (Beffa, 2002).

Quadro 5.1. Efeito da temperatura na atividade biológica durante o processo de compostagem.

Temperatura	Resultado
> 70°C	Morte dos microrganismos decompositores
55-70°C	Os microrganismos patogénicos são inibidos
50-60°C	Inibição das sementes
< 40°C	Compostagem ocorre lentamente

Fonte: Kantz et al., 2009

Assim que se misturam os materiais para a compostagem, a comunidade microbiana começa a sua atividade o que provoca um aumento da temperatura, desde que haja um meio adequado ao seu desenvolvimento (Carvalho, 2009), incluindo condições favoráveis de arejamento e humidade. 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 é eficaz para a eliminação dos microrganismos patogénicos (Nakasaki et al., 1985c).

No processo de compostagem pode distinguir-se dois períodos fundamentais, o primeiro inerente a uma compostagem ativa e o segundo inerente à fase de arrefecimento e maturação ou cura (Fig. 5.2) (Campos e Blundi, 1998; Carvalho, 2010). No primeiro período predomina uma atividade metabólica forte o que faz com que a temperatura inicialmente aumente (inclui uma fase mesófila e uma termófila). Este período é caracterizado pelo aumento da população de bactérias e de fungos (Herbets et al., 2005). Posteriormente, a atividade diminui, o que conduz a uma diminuição da temperatura. Neste período o material torna-se estável, escuro, amorfo, com aspeto de húmus e um cheiro a terra (Brito, 2003).

A classificação em mesófilo e termófilo está associada à gama de temperaturas em que se processa o metabolismo dos microrganismos. Assim os microrganismos que têm a capacidade de se desenvolverem entre os 20 e 40°C são classificados como mesófilos e os que se conseguem desenvolver entre os 45°C e 70°C denominam-se por termófilos (Fernandes e Souza, 2001).

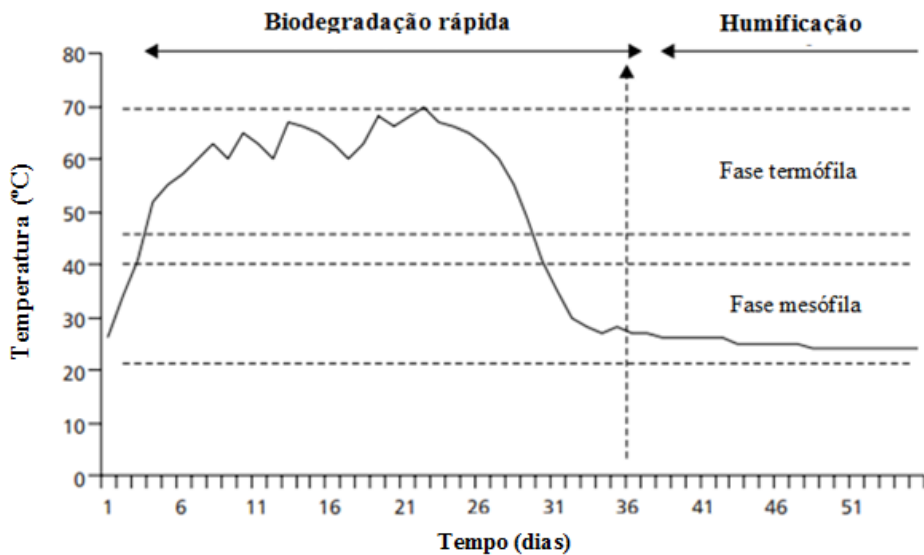


Figura 5.2. Fases do processo de compostagem em função da temperatura (Fernandes e Souza, 2001).

A produção de calor no interior de uma pilha de compostagem depende da velocidade a que os microrganismos crescem e atuam, e esta depende do arejamento, do teor de humidade, da razão C/N da biomassa e do sistema de compostagem utilizado (Tchobanoglous et al., 2003). Por outro lado, a dissipação do calor do interior da pilha de compostagem depende da superfície específica das pilhas, e portanto, da sua dimensão (Brito et al, 2008). Contudo, quanto maior a dimensão de uma pilha de compostagem, maior o número de locais no interior com anaerobiose e, por isso, a dimensão da pilha de compostagem influencia o tipo de microrganismos que se desenvolvem, a temperatura e o tipo de emissões que se produzem (Brito et al., 2012).

No interior de uma pilha de compostagem as temperaturas apresentam valores mais elevados. Assim, o perfil típico de temperaturas numa pilha de compostagem é geralmente decrescente do interior para o exterior (Fernandes, 1999).

Banegas et al. (2006), numa fase inicial da compostagem registaram em pilhas compostas por lamas aeróbias ou anaeróbias e estilha de madeira na razão 1:1 e 1:3 em volume respetivamente, temperaturas entre 20-30°C (fase mesófila) e após 8-10 dias de compostagem a temperatura aumentou para 43-46°C (início da fase termófila). Após 20 dias de compostagem as temperaturas apresentaram valores entre 57-61°C (com a exceção da pilha com a proporção 1:1 de lamas anaeróbias e estilha de madeira respetivamente). Ao fim de mês e meio a temperatura diminui gradualmente até atingir a temperatura ambiente. A temperatura registada nas pilhas estudadas por Zubillaga e Lavado (2003) (lama e estilha de madeira na proporção de 1:1, 1:2, e 1:3) variaram entre 20°C e 58°C no interior das

pilhas, sendo o padrão de temperatura semelhante em todas as pilhas estudadas. Neste estudo, a fase termófila iniciou uma semana após o início do processo de compostagem e durou 10 dias. A temperatura diminuiu lentamente, e três meses depois estabilizou a 27°C. Noutro estudo, com o intuito de acompanhar as mudanças no teor de nutrientes, metais pesados, microrganismos patogênicos e MO durante a compostagem de lamas de ETAR (ETAR de Múrcia) com aparas de madeira, na razão 3:1 (Mena et al., 2003), a fase termófila foi alcançada logo no terceiro dia de compostagem, registrando-se temperaturas de 65°C por um período de tempo suficiente para assegurar a higienização do composto.

Iranzo et al. (2004) avaliaram a influência da temperatura sobre a presença de microrganismos patogênicos durante a compostagem de lamas e palha de arroz e concluíram que a *Salmonella spp.*, *Streptococci* e bactérias entéricas não foram eliminadas a 43°C durante 72 horas, já o foram com uma temperatura de 62°C durante 48 horas.

Nakasaki et al. (1985c) estudaram a uma escala piloto o efeito da temperatura constante (50°C, 60°C e 70°C) na compostagem de lamas de ETAR, através do controlo da taxa de fluxo de ar, e sugeriram que a temperatura ótima para a compostagem de lamas é 60°C, porque a degradação da MO das lamas, avaliada com base na taxa de evolução de CO₂ foi superior a 60°C, independentemente da adição de agente estruturante. McKinley e Vestal (1984) afirmaram que a atividade microbiana em compostagem de lamas municipais é máxima a uma temperatura não superior a 55°C.

5.3.4. pH e condutividade elétrica

O valor de pH e a CE são dois parâmetros que devem ser considerados quando o material é para ser usado como corretivo orgânico do solo, uma vez que o material que se incorpora no solo vai influenciar as suas propriedades físicas e químicas e a sua atividade microbiológica (Banegas et al., 2006).

Um valor elevado pH, superior a 8, durante o processo de compostagem é prejudicial porque pode provocar o aumento das perdas de N na forma de amoníaco (NH₃) por volatilização (Herbets et al., 2005; Brito et al., 2009a). De acordo com Tchobanoglous et al. (2003), para minimizar estas perdas o pH não deveria exceder o valor de 8,5. Durante a fase inicial de degradação da MO são produzidos ácidos orgânicos que diminuem o pH. O composto final é normalmente alcalino (com pH entre 7,1 e 7,5) (Bass et al., 1992). Como o pH das lamas resultante do tratamento de águas residuais é próximo de 7 (Fang et al., 1999; Iranzo et al., 2004; Banegas et al., 2006; Gea et al., 2006), o processo de

compostagem desenvolve-se bem, pois valores de pH muito baixos ou muito altos reduzem ou até inibem a atividade microbiana (Fernandes e Silva, 1999). É na gama dos valores de pH próximos do neutro que a maioria das bactérias obtém maiores taxas de atividade (Carvalho, 2010). Sundberg et al. (2004) sugerem o pH como um parâmetro utilizado para estudar a evolução da compostagem, pois mediante o comportamento do pH, pode-se obter uma medida indireta do controlo do arejamento da mistura, uma vez que quando na pilha de compostagem se criam condições de anaerobiose, libertam-se ácidos orgânicos que provocam a descida do pH. Sendo assim, uma compostagem com arejamento adequado conduz a produtos finais com um pH entre 7 e 8, valores mais baixos indicam anaerobiose e como tal, falta de maturação do composto (Suler e Finstein, 1997).

A evolução do pH ao longo do tempo de compostagem tem sido bem descrita na literatura. Banegas et al. (2006) na compostagem de lamas de ETAR (aeróbias e anaeróbias) e estilha de madeira na proporção 1:1 registaram uma diminuição significativa do pH. Inicialmente as pilhas de compostagem apresentaram um pH próximo de 7,5 e 7,1 para lamas aeróbias e anaeróbias respetivamente, e após 90 dias de compostagem o pH atingiu valores de aproximadamente 6,6 (lamas aeróbias) e 6,4 (lamas anaeróbias). Zubillaga e Lavado (2003) observaram que todos os valores de pH foram próximos do neutro, não se verificando qualquer diferença significativa ($P < 0,05$) entre as três pilhas de compostagem estudadas de lama e estilha de madeira na proporção de 1:1, 1:2, e 1:3. Fang et al. (1999) verificaram com a adição de cinzas à massa de compostagem que o pH aumentou em todos os tratamentos (devido à elevada alcalinidade das cinzas) e depois diminuiu gradualmente com o decorrer do tempo de compostagem. Guoxue et al. (2001), também compostaram lamas e serradura a fim de identificar os parâmetros que podem ser usados como indicadores de maturação de composto. O pH dos extratos aumentou ligeiramente durante os primeiros 21 dias de compostagem até um valor de 7,9. Isto pode estar relacionado com a degradação da MO que liberta amónia (apresenta um efeito alcalino). No final do processo de compostagem (100 dias após o início da compostagem) o pH apresentou um valor de 6,9.

A CE é de grande importância sob o ponto de vista agrícola, já que pode ser um fator limitante no crescimento das plantas e principalmente na germinação de sementes e no crescimento das plantas jovens (Banegas et al., 2006). A CE tende geralmente a aumentar durante o processo de compostagem devido à mineralização da MO que produz um aumento da concentração de sais minerais. No entanto, pode ocorrer um decréscimo da CE

durante o processo devido à lixiviação de sais da massa de compostagem, provocada por um excesso de humidade (Carvalho, 2009). Banegas et al. (2006) concluíram sobre os dados obtidos na compostagem de lama aeróbias e estilha na proporção de 1:1 e 1:3 respetivamente, que os valores de CE diminuíram com o aumento da quantidade de agente estruturante, porque a salinidade deste era inferior à das lamas. No entanto a CE aumentou significativamente ao longo do tempo de compostagem de valores iniciais de 2,0 e 1,2 dS m⁻¹ até valores finais de 3,2 e 2,2 dS m⁻¹ para a proporção de 1:1 e 1:3 respetivamente. De igual modo, Mena et al. (2003) registaram um aumento da CE durante a compostagem de lamas e aparas de madeira na razão 3:1 de um valor inicial de 1,16 dS m⁻¹ para um valor no composto final de 2,23 dS m⁻¹. A CE, no estudo de Guoxue et al. (2001), aumentou ligeiramente de 0,90 dS m⁻¹ até valores de 1,63 dS m⁻¹ em 100 dias de compostagem devido, provavelmente à degradação da MO.

5.3.5. Arejamento

O processo de compostagem é considerado pela maioria dos autores como um processo aeróbio. No entanto, podem sempre existir focos de anaerobiose no interior da pilha de compostagem (Carvalho, 2010). Este processo de degradação da MO ocorre de forma mais acelerada em comparação com os processos anaeróbios, atingindo temperaturas muito mais elevadas, necessárias para a destruição de microrganismos patogénicos. Por outro lado, na presença de oxigénio, os produtos resultantes da degradação podem ser completamente oxidados, minimizando-se, assim, a libertação de odores mais ofensivos (Carvalho, 2010).

Para que o processo de compostagem decorra de forma eficaz, o oxigénio atmosférico tem de estar presente no mínimo em 5% ou mais em volume (Sweeten e Auvermann, 2008). Abaixo de 3-5% criam-se condições de anaerobiose (Brito, 2003). O oxigénio deve ser fornecido para compensar a quantidade de oxigénio utilizada pelos microrganismos que degradam a MO (Beffa, 2002). O arejamento tem como finalidade controlar a temperatura, diminuir a humidade, evitar a compactação do substrato e conseqüentemente fazer uma eficiente distribuição do ar (Gil et al., 2007; Gómes-Brandóm et al., 2008; Carvalho, 2010). O arejamento irá afetar todos os outros parâmetros que caracterizam o processo (Coccello, 2009).

5.3.6. Matéria orgânica

A MO tem tendência a diminuir ao longo do processo de compostagem. Banegas et al. (2006) observaram na compostagem de lamas (aeróbias e anaeróbias) e estilha de madeira,

que a MO da pilha diminui gradualmente durante a compostagem devido ao processo de mineralização. As lamas anaeróbias revelaram uma taxa de mineralização mais lenta do que as lamas aeróbias. Tal facto pode ser justificado pela maior estabilidade que a natureza das lamas anaeróbias apresentam, ou seja, estas apresentam uma concentração mais baixa de compostos facilmente biodegradáveis. De igual modo, Mena et al. (2003) observaram na compostagem de lama de ETAR e aparas de madeira na razão 3:1 uma diminuição do teor de MO devido ao ataque microbiano às substâncias orgânicas. Fang et al. (1999) calcularam as perdas de MO em pilhas constituídas por lamas de ETAR anaeróbias e serradura de madeira na razão 2:1 (v/v) com diferentes percentagens de cinzas (0%, 10%, 20% e 35%). As perdas de MO aumentaram numa fase inicial da compostagem e após dois meses de compostagem as perdas nivelaram-se, o que coincidia com o início da fase de maturação. O conteúdo de C orgânico total também diminuiu com o tempo de compostagem para todos os tratamentos. Cerca de 20% do C orgânico total foi convertido em CO₂, o que segundo Fang et al. (1999) era baixo. Tal facto pode ser justificado pelo facto de neste estudo se terem utilizado lamas submetidas a digestão anaeróbia e portanto, continha pouca MO biodegradável. De uma forma geral, os autores verificaram uma queda acentuada no C orgânico total solúvel em água para os primeiros 21 dias para todos os tratamentos. A adição de cinzas também causou uma redução inicial de C orgânico solúvel, especialmente com a adição de 35% de cinzas.

5.3.7. Razão C/N

Os microrganismos necessitam de uma variedade de nutrientes para a sua atividade, como C, N, P e o K. No entanto, os nutrientes mais importantes no processo de compostagem são os dois primeiros. O C é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia e o N é indispensável à síntese celular (Brito, 2003). À medida que decorre a decomposição da MO, a disponibilidade de C vai diminuindo, devido à conversão do C orgânico a CO₂, ao mesmo tempo que uma parte do N também pode ser perdida por volatilização do NH₃ e por lixiviação e desnitrificação dos nitratos (Beffa, 2002; Brito, 2003). O C é perdido mais rapidamente que o N e, por isso, a razão C/N diminui durante a compostagem.

Vários autores (Guoxue et al., 2001; Beffa, 2002; Brito, 2003) referem que a razão C/N (peso em peso) frequentemente considerada como sendo a ideal para decorrer o processo de compostagem é de 30. Para razões C/N inferiores, o N ficará em excesso e poderá ser perdido como NH₃ causando odores desagradáveis. Para razões C/N mais elevadas a falta

de N irá limitar o crescimento microbiano e o C não será todo degradado conduzindo que a temperatura não aumente, logo o processo de compostagem ocorrerá mais lentamente (Brito, 2003).

As lamas de ETAR são resíduos ricos em N, logo necessitam de resíduos complementares ricos em C e pobres em N, para que a mistura apresente uma razão C/N próxima de 30. Segundo Fernandes e Silva (1999) e Fernandes e Souza (2001) as lamas apresentam uma razão C/N entre 5 e 11 (Fernandes e Silva, 1999; Fernandes e Souza, 2001). Zubillaga e Lavado (2003) observaram em três pilhas de compostagem com proporções de lama: estilha de 1:1 (pilha A), 1:2 (pilha B) e 1:3 (pilha C) em volume que o C total e o N total diminuiriam significativamente ($P < 0,05$), atingindo uma estabilidade dois meses após o início do processo de compostagem. As maiores reduções no valor da razão C/N foram encontradas na pilha A. A razão C/N mostrou grandes variações durante a compostagem. Inicialmente era de 15, 10 e 11 para pilha A, B e C respectivamente, mas no final não diferiu da razão C/N inicial. Iranzo et al. (2004) a fim de otimizar a razão C/N da mistura de lamas e palha de arroz durante a compostagem, estudaram misturas de materiais com três valores diferentes de razão C/N (17, 24 e 40) para avaliar o efeito da razão C/N na atividade microbiana. A atividade respiratória dos microrganismos foi determinada por medição do consumo de oxigênio. É de ressaltar que todas as misturas de materiais apresentaram maior atividade microbiana do que nas lamas. As misturas de materiais com razão C/N mais baixas podem exigir um consumo mais acelerado de oxigênio do que outras misturas com elevada razão C/N, uma vez que a maior disponibilidade de N poderá acelerar o crescimento microbiano. A pilha de compostagem estudada por Guoxue et al. (2001), constituída por lamas e serradura de madeira, apresentou inicialmente um razão C/N de 32 e ao fim de 100 dias de compostagem a razão C/N diminuiu para 21.

A razão C/N é um índice adequado para avaliar a maturação do composto, no entanto os resultados variam muito consoante o material em questão, e em particular em função da razão C/N inicial (Guoxue et al., 2001). Por esta razão, a razão C/N não deverá ser usada como indicador absoluto para avaliar a maturação do composto uma vez que as lamas de ETAR apresentam uma razão C/N baixa e esta poderia aumentar se as perdas de N fossem superiores às de C.

5.3.8. Azoto amoniacal e azoto nítrico

Condições de temperatura elevada e elevadas concentrações de CO_2 inibem a atividade das bactérias nitrificantes durante a fase termófila da compostagem (Brito et al, 2008). Vários autores (Fang et al., 1999; Banegas et al., 2006; Brito et al., 2008; Guoxue et al., 2001) verificaram um decréscimo da concentração de azoto amoniacal (N-NH_4^+) e um aumento do azoto nítrico (N-NO_3^-) ao longo do tempo de compostagem. O teor de N-NO_3^- no interior das pilhas é muito baixo durante a fase inicial da compostagem, aumentando após a fase termófila. Banegas et al. (2006) justificam este fenómeno com a estimulação do processo de nitrificação que ocorre principalmente na fase de maturação do composto de compostagem.

Brito et al. (2008) estudaram a evolução do N-NH_4^+ e N-NO_3^- em pilhas estáticas e revolvidas, com a fração sólida do chorume. Na primeira semana de compostagem, observaram um aumento do N-NH_4^+ , diminuindo a partir de então até ao final do processo. Por sua vez verificaram um aumento de N-NO_3^- quando as concentrações de N-NH_4^+ eram muito reduzidas (aproximadamente a partir do 56º dia de compostagem). Este facto foi verificado tanto para as pilhas revolvidas como para as estáticas, no entanto, nas pilhas estáticas obtiveram-se maiores concentrações de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- .

O teor de N está condicionado não só pela quantidade de N total e a sua taxa de mineralização, mas também pelas perdas deste elemento. Banegas et al. (2006) estudaram a evolução do teor de N em quatro pilhas de compostagem constituídas por: lama aeróbia e estilha na razão 1:1 (pilha A), lama aeróbia e estilha na razão 1:3 (pilha B), lama anaeróbia e estilha na razão 1:1 (pilha C) e lama anaeróbia e estilha na razão 1:3 (pilha D). Concluíram que o teor de N na massa de compostagem manteve-se constante durante o processo ou mesmo aumentando em alguns compostos (A e C) até ao final do processo. Já as concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- apresentaram valores com tendências esperadas (decréscimo do N-NH_4^+ e um aumento do N-NO_3^- após a fase termófila). As concentrações de N-NH_4^+ inicialmente apresentaram valores de 712 mg kg^{-1} , 638 mg kg^{-1} , 1256 mg kg^{-1} e 610 mg kg^{-1} e ao fim de 90 dias de compostagem eram de 180 mg kg^{-1} , 26 mg kg^{-1} , 970 mg kg^{-1} e 334 mg kg^{-1} para A, B, C e D respetivamente. Já as concentrações de N-NO_3^- numa fase inicial eram quase nulas e no final do processo de compostagem eram de 246 mg kg^{-1} , 135 mg kg^{-1} , 193 mg kg^{-1} e 123 mg kg^{-1} para as pilhas A, B, C e D respetivamente. A mesma tendência foi observada por Guoxue et al. (2001) na compostagem de lamas, dejetos de suínos e serradura, onde teor de N-NH_4^+ diminuiu durante o processo de

compostagem até 172 mg kg^{-1} e o N-NO_3^- apresentou tendência contrária, aumentou de 4 mg kg^{-1} a 157 mg kg^{-1} (em 100 dias de compostagem). Nakasaki et al. (2001) com o objetivo de avaliar o efeito do material estruturante sobre as emissões de NH_3 , compostaram lamas com diferentes materiais (serradura, perlite e carvão ativado). Verificaram que a serradura era o agente estruturante mais eficaz na redução das emissões de NH_3 . Referiram ainda que, quanto maior a proporção de agente estruturante, mais eficaz a redução das emissões de NH_3 .

5.3.9. Nutrientes minerais: fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro

O composto final resultante do processo biológico de tratamento de resíduos sólidos orgânicos pelo método de compostagem é rico em nutrientes importantes para a fertilidade do solo (Kosobucki et al., 2000; Costa e Ferreira, 2002), pois o P, K e outros elementos minerais são retidos no material compostado (Sweeten e Auvermann, 2008). Mota et al. (2002) verificaram um aumento do teor de P com o decorrer do tempo de compostagem, numa pilha com 30% de serradura e 70% de resíduo orgânico urbano. Mena et al. (2003) estudaram a evolução do teor de alguns macronutrientes durante processo de compostagem numa pilha constituída por lamas e aparas de madeira na razão 3:1 em volume. A mistura inicial continha 117 g N kg^{-1} , $3568 \text{ mg P kg}^{-1}$ e $1950 \text{ mg K kg}^{-1}$ e no final do processo de compostagem o composto apresentou valores superiores (141 g N kg^{-1} , $4446 \text{ mg P kg}^{-1}$ e $2380 \text{ mg K kg}^{-1}$).

5.3.10. Metais pesados

Compostar as lamas com resíduos de madeira é uma forma de diluir a concentração de metais pesados (Gomez, 1998; Banegas et al., 2006). Um excesso de metais pesados pode apresentar um efeito negativo sobre a atividade microbiana e evitar a higienização adequada da pilha de compostagem. Os níveis de metais pesados tendem a aumentar com a compostagem, devido às perdas de peso resultante da mineralização da MO (Mena et al., 2003).

5.3.11. Odores

Um dos problemas da compostagem de lamas é a presença de odores que são libertados com maior intensidade. Embora existam vários métodos para a redução de odores (exemplo, utilização de biofiltros), estes sistemas não são na sua totalidade eficazes, apenas minimizam os odores mas não os eliminam na sua totalidade.

Excesso de humidade, falta de porosidade, tamanho excessivo da pilha de compostagem e rápida degradação do substrato, podem criar condições de anaerobiose no interior da pilha de compostagem (Brito, 2003). Em condições de anaerobiose à formação de determinados compostos responsáveis pelos maus odores sentidos nas imediações do sistema, designadamente, ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular (acético, propiónico, butírico), compostos de enxofre, como o ácido sulfúrico, compostos aromáticos, e aminas (Brito, 2003; Carvalho, 2010). No entanto, o NH_3 é o composto que mais contribui para os odores desagradáveis, quer em aerobiose quer em anaerobiose (Brito, 2003).

Quando a maturação ótima é obtida, os odores desagradáveis não deverão estar presentes, assim como, não devem aparecer quando se revolve as massas compostadas (Jiménez e Garcia, 1989).

5.4. Sistemas de compostagem

Na necessidade de se controlar o processo de compostagem, com a finalidade de obter um composto final com qualidade, a compostagem é realizada recorrendo ao uso de diversos equipamentos. Desta forma, os sistemas de compostagem dividem-se em dois grupos: sistemas abertos e sistemas fechados (Brito, 2003; Godinho, 2009; Carvalho, 2010).

O principal objetivo dos sistemas fechados (ou *in-vessel*) assenta numa decomposição controlada e rápida da MO. Neste tipo de sistemas, a decomposição ocorre sempre com teores elevados de oxigénio porque o ar é fornecido através de ventilação forçada (Godinho, 2009). Neste sistema os resíduos orgânicos são colocados num sistema fechado o que permite o controlo de vários parâmetros durante o processo de compostagem (Fernandes e Souza, 2001) como a temperatura, oxigenação, humidade e o teor de nutrientes (quando necessário) (Fernandes, 1999).

Os sistemas abertos são sistemas onde não há recursos a nenhum reator (Carvalho, 2009; Godinho, 2009). Este tipo de sistema pode ser subdividido em pilhas estáticas, pilhas estáticas com arejamento e pilhas revolvidas (*windrow*) (Brito, 2003). No sistema de pilhas estáticas com arejamento a mistura a compostar é colocado num local sobre uma tubulação perfurada que provoca a insuflação ou sucção do ar na massa da pilha de compostagem. Neste tipo de sistema não há revolvimento mecânico das pilhas de compostagem (Fernandes e Souza, 2001). Por sua vez no sistema *windrow* o arejamento é fornecido pelo revolvimento da massa da pilha de compostagem com equipamento apropriado para as

pilhas de compostagem, ou com uma pá frontal do trator, por exemplo, na compostagem agrícola.

No Quadro 5.2 apresenta-se esquematicamente as principais características dos tipos de sistemas supracitados.

Quadro 5.2. Características dos diversos sistemas de compostagem.

	Pilhas revolvidas (<i>windrow</i>)	Pilhas estáticas	Pilhas estáticas com arejamento	Sistema de reator (<i>in-vessel</i>)
Geral	Utilização de tecnologia para o revolvimento das pilhas	Baixa utilização de tecnologia	Baixa utilização de tecnologia	Sistemas em grande escala
Espaço	Exige muito espaço devido ao tamanho das pilhas e ao espaço necessário entre elas	Exige muito espaço	Exige muito espaço	Exige pouco espaço
Investimentos /Custos	Elevado (custos de investimento e manutenção de equipamentos, consumos de energia e necessidade de mão de obra consideráveis)	Reduzido (Exige menos capital devido ao reduzido equipamento utilizado no processo)	Pouco elevado (Necessidade de investimento nos sistemas de arejamento forçado e ventilação)	Muito elevado (Os reatores são dispendiosos; Exige assistência técnica especializada)
Controlo de Odores	Dificuldade (aquando do revolvimento das leiras)	Moderada (A emissão de odores aumenta com a largura da pilha)	Controlo facilitado (Por isolamento da pilha ou filtração do ar)	Maior controlo
Degradação ativa	21-40 dias	6-24 meses	21-40 dias	21-35 dias
Maturação	>30 dias	Não aplicável	>30 dias	>30 dias
Dimensões (altura; largura ; comprimento)	1-2,8 m; 3-6 m; Variável	1-4 m; 3-7 m; Variável	3-4,5 m; Variável; Variável	Variável; Variável; Variável
Outras características	Simplicidade de operação; Necessidade de proteger o sistema das condições atmosféricas (dependendo dos materiais a compostar), nomeadamente precipitação e temperaturas baixas, recorrendo à cobertura/edificação do sistema.		É possível controlar as variações de temperatura devido à presença de ventiladores; Necessária uma monitorização cuidadosa ao processo	Controlo mais rigoroso de um conjunto de parâmetros do processo de compostagem; Inexistência de influência das condições atmosféricas no processo; Dependência dos sistemas mecânicos;

Fonte: Fernandes (1999); Brito (2003) e Carvalho (2010).

5.5.Utilização do composto nos solos

O documento Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilização do Composto (Anónimo, 2008) “estabelece classes de qualidade para o composto em função de alguns parâmetros e fixam critérios para a sua utilização, bem como as restrições julgadas convenientes para evitar efeitos indesejáveis para o solo, água, plantas, animais e seres

humanos, tendo em conta as classes definidas e o tipo de utilização.” Foi aprovado pela CANORMAS e pela CAGER e submetido à tutela tendo sido determinada a preparação de uma portaria conjunta do Ministérios da Economia e da Inovação (MEI), do Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e da Pesca (MADRP) e do Ministérios do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR).

Nem todos os resíduos podem ser utilizados para a produção de composto. No entanto, na listagem que este documento apresenta em anexo são incluídas as lamas do tratamento de águas residuais urbanas (19 08 05) e resíduos do processamento de madeira (03) como resíduos que podem ser utilizados para a produção de composto – matérias primas das pilhas em estudo.

A classificação do composto é baseada num conjunto de parâmetros químicos, físicos e biológicos (Quadro 5.3). Assim, é com base nos valores máximo admissíveis para os teores totais de metais pesados, matérias inertes antropogénicas, pedras e microrganismos patogénicos no composto que se estabeleceram três classes de qualidade, admitindo-se uma quarta (Classe IIA) de carácter provisório até futura revisão do documento.

Quadro 5.3. Valores máximos admissíveis para os teores “totais” de metais pesados, materiais inertes antropogénicos *, pedras de granulometria superior a 5mm no composto (valores reportados à matéria seca) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados a matéria fresca).

Parâmetro	Composto			
	Classe I	Classe II	Classe II A	Classe III
Cádmio (mg kg ⁻¹)	0,7	1,5	3	5,0
Chumbo (mg kg ⁻¹)	100	150	300	500
Cobre (mg kg ⁻¹)	100	200	400	600
Crómio (mg kg ⁻¹)	100	150	300	400
Mercúrio (mg kg ⁻¹)	0,7	1,5	3	5,0
Níquel (mg kg ⁻¹)	50	100	200	200
Zinco (mg kg ⁻¹)	200	500	1000	1500
Materiais inertes antropogénicos (%)	0,5	1,0	2,0	3,0
Pedras > 5mm (%)	5,0	5,0	5	-
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente em 25g	Ausente em 25g	Ausente em 25g	Ausente em 25g
<i>Escherichia coli</i> (NMP/g)	1000	1000	1000	1000

*Incluem vidro, metais e plásticos, cujas partículas apresentam uma granulometria superior a 2 mm.

Nota: Os teores “totais” corresponderão à fração solúvel em água régia.

Fonte: Anónimo, 2008.

A eliminação (ou inativação) dos microrganismos patogénicos e sementes de infestantes presentes nos resíduos orgânicos submetidos a tratamento biológico é, principalmente, levada a efeito através da ação da temperatura e do tempo de exposição dos microrganismos a essa temperatura. Deverão ser observadas as seguintes indicações:

- Sistemas em que o tratamento biológico dos resíduos é realizado integralmente por compostagem:
 - a) Nos sistemas de pilha estática com arejamento forçado, em que a pilha de resíduos não é revolvida e se encontra coberta com uma camada de material utilizado como isolador térmico, submetendo-se a massa em compostagem a arejamento através de insuflação ou sucção, toda a massa de resíduos deverá permanecer pelo menos 2 semanas a uma temperatura mínima de 60°C e com humidade superior a 40%; b) Nos sistemas de pilha revolvida em que se procede a revolvimentos periódicos da massa em compostagem, podendo ou não haver arejamento forçado, os resíduos deverão estar submetidos durante, pelo menos, 4 semanas a condições de temperatura e humidade superiores a 55°C e 40%, respetivamente, efetuando-se, no mínimo, 3 revolvimentos; c) Nos sistemas em que a primeira fase do processo de compostagem (termófila) ocorre em reatores aeróbios, no interior dos quais as condições ambientais são controladas, toda a massa de resíduos contida nos mesmos deverá manter-se pelo menos 7 dias a níveis de temperatura e humidade superiores a 60°C e 40%, respetivamente.
- Sistemas em que o tratamento biológico dos resíduos sólidos é efetuado por digestão anaeróbia, seguida, necessariamente, de um período de compostagem do digerido para efeitos de maturação:
 - a) O tempo médio de retenção dos resíduos no digestor anaeróbio deverá ultrapassar os 20 dias, a temperaturas superiores a 53°C; b) Se as condições de temperatura e tempo de permanência dos resíduos nos digestores não obedecerem às especificações atrás referidas, deverá em alternativa: o digerido ser submetido a posterior compostagem onde se mantenha, pelo menos, 2 semanas a temperaturas superiores a 55°C, efetuando-se, no mínimo, 2 revolvimentos, no caso da pilha revolvida, ou 1 semana a temperaturas superiores a 60°C, no caso da pilha estática com arejamento forçado; os resíduos serem sujeitos à temperatura de 70°C durante 1 hora, antes de serem introduzidos nos reatores anaeróbios.

A amostragem do composto para análise deverá ser realizada de acordo com a norma EN 12579:2000. Já a preparação das amostras de composto terá de seguir a norma EN 13040:1999. A periodicidade das análises depende da quantidade de composto que se produz anualmente. Assim as unidades em que a produção de composto é superior a 3000 t/ano, as análises deverão ser analisadas de dois em dois meses (totalizando 6 análises/ano), no entanto o número de análises pode ser reduzido a um mínimo de três análises por ano se obtiver um desvio padrão relativo inferior a 20%. Para as unidades em que a produção de composto é igual ou inferior a 3000 t/ano e superior a 1000 t/ano deverá-se efetuar por cada 1000 t de composto produzido, um mínimo de duas análises/ano. Para as unidades em que a produção de composto não ultrapassa as 1000 t/ano deverá-se efetuar, no mínimo, duas análises/ano. É de salientar que as análises às amostras de composto devem ser realizadas conforme os métodos de referências que o documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilização do Composto (Anónimo, 2008).

A análise aos teores de compostos orgânicos e dioxinas no composto não é obrigatória. No entanto estas devem ser efetuadas (uma vez/ano) sempre que se trate de compostos produzidos a partir de lamas de ETAR. Os valores limite destes parâmetros estão indicados no Quadro 5.4.

Quadro 5.4. Valores máximos admissíveis para todas as classes de composto.

Compostos Orgânicos	Valores Limite (mg kg ⁻¹ MS)
AOX	500
LAS	2600
DEHP	100
NPE	50
PAH	6
PCB	0,8
Dioxinas e furanos	Valores limite (ng TE kg ⁻¹ MS)
PCDD/F	100

Fonte: Anónimo, 2008.

O grau de maturação do composto é avaliado através das temperaturas atingidas pelo composto no teste de autoaquecimento em vasos de Dewar² (Quadro 5.5).

² É uma das técnicas desenvolvidas para avaliar o grau de maturação. O teste baseia-se na evolução da temperatura de uma amostra de composto, com um teor de humidade ajustado a cerca de 35°C, que é colocado num vaso de Dewar durante 10 dias, avaliando-se a estabilidade do composto pela temperatura máxima atingida ao longo desse tempo (Anónimo, 2008; Teixeira, 2009).

Quadro 5.5. Categorias de composto em função do grau de maturação.

Temperaturas (°C) *	Graus	Categorias do composto
T < 40	IV e V	Maturado
40 < T < 50	III	Semimaturado
T > 50	I e II	Fresco

* Temperaturas atingidas no teste de autoaquecimento em vasos de Dewar (T °C)

Fonte: Anônimo, 2008.

A potencial contaminação do solo com metais pesados é uma das questões mais preocupantes nos dias que correm. Por isso, aquando a aplicação do composto no solo, é necessário analisar o composto e o solo em questão de forma a prevenir a toxicidade por metais pesados e ainda problemas de pH, salinidade e outros.

O composto pertencente à Classe I e II pode ser utilizado, genericamente, na agricultura. O composto da Classe IIA destina-se apenas a culturas agrícolas arbóreas e arbustivas, nomeadamente pomares, olivais e vinhas, bem como espécies silvícolas. O composto da Classe III apenas pode ser utilizado em solos onde não se pretendam implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal. Das utilizações permitidas para o composto de Classe III referem-se, por exemplo, à cobertura final de aterros e lixeiras, pedreiras e minas, tendo em vista a restauração da paisagem, à cobertura de valas e taludes, no caso de construção de estradas, e à fertilização de solos destinados à silvicultura, espécies cujo fruto não se utilize na alimentação humana ou animal, culturas bioenergéticas, jardinagem, produção florícola, campos de futebol e de golfe.

A potencial contaminação do solo com metais pesados é uma das questões com um grau de importância elevado, aquando à aplicação do composto, sendo por conseguinte necessário analisar o composto e o solo em causa de forma a prevenir a toxicidade com metais pesados e ainda problemas de salinidade e outros. O composto só poderá ser incorporado no solo após prévio conhecimento do valor de pH e do teor de metais pesados dos solos a que se destina, não podendo ser utilizado em solos cuja concentração, em qualquer dos elementos referidos ultrapasse os valores indicados no Quadro 5.6. Nos solos que apresentem reação muito ácida (pH <5) a aplicação de composto só poderá ser realizada após calagem do solo, de modo a elevar o pH para valores acima de 5.

As quantidades máximas de composto (reportadas à matéria fresca) das classes I, II e IIA a aplicar anualmente no solo não deverão ultrapassar, respetivamente, 50 t ha⁻¹, 25 t ha⁻¹ e 10 t ha⁻¹. A quantidade aplicada ao solo do composto III em cada período de 10 anos, não

deverá ultrapassar as 200 t ha⁻¹ de matéria fresca). Assim, as quantidades a aplicar estão dependentes não só das características do solo mas também do composto, devendo obedecer à legislação em vigor no que respeita aos limites de aplicação de nutrientes, em particular do N. Os solos que receberão o composto deverão ser analisados pelo menos de 4 em 4 anos, a não ser que as suas características recomendem um intervalo inferior.

Quadro 5.6. Valores máximos admissíveis dos teores “totais” * de metais pesados nos solos (reportados à matéria seca) em que se pretenda aplicar composto, e quantidades máximas que se podem incorporar anualmente nos solos.

Elemento	Valores máx. admissíveis no solo (mg kg ⁻¹)			Valores máximos das quantidades que se podem incorporar por ano nos solos (g/ha/ano) **
	5 ≤ pH ≤ 6	6 ≤ pH < 7	pH ≥ 6	
Cádmio (Cd)	0,5	1	1,5	30
Chumbo (Pb)	50	70	100	2250
Cobre (Cu)	20	50	100	3000
Crómio (Cr)	30	60	100	3000
Mercúrio (Hg)	0,1	0,5	1	30
Níquel (Ni)	15	50	70	900
Zinco (Zn)	60	150	200	7500

*Fração solúvel em água-régia

**Estas quantidades dependem das características do composto, em como do solo em que irá ser aplicado; as quantidades indicadas referem-se a valores médios de metais pesados incorporados ao solo num período de 10 anos de aplicação de composto.

Fonte: Anónimo, 2008.

O composto destinado à agricultura deverá, obedecer a um conjunto de requisitos, no que respeita ao teor de humidade, granulometria, MO, grau de maturação pH e quantidade por volume. Assim, genericamente deve apresentar um teor de humidade inferior a 40%; 99% do material deverá passar por um crivo (de malha quadrada) de 25 mm; MO total do composto para uso generalizado na agricultura, reportado ao peso seco, deverá ser superior a 30%; a possibilidade de utilização de composto fresco, semimaturado ou maturado como corretivo orgânico está, essencialmente, dependente do tempo que medeia entre a aplicação do fertilizante ao solo e a sementeira ou plantação; o pH do composto deverá situar-se entre 5,5 e 8,5; é obrigatória a indicação do peso por volume nos rótulos das embalagens ou nas guias que devem acompanhar o produto, quando comercializado a granel.

O documento Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilização do Composto (Anónimo, 2008) além do citado anteriormente especifica os requisitos necessários e obrigatórios na rotulagem.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1. Pilhas de compostagem

As lamas resultantes do tratamento de águas residuais e estilha de madeira diversa foram as matérias primas utilizadas no trabalho experimental (Fig. 6.1). As lamas de ETAR são de origem urbana, no entanto é desconhecida a estação de tratamento de onde provieram. A estilha de madeira tem na sua constituição casca de pinheiro e eucalipto, sendo que a casca de pinheiro está em maior quantidade (aproximadamente de 60-70%). A estilha, destrocada, apresentava forma laminada e diferentes dimensões (comprimento de aproximadamente 10 cm).



Figura 6.1. Matéria prima das pilhas de compostagem: a) lamas e b) estilha de madeira.

As duas pilhas de compostagem designaram-se por A e B (Fig. 6.2) sendo a primeira com uma proporção de 40%/60% (v/v) e a segunda com 50%/50% (v/v) de lamas de ETAR e estilha de madeira respetivamente (Quadro 6.1).

As pilhas A e B foram construídas no dia 11 de outubro de 2012 nas instalações da empresa Gintegral – Gestão Ambiental, S.A em Vitorino das Donas (Capítulo 2).



Figura 6.2. Pilhas de compostagem: a) pilha A (40%/60% em volume de lama e estilha respetivamente) e b) pilha B (50%/50% em volume de lama e estilha respetivamente).

Quadro 6.1. Composição das pilhas de compostagem.

	v/v		Massa específica (kg/dm ³ de mistura)		PF/PF (%)		PS/PS (%)	
	Lama	Estilha	Lama	Estilha	Lama	Estilha	Lama	Estilha
Pilha A	2/5	3/5	0,32	0,20	62	38	34	66
Pilha B	1/2	1/2	0,40	0,17	71	29	44	56

PF/PF = Peso fresco do material / peso fresco da pilha: PS/PS = Peso seco material / peso seco da pilha

Todo o processo de compostagem decorreu em local fechado, sem ocorrência de precipitação e sem necessidade de rega (Fig. 6.3a). As instalações possuíam um sistema de remoção de odores no seu interior associado a biofiltros (Fig. 6.3b) para a minimização dos odores no seu exterior. Para a construção das pilhas foi utilizada uma máquina com pá frontal (*Manituo* multifunções) (Fig. 6.2c). Revolveu-se a massa de compostagem de forma mecanizada (máquina revolvedora *Backhus*) (Fig. 6.4) para que esta fosse o mais homogénea possível.



Figura 6.3. Empresa Gintegral – Gestão Ambiental, S.A : a) edifício onde se construíram as pilhas de compostagem; b) sistema de remoção de odores c) mini giratória.



Figura 6.4. Máquina revolvedora *Backhus*.

A altura e a largura das pilhas de compostagem foram estabelecidas de acordo com as características do revolvedor. Assim apresentaram inicialmente uma altura de aproximadamente 1,10 m, uma largura de aproximadamente 2,15 m e um comprimento de 5,30 m. Estas dimensões ao longo do processo de compostagem foram sofrendo alterações, não só devido às perdas de massa durante o processo de compostagem, que as diminuíram, mas também pelos revolvimentos realizados ao longo do tempo de estudo que as tornaram momentaneamente maiores (Fig. 6.5).

Recolheram-se quatro amostras individuais da zona central de cada pilha no início do processo de compostagem e após 7, 14, 28, 42, 56, 98, 112 e 137 dias de compostagem. A recolha das amostras das diferentes pilhas foi realizada com o auxílio de uma pá. As amostras foram colocadas em sacos de plástico devidamente identificados e selados, e transportados de imediato para o laboratório.

As pilhas de compostagem foram revolvidas em três momentos diferentes: aos 22, 46 e 110 dias da compostagem.



Figura 6.5. Pilha de compostagem (pilha B): a) antes do revolvimento (2º revolvimento); e b) após revolvimento (2º revolvimento).

6.2. Procedimentos experimentais

Todas as amostras recolhidas foram analisadas no laboratório da ESAPL sendo algumas das determinações efetuadas na Universidade de Trás-os-Montes de Alto Douro (UTAD). A determinação do pH, CE e teor de MS foram feitas na amostra fresca. A determinação do N mineral realizou-se na amostra fresca sendo os resultados apresentados em função da matéria seca. Os teores de MO, N, P, K, Mg e Fe totais determinaram-se com base na matéria seca previamente moída. A determinação dos metais pesados, às amostras finais,

foi realizada no Laboratório de Química e Ambiente (LABQUI) do Instituto de Soldadura e Qualidade (ISQ).

No Quadro 6.2 indicam-se os métodos analíticos utilizados para os diferentes parâmetros das amostras dos compostados.

Quadro 6.2. Métodos analíticos utilizados para os diferentes parâmetros das amostras dos compostados.

Parâmetro	Método
Temperatura (T)	Termístores ST1 ⇒ <i>Data logger</i>
pH	Extratos aquosos ⇒ Potenciometria
Condutividade elétrica (CE)	Extratos aquosos ⇒ Potenciometria
Matéria seca (MS)	Gravimetria
Matéria orgânica (MO)	Gravimetria
Azoto (N)	Digestão sulfúrica ⇒ Espectrofotometria de absorção molecular
Fósforo (P)	Digestão sulfúrica ⇒ Espectrofotometria de absorção molecular
Potássio (K)	Digestão nitro-percolórica ⇒ Fotometria de chama
Cálcio (Ca)	Digestão nitro-percolórica ⇒ Espectrofotometria de absorção atómica
Magnésio (Mg)	Digestão nitro-percolórica ⇒ Espectrofotometria de absorção atómica
Ferro (Fe)	Digestão nitro-percolórica ⇒ Espectrofotometria de absorção atómica
Azoto amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Extração com KCl (2M) ⇒ Espectrofotometria de absorção molecular
Azoto nítrico (N-NO ₃ ⁻)	Extração com KCl (2M) ⇒ Espectrofotometria de absorção molecular

As temperaturas do interior das pilhas e do ar foram monitorizadas automaticamente com termístores. As temperaturas médias diárias foram calculadas com base nos registos de cada hora (sendo a determinação da temperatura efetuada em cada minuto de compostagem). Os termístores utilizados foram do tipo ST1, capazes de determinar temperaturas entre os - 20°C e + 80°C. O registo automático de dados de temperatura foi realizado durante todo o período do estudo experimental. Na massa de compostagem, em cada pilha, os termístores foram colocados em quatro locais diferentes: um no topo, dois ao centro e um na base. Para o registo da temperatura ambiente foram colocados dois termístores no exterior das pilhas.

Os registos das temperaturas foram armazenados num *data logger*, (Delta-T Devices) (Fig. 6.6) que permitiu a transferência dos dados para uma folha de cálculo. Os dados recolhidos encontravam-se em formato dat, sendo por isso necessário importar os ficheiros dat para

excel. Por sua vez, também foi necessário calcular a temperatura (y) com base nos registos em Ohms (x), através da equação: $y = - 25,4 \ln (x) + 217,59$ com $R^2 = 0,99$.

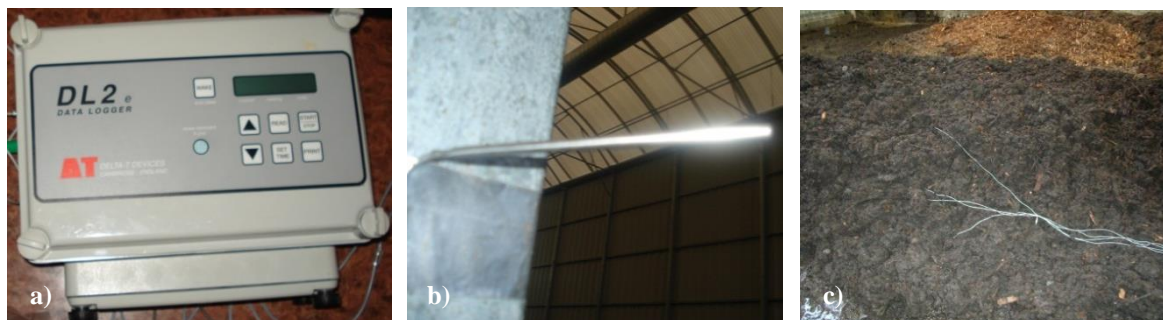


Figura 6.6. Determinação da temperatura: a) *data logger*; b) termistor; c) termistor na massa de compostagem.

Para a determinação do pH utilizaram-se extratos de 20g de amostra (balança Mettler PJ6000) para 100 ml de água. Posteriormente, colocaram-se os frascos num agitador (Rotabit Selecta) durante 1 hora a 140 rotações por minuto (U/min). Com a ajuda do potenciómetro (Orion Model 230A) determinaram-se os valores do pH das amostras após calibração do aparelho com soluções padrão (pH=7 e pH=4).

A determinação da CE foi realizada nas mesmas soluções que se utilizaram para determinar o pH. A leitura da condutividade foi realizada com um condutivímetro e um eléctrodo com sonda de temperatura associada (Crison – conductimeter 522), o resultado foi ajustado à temperatura de 25°C. Para a calibração do aparelho, colocou-se o eléctrodo num recipiente com água ultra pura, e confirmou-se que o valor da leitura correspondia a zero. Seguidamente, colocou-se o eléctrodo numa solução de calibração do condutivímetro (HI 7031), ajustando-se o valor a $1,43 \text{ dS m}^{-1}$ ($T=25^\circ\text{C}$).

Para a determinação da matéria seca (MS), uma parte das amostras colhidas foram colocadas em cápsulas numa estufa a 65°C durante 48 horas (aproximadamente 140 g de amostra fresca). Posteriormente determinou-se o teor de MS de cada uma das amostras, por diferença de peso entre a amostra inicial e final.

Para a determinação da MO, as amostras retiradas da estufa foram moídas num micromoinho de laboratório (Retsch ® ZM200) e transferidas para copos de laboratório. As amostras moídas (aproximadamente 5 g) foram colocadas em cadinhos (previamente calcinados na mufla durante 4 horas a 550°C), levados à estufa a 105°C durante 4 horas e posteriormente à mufla durante 4 horas a 550°C. As diferentes pesagens realizadas para a

determinação da MS e MO foram realizadas numa balança de precisão Mettler PM460 DeltaRange e Mettler AE260 DeltaRange respetivamente.

As perdas de MO foram calculadas de acordo com a equação (Paredes et al., 2000):

$$\text{Perdas de MO (g kg}^{-1}\text{)} = 1000 - 1000 [X_1 (1000 - X_2)] / [X_2 (1000 - X_1)]$$

em que X1 representa o teor (g kg⁻¹) de cinzas iniciais e X2 o de cinzas no fim de um período de compostagem.

Para a determinação da quantidade de N, P, Ca, K, Mg e Fe presente nas amostras procedeu-se a uma digestão sulfúrica das amostras para o N e P e uma digestão nitro-perclórica para os restantes nutrientes. Posteriormente os digeridos analisados para a determinação do teor de nutrientes.

As digestões realizaram-se com base em 0,2 g de amostra seca moída que foram introduzidas em tubos de Nessler. Colocaram-se 4 ml de ácido sulfúrico em cada tubo para a digestão sulfúrica e 6 ml de ácido nítrico a 65% para a digestão nitropercolórica, aproveitando para lavar as suas paredes (pois poderiam ter ficado vestígios de amostra colada à parede dos tubos). Os tubos foram colocados num suporte metálico numa hotte com extração de vapores, colocando-se uma tampa de vidro em cada tubo (para fazer refluxo durante o processo de digestão). Para a determinação do N e P juntou-se 1 ml de peróxido de hidrogénio a 30% e aguardou-se cerca de um minuto (uma vez que os tubos aquecem devido à reação que ocorre). Juntou-se mais 1 ml de peróxido de hidrogénio a 30% e aguardou-se mais 1 minuto e assim sucessivamente até cada tubo conter 3 ml de peróxido de hidrogénio. Posteriormente foram colocados na placa de digestão, programada para 120 °C durante 1 hora e 320 °C durante 180 minutos. Para a determinação do Ca, K, Mg e Fe a placa de digestão foi programada para 50°C durante 30 minutos, 80°C durante 30 minutos; 150°C durante 30 minutos e 165°C durante 30 minutos e, no final desta fase, foram colocados 4 ml de ácido perclórico a 70 % em cada tubo. A placa foi programada novamente para nova fase de digestão: 165°C durante 30 minutos; 180 °C durante 60 minutos; 190°C durante 60 minutos e 200°C durante 30 minutos. O processo foi deixado a decorrer, em ambiente protegido (hotte). No final do processo deixaram-se os tubos arrefecer até temperatura ambiente. De seguida acertou-se o volume com água desionizada ultra pura até aos 50 ml. O resultado da digestão foi filtrado para frascos de polietileno previamente identificados e enviados para a UTAD juntamente com o branco.

A determinação do N mineral (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foi realizada por absorção molecular na UTAD, nas soluções realizadas na ESAPL. Para a extração do N mineral adicionaram-se 20 gramas de amostras com 100 mL de KCl (2M) e agitaram-se no agitador durante 1 hora. Após este período de tempo as amostras foram filtradas (filtro VWR415) para frascos de polietileno. O filtrado foi transferido para tubos de ensaio (devidamente identificados) e congelados ($- 20^\circ\text{C}$), até serem enviados para a UTAD. A extração do N mineral foi realizada imediatamente após a colheita da amostra para evitar perdas de N por volatilização de amônia ou perdas de humidade.

A solução de KCl (2M) foi preparada com 754,51 g de solução KCL (2M) diluídas em 5L de água destilada (agitado até dissolução total). No entanto, foi necessário deixar a solução preparada estabilizar antes do seu uso, dado à reação endotérmica que ocorre.

As perdas de N foram calculadas de acordo com as equações de Paredes et al. (2000):

$$\text{Perdas de N (g kg}^{-1}\text{)} = 1000 - 1000 [(X_1N_2) / (X_2N_1)]$$

em que X_1 representa o teor de cinzas iniciais, X_2 o teor de cinzas no fim de um período de compostagem, N_1 e N_2 o teor de N inicial e final respetivamente.

A razão C/N foi calculada pelo quociente entre a concentração de carbono e a concentração de azoto. A concentração de carbono total, destinado ao cálculo da razão C/N, foi calculada pela fração entre a concentração da MO e a constante 1,8 (Anónimo, 2008).

6.3. Tratamento de dados e análise estatística

Utilizou-se o método de Marquardt - Levenberg na análise de regressão não linear para modelar as perdas de MO durante a compostagem e o método LSD para comparar as médias dos parâmetros químicos analisados, recorrendo-se ao programa SPSS versão 15.0 (SPSS Inc.). Considerou-se um nível de significância de $P < 0,05$.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Caracterização dos materiais originais

As lamas de ETAR utilizadas nas pilhas de compostagem apresentaram um pH neutro, o que segundo Fernandes e Silva (1999) não terá contribuído para prejudicar o processo de compostagem, uma vez que é na gama do pH neutro que os microrganismos obtêm maiores taxas de atividade. A estilha de madeira apresentou pH com caráter muito ácido (pH = 4,2). A CE dos materiais originais das pilhas de compostagem foi semelhante: 1,1 dS m⁻¹ e 1,3 dS m⁻¹ para a lama e estilha respetivamente. Estes valores não foram indicativos de uma salinidade suficientemente elevada para causar problemas durante o processo de compostagem.

As lamas de ETAR apresentaram um teor de humidade (85%) superior ao da estilha de madeira, razão pela qual Iranzo et al. (2004) e Pinto (2008) reforçaram a necessidade de misturar as lamas de ETAR com materiais mais secos. No entanto, o teor de humidade da estilha de madeira (54%) foi mais elevado do que seria desejável e expectável, pelo facto de a estilha ter sido colocada ao ar livre num período em que ocorreu uma significativa precipitação que contribuiu para aumentar o seu teor de humidade, antes de ser utilizada nas pilhas de compostagem. Por esta razão, o teor de humidade da estilha foi muito superior em comparação com o teor de humidade de outros materiais estruturantes utilizados por outros investigadores. Por exemplo, Banegas et al. (2006) utilizaram estilha de madeira com um teor de humidade de 8%, enquanto Iranzo et al. (2004) recorreram a palha de arroz com um teor de humidade de 13% para compostar com lamas de ETAR. Portanto, recomenda-se que a estilha de madeira não fique no exterior, quando haja riscos de precipitação, antes de ser utilizada para a compostagem com as lamas de ETAR.

As lamas apresentaram uma razão C/N = 8 que se enquadra nos valores referidos por Fernandes e Silva (1999) e Fernandes e Souza (2001), razão C/N entre 5 e 11. A estilha de madeira era muito rica em MO (969 g kg⁻¹ MS) e pobre em N (Quadro 7.1) apresentando, por isso, uma razão C/N muito elevada (C/N = 168). Este material foi fundamental para equilibrar a razão C/N nas pilhas de compostagem. A baixa razão C/N das lamas de ETAR e o seu elevado teor de P (33,5 g kg⁻¹ MS) indicam que as lamas são uma importante fonte de N e P para os microrganismos aeróbios responsáveis pelo processo de compostagem. Por esta razão, a compostagem das lamas de ETAR exige a incorporação de um segundo

material com características complementares às lamas, tais como uma razão C/N elevada, bem como um reduzido teor de humidade.

A disponibilidade de nutrientes presentes na estilha e nas lamas de ETAR influenciam o crescimento da população microbiana na massa em compostagem assim como afetam a qualidade do produto final (Hay et al., 1988). Como era esperado, a maioria dos macronutrientes, com exceção do K, apresentou um teor muito superior nas lamas em comparação com o respetivo teor da estilha de madeira.

Quadro 7.1. Características dos materiais originais: estilha de madeira e lamas de ETAR.

Parâmetro	Unidades	Lamas de ETAR	Estilha de madeira
		$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
pH		7,0 \pm 0,2	4,2 \pm 0,1
CE	dS m ⁻¹	1,1 \pm 0,1	1,3 \pm 0,2
Humidade	%	85,2 \pm 1,1	54,5 \pm 1,3
MO	g kg ⁻¹ MS	723 \pm 32	969 \pm 1
Razão C/N		8 \pm 1	168 \pm 26
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹ MS	3069,2 \pm 35,3	40,6 \pm 10,0
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹ MS	9,5 \pm 3,7	2,3 \pm 0,6
C	g kg ⁻¹ MS	430 \pm 39	490 \pm 47
N	g kg ⁻¹ MS	52,8 \pm 6,1	3,3 \pm 0,5
P	g kg ⁻¹ MS	33,5 \pm 4,1	0,2 \pm 0,2
K	g kg ⁻¹ MS	12,2 \pm 4,9	14,7 \pm 13,1
Ca	g kg ⁻¹ MS	19,9 \pm 2,8	2,1 \pm 0,5
Mg	g kg ⁻¹ MS	3,5 \pm 0,5	0,4 \pm 0,1
Fe	g kg ⁻¹ MS	7,6 \pm 0,7	0,6 \pm 0,1

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

7.2. Caracterização físico-química do composto durante a compostagem

7.2.1. Temperatura

As temperaturas das pilhas de compostagem, numa fase inicial, aumentaram como consequência do ataque microbiano às substâncias mais facilmente degradáveis (Fig. 7.1). No entanto, este aumento foi muito reduzido na pilha B e mesmo na pilha A, onde foi significativamente superior ao da pilha B. Revelando o efeito da estilha no arejamento da pilha. Contudo, não se alcançaram temperaturas termófilas mesmo nesta pilha mais rica em

estilha. À medida que o processo de compostagem decorreu a temperatura diminuiu lentamente para temperaturas semelhantes à do ar ambiente, após 2-3 meses de compostagem, e semelhantes entre si, após 6 semanas de compostagem. A temperatura mais elevada (41°C) foi registada na pilha A, ao quarto dia de compostagem. Concluindo-se, assim, que não se reuniram as condições ambientais necessárias para os compostos ficarem isentos de agentes patogénicos e de sementes viáveis de infestantes, ou seja, a higienização do composto não foi eficaz.

Comparando as temperaturas registadas para a pilha A e B, pode concluir-se que as temperaturas mais altas foram atingidas pela pilha com mais estilha, o que se justifica pela maior porosidade da estilha em comparação com as lamas. No entanto, mesmo assim não foi possível atingir temperaturas que garantissem a higienização do composto nesta pilha.

Apesar do aumento relevante de temperatura que se verificou com o aumento da proporção de estilha na pilha, de 50% para 60% em volume, dois factos poderão ter contribuído para que as temperaturas termófilas não tivessem sido alcançadas como se pretendia. Por um lado a estilha apresentava um teor demasiado elevado de humidade e, por isso, pouco terá contribuído para absorver o excesso de humidade das lamas e assim diminuir o teor de humidade da pilha. Por outro lado, quer a forma laminada das partículas da estilha quer a sua baixa disponibilidade de C facilmente biodegradável poderão não ter contribuído quer para aumentar a porosidade como era desejado, quer para fornecer energia suficiente para a biossíntese microbiana, onde a disponibilidade de N seria elevada, já que as lamas são ricas neste nutriente. Acresce ainda, que a reduzida dimensão das pilhas, e consequente elevada superfície específica, terá permitido a rápida dissipação do calor produzido pela atividade microbiana, já por si condicionada pelo excesso de humidade e falta de oxigénio no interior das pilhas.

As dimensões das pilhas de compostagem foram condicionadas pelas dimensões do revolvente automático. Tal facto não foi favorável, uma vez que a altura das pilhas condicionam as temperaturas que se fazem sentir no seu interior. Assim, comparando com as dimensões das pilhas recomendadas pelos autores referidos no Quadro 5.2, verifica-se que as pilhas estudadas apresentaram dimensões muito inferiores àquelas que aqueles autores sugerem. Assim, se as pilhas fossem construídas com maiores dimensões (em altura e largura) provavelmente conseguir-se-ia obter melhores resultados em termos de temperatura e consequentemente de higienização do composto, ainda que para isso continuasse a ser necessário reduzir o teor de humidade das pilhas, porque quanto maior a

pilha, mais difícil é a substituição do ar rarefeito do interior da pilha pelo ar do exterior da pilha.

O primeiro revolvimento realizado a ambas as pilhas provocou alterações no perfil da temperatura, pois o revolvimento permitiu a entrada de oxigénio nas pilhas, favorecendo os microrganismos aeróbios que, ao processarem os materiais em decomposição, aumentaram novamente a temperatura do composto. No primeiro revolvimento, realizado aos 22 dias de compostagem, notou-se um ligeiro aumento da temperatura no interior das pilhas de compostagem após 2-3 dias. Ambas as pilhas apresentaram uma subida de aproximadamente 10°C. Quando se realizou o segundo revolvimento (aos 46 dias de compostagem) a temperatura não aumentou de forma notória, apenas se registou uma diferença de aproximadamente 1°C em ambas as pilhas. O mesmo sucedeu aos 110 dias de compostagem, quando se revolveu pela terceira vez as pilhas. Aos 68 dias de compostagem, a temperatura de ambas as pilhas aumentou significativamente, mas, tal facto deveu-se a aumento acentuado da temperatura ambiente.

A evolução das temperaturas nas pilhas de compostagem (Fig. 7.1), de uma forma geral, revelaram valores de temperatura mais elevados na parte superior e no centro em comparação com a base das mesmas, o que pode ser explicado pelo movimento do ar frio que entra pela base e ascende até ao topo das pilhas de compostagem (Gao et al., 2010).

As temperaturas acumuladas (Fig. 7.2) foram mais elevadas na pilha A, do que na pilha B. Ao longo dos 137 dias de compostagem a temperatura máxima acumulada na pilha A foi de aproximadamente 3132°C (registado no topo da pilha) e de aproximadamente 2671°C na pilha B (no centro da pilha). A temperatura acumulada do ambiente exterior foi de aproximadamente 1600°C.

Os valores registados para a temperatura das pilhas foram comparados com os valores da temperatura do ar exterior, concluindo-se que ao fim de aproximadamente 98 dias de compostagem, as pilhas apresentaram temperaturas próximas da temperatura ambiente. Dado que, a temperatura das pilhas já não se alterou significativamente, quando estas foram revolvidas e que os valores de temperatura se aproximaram dos valores da temperatura ambiente, conclui-se que a MO mais facilmente degradável já fora atacada, designadamente nas condições ambientais prevalecentes. Sem prejuízo da necessidade de um período mais prolongado de maturação.

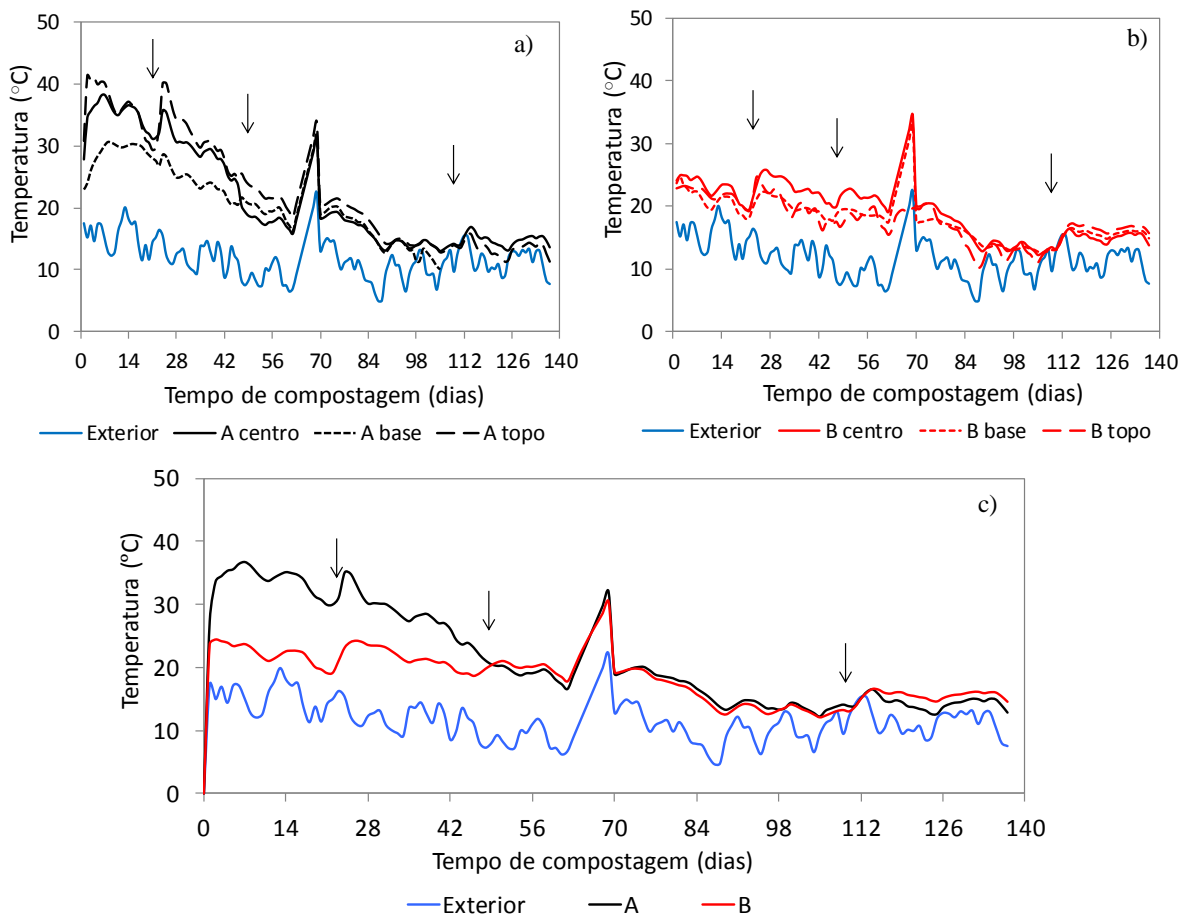


Figura 7.1. Temperatura do ar exterior e temperaturas da base, do centro e do topo da pilha com maior (a) e menor (b) proporção de estilha de madeira na mistura com lamas de ETAR, respetivamente pilha A e B, e (c) temperatura média das pilhas (média dos três locais de registo). As setas indicam o momento do revolvimento das pilhas.

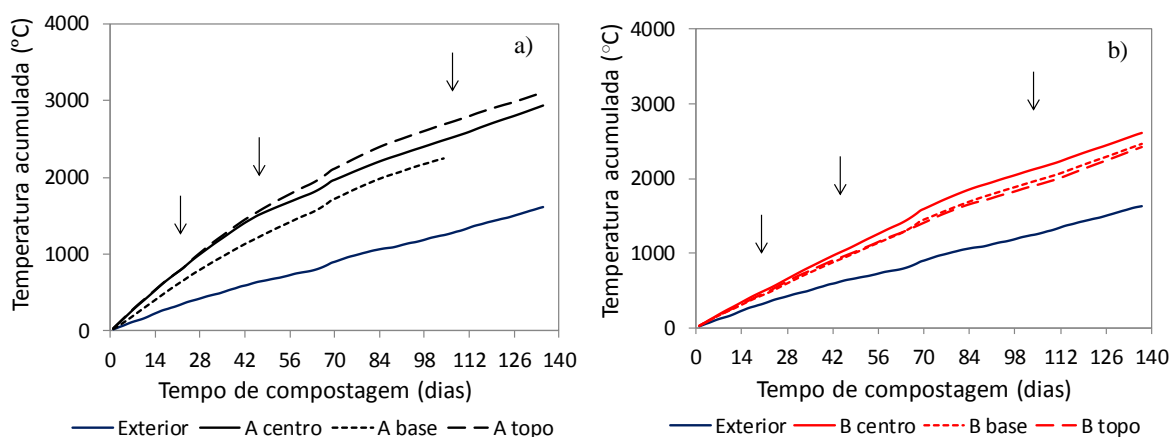


Figura 7.2. Temperatura acumulada do ambiente exterior e na base, no centro e no topo da pilha com maior (a) e menor (b) proporção de estilha de madeira na mistura com lamas de ETAR, respetivamente pilha A e B. As setas indicam o momento do revolvimento das pilhas.

7.2.2. Teor de humidade

O teor de humidade variou entre 64% e 72% na pilha A e entre 66% e 70% na pilha B (Quadro 7.2). O teor de humidade, em ambas as pilhas de compostagem, esteve acima dos valores desejados (40-60%) (Sweeten e Auvermann, 2008), podendo ter contribuído para o deficiente arejamento durante a compostagem. Tal facto não é favorável para o crescimento microbiano aeróbio, o que permite concluir que as proporções de materiais constituintes das pilhas não criaram uma estrutura suficiente adequada para uma compostagem efetiva que permitisse alcançar temperaturas termófilas. Por outro lado, o facto de a estilha apresentar uma percentagem de humidade inicial elevada (55%) não foi favorável, justificando em parte os valores elevados obtidos para o teor de humidade nas pilhas. Pelo que se recomenda que o material estruturante para as pilhas de compostagem com lamas seja protegido da chuva. Para a melhoria da mistura a compostar também seria favorável que a dimensão de partículas fosse menos laminada.

Quadro 7.2. Evolução do teor de humidade (%) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	Teor de humidade (%)	
	Pilha A	Pilha B
	\bar{x} \pm σ	\bar{x} \pm σ
0	71,9 \pm 1,1	69,5 \pm 1,1
7	70,4 \pm 2,1	69,9 \pm 0,7
14	67,7 \pm 2,2	65,7 \pm 8,5
28	68,2 \pm 1,6	69,5 \pm 0,9
42	66,6 \pm 1,6	68,1 \pm 1,4
56	67,5 \pm 0,4	68,6 \pm 0,1
98	64,3 \pm 2,0	67,0 \pm 1,0
112	70,7 \pm 0,5	69,6 \pm 0,7
137	69,0 \pm 1,0	69,9 \pm 1,0

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

Comparando o teor de humidade da pilha A e B verifica-se que, na grande maioria das amostragens, a pilha B apresentou maiores teores de humidade, uma vez que é a pilha que apresenta maior quantidade de lama e menor quantidade de estilha. Contudo, através da análise estatística conclui-se que estas diferenças não são significativas de forma

consistente ($P < 0,05$), verificando-se apenas algumas diferenças significativas ocasionais, ao longo do tempo de compostagem.

Em determinados momentos verificou-se um aumento do teor de humidade em ambas as pilhas. Esses aumentos poderiam ser provocados pela água que resulta da decomposição da MO e a sua concentração na matéria seca remanescente, que não foi acompanhada pela evaporação que poderia ter ocorrido se as temperaturas fossem mais elevadas. Embora as pilhas de compostagem se encontrassem em local coberto e salvaguardado das condições meteorológicas, estavam sujeitas às condições que muitas vezes se verificaram dentro das instalações, ou porque foram construídas novas pilhas nas instalações, ou porque entrava água para dentro das instalações (Fig. 7.3).

Aos 112 dias de compostagem, verificou-se um aumento acentuado do teor de humidade, o que coincidiu com os dias em que se verificou que nas instalações tinha uma entrada de água (Fig. 7.3c), que até então não foi controlada pela Gintegral – Gestão Ambiental, S.A.



Figura 7.3. Quantidade de água presente nas instalações: a), b) e c) quando se construíram novas pilhas (pilhas vizinhas); d) água afluyente resultante da recolha de águas pluviais.

Para tentar alcançar os teores de humidade aconselháveis de modo a obter um processo de compostagem eficaz, uma das soluções seria a pré-secagem das lamas, tal como Fernandes e Silva (1999) e Zubillaga e Lavado (2003) sugerem. Assim numa primeira fase, é

removido parte da humidade que caracteriza as lamas e só depois é que se procede à mistura com o material estruturante. Em contrapartida, a secagem de lamas conduz à necessidade de maior superfície.

A gestão da quantidade de água no processo de compostagem é fundamental. A pilha de compostagem não deve apresentar excesso de humidade, pois humidade excessiva pode provocar condições de anaerobiose, ou seja, a água ocupa o espaço do ar entre as partículas, reduzindo a transferência de oxigénio (Schöll et al., 2003). Em condições de anaerobiose poderá haver o risco de se formarem compostos incompletamente oxidados, designadamente, ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular (acético, propiónico, butírico), ou amónia e outros gases azotados (Brito, 2003).

O excesso de humidade registado em ambas as pilhas, atuou como limitante para o processo de compostagem, contribuindo para as baixas temperaturas nas pilhas de compostagem e conseqüente não higienização do material.

7.2.3. pH e condutividade elétrica

Os valores de pH dos compostos diminuíram durante o processo de compostagem (Quadro 7.3), com a exceção do período entre o início da compostagem e o dia 7 para a pilha A, e entre os dias 98 e 112 dias de compostagem (para ambas as pilhas). A diminuição no valor do pH durante a compostagem poderá estar associada à volatilização da amónia nas primeiras semanas de compostagem e posteriormente, também, à sua nitrificação, uma vez que a amónia tem carácter alcalino enquanto os nitratos possuem carácter ácido.

A evolução do pH foi semelhante nas duas pilhas estudadas, independentemente da proporção de agente estruturante. A pilha B apresentou valores de pH superiores aos da pilha A, tal como seria de esperar, porque a pilha B teve na sua constituição maior quantidade de lama, que possuía um pH mais elevado, em comparação com a estilha de madeira (Quadro 7.1).

Os valores de pH obtidos ao longo do processo de compostagem situaram-se dentro de um intervalo (pH = 6 a pH = 8) considerado como adequado para a compostagem (Silva et al., 2009), apesar de ter excedido o valor de pH = 8 no início da compostagem na pilha B e no dia 7 de compostagem na pilha A.

Valores aproximados e a mesma tendência foi observada por Banegas et al. (2006), na compostagem de lamas de ETAR (aeróbias e anaeróbias) e estilha de madeira na proporção

em volume de 1:1 e 1:3. O pH diminui significativamente durante a compostagem independentemente da proporção de agente estruturante ou natureza das lamas. Inicialmente as pilhas de compostagem de Banegas et al. (2006) apresentaram um pH próximo de 7,5; 7,6; 7,1 e 7,1 e após 90 dias de compostagem o pH atingiu valores de aproximadamente 6,6; 6,7; 6,4 e 6,2 para lamas aeróbias na proporção 1:1 e 1:3 e anaeróbias na proporção 1:1 e 1:3 respectivamente.

Quadro 7.3. Evolução do pH durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	pH	
	Pilha A	Pilha B
	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
0	7,4 \pm 0,0	8,2 \pm 0,1
7	8,4 \pm 0,2	8,0 \pm 0,0
14	7,2 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1
28	7,1 \pm 0,8	7,8 \pm 0,3
42	6,3 \pm 0,3	7,5 \pm 0,2
56	6,2 \pm 0,1	7,3 \pm 0,1
98	6,0 \pm 0,1	7,0 \pm 0,0
112	6,6 \pm 0,3	7,4 \pm 0,2
137	6,1 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

Quando se relacionou o valor de pH nas pilhas com o respectivo valor da temperatura, verificou-se uma tendência positiva, isto é, maior alcalinidade com maiores temperaturas. No entanto, este fenómeno não se explica porque a temperatura aumente o pH, mas porque estes dois parâmetros estão, por sua vez, relacionados com o ataque microbiano à MO, o qual tanto produz calor proveniente da respiração microbiana (durante a degradação da MO), como produz amónia (que possui carácter alcalino) em consequência da mineralização da MO (Fig. 7.4). No entanto, este fenómeno foi menos intenso na pilha B, onde o ataque microbiano foi mais lento.

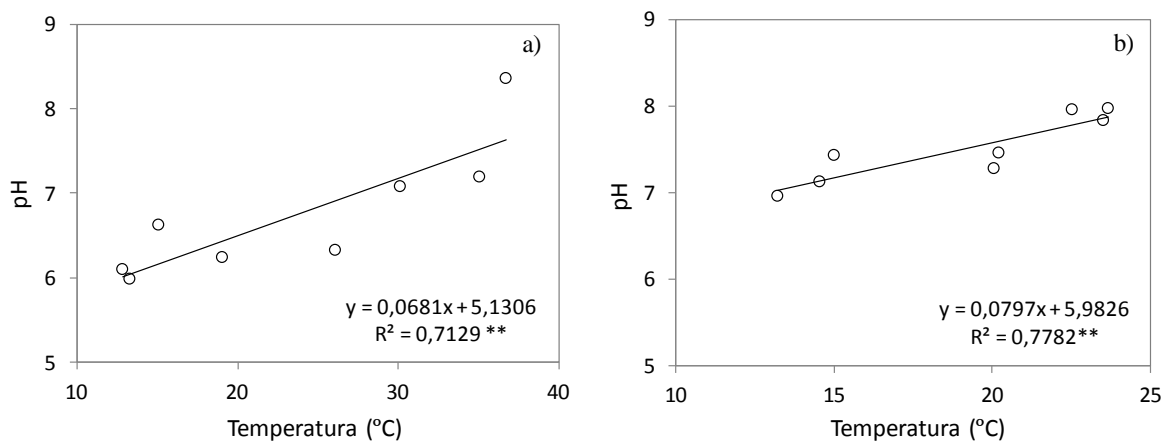


Figura 7.4. Relação entre o pH e a temperatura (°C) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de: a) 40%/60% (pilha A) e b) 50%/50% (pilha B). As linhas representam o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. ** $P < 0,01$

A elevada concentração de sais pode ser fitotóxica e, por isso, a baixa CE é um indicador de qualidade do compostado para uso agrícola. A mistura inicial das pilhas de compostagem apresentou valores de CE de 2,5 e 2,8 dS m^{-1} para a pilha A e B respetivamente (Quadro 7.4). Estes valores de CE das misturas iniciais também podem ter inibido a atividade microbiana, uma vez que, como observado por García e Hernández (1996), em solos de salinidade elevada há uma redução na atividade da população microbiana. Durante a compostagem, a CE dos extratos aquosos variou entre 1,1 e 2,8 dS m^{-1} . A pilha B apresentou durante o processo de compostagem valores mais elevados de CE, com exceção do último dia, o que é indicativo de um mais elevado teor de sais. Conclui-se que a maior proporção de agente estruturante (pilha A) resultou num decréscimo dos valores de CE. As diferenças de CE entre a pilha A e B não são significativas de forma consistente, verificando-se diferenças significativas entre ambas as pilhas no dia 7 e 14 de compostagem ($P < 0,05$).

A evolução da CE ao longo dos 137 dias de compostagem foi variável, diminuindo e aumentando em determinados momentos. A CE registada na pilha A sofreu uma ligeira diminuição até aos 14 dias de compostagem (de 2,5 dS m^{-1} para 1,2 dS m^{-1}), e aos 28, 56, 98 e 137 dias de compostagem foi registado um aumento desse valor. Numa fase inicial (até aos 14 dias de compostagem) na pilha B, os valores de CE mantiveram-se mais ou menos constantes, diminuindo gradualmente até aos 98 dias de compostagem, onde se registou novo aumento. A diminuição da CE verificada à medida que o processo decorreu, deveu-se, provavelmente à lixiviação de sais na massa de compostagem, provocado pelo

excesso de humidade. Segundo Carvalho (2009) um aumento do valor de CE deve-se à mineralização da MO.

O valor de CE final foi de 2,0 e 1,7 dS m⁻¹ para a pilha A e B respetivamente. Banegas et al. (2006) na compostagem de lamas (aeróbias e anaeróbias) e estilha na proporção em volume de 1:1 e 1:3 registou valores de CE superiores. Os compostos obtidos por Banegas et al. (2006), ao fim de 90 dias de compostagem, apresentaram valores de 3,20 dS m⁻¹, 2,22 dS m⁻¹, 5,96 dS m⁻¹ e 4,27 dS m⁻¹ para lamas aeróbias e anaeróbias na proporção de 1:1 e 1:3 respetivamente. Já os compostos obtidos por Guoxue et al. (2001), ao fim de 100 dias de compostagem de lamas e serradura, apresentaram uma CE de 1,6 dS m⁻¹.

Um aumento na quantidade de agente estruturante não provocou um decréscimo dos valores de CE, tal como conclui Banegas et al. (2006). Banegas et al. (2006) e Mena et al. (2003) registaram um aumento da CE durante a compostagem de lamas de ETAR e estilha de madeira.

Quadro 7.4. Evolução da CE (dS m⁻¹) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	CE (dS m ⁻¹)	
	Pilha A	Pilha B
	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
0	2,5 ± 0,2	2,8 ± 0,3
7	1,6 ± 0,2	2,8 ± 0,4
14	1,2 ± 0,3	2,6 ± 0,6
28	1,3 ± 0,1	1,7 ± 0,2
42	1,1 ± 0,1	1,3 ± 0,2
56	1,3 ± 0,1	1,4 ± 0,2
98	1,7 ± 0,1	1,9 ± 0,1
112	1,4 ± 0,2	1,6 ± 0,2
137	2,0 ± 0,2	1,7 ± 0,3

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

7.2.4. Matéria orgânica

O teor de MO em ambas as pilhas apresentou uma variação típica, isto é, diminuiu durante a compostagem devido ao processo de mineralização. Inicialmente o teor de MO foi de 750g kg⁻¹ MS e 604g kg⁻¹ MS para a pilha A e B respetivamente. No final da compostagem

a pilha A apresentava um teor de MO de 669 g kg⁻¹ MS e a pilha B de 497g kg⁻¹ MS (Quadro 7.5). O teor de MO presente na pilha A foi significativamente superior (P <0,05) ao avaliado na pilha B durante todo o processo de compostagem.

O teor de MO foi mais baixo no início da compostagem do que e esperado em função dos teores de MO dos materiais utilizados (Quadro 7.1), o que poderá ser explicado por alguma contaminação por solo ou outra matéria mineral durante a construção das pilhas.

Quadro 7.5. Evolução do teor de matéria orgânica (g kg⁻¹ MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	Matéria orgânica (g kg ⁻¹ MS)		Pilha B	
	Pilha A			
	\bar{x}	$\pm \sigma$	\bar{x}	$\pm \sigma$
0	750	± 25	604	± 23
7	727	± 18	577	± 9
14	724	± 7	558	± 15
28	723	± 27	566	± 7
42	718	± 11	571	± 9
56	690	± 39	556	± 21
98	687	± 18	551	± 35
112	672	± 11	532	± 17
137	669	± 34	497	± 16

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

A maior proporção de agente estruturante na pilha A resultou numa decomposição mais rápida da MO e em consequência também numa perda mais rápida de massa nesta pilha, em comparação com a pilha B (Fig. 7.5). Contudo, no final da compostagem estes valores aproximaram-se. Este facto pode ser explicado pelo maior arejamento na pilha A, que conduziu a um crescimento microbiano mais rápido nesta pilha, e consequentemente a uma mineralização também mais rápida da MO nos primeiros meses de compostagem. No entanto, com o tempo, a MO das lamas na pilha B acabou por ser também atacada, enquanto a MO da estilha terá tido maior dificuldade em ser atacada devido à sua composição e elevada razão C/N. O que significa que seria natural, se o tempo de compostagem fosse ainda mais prolongado, que a pilha B terminasse com um teor de MO ainda mais baixo (com perdas de MO ainda mais elevadas) porque possuía mais lamas, as quais, têm mais MO degradável em comparação com a estilha, cuja MO é mais difícil de

degradar, por ter na sua composição teores muito menos elevados de N em comparação com as lamas.

As perdas de MO, aos 137 dias de compostagem, foram baixas (inferiores a $350 \text{ g kg}^{-1} = 35\%$) em comparação com outros estudos de compostagem com materiais semelhantes. Por exemplo, Brito et al. (2007), na compostagem da fração sólida de chorume com palha e tojo registraram perdas de 60% (em 150 dias de compostagem). Em consequência das baixas perdas de MO das lamas com estilha, a perda de massa seca foi reduzida (240 g kg^{-1} e 212 g kg^{-1} para a pilha A e B respetivamente) neste período de compostagem.

Os resultados de perda de MO (ou de perda de massa) observados para as pilhas A e B estão de acordo com as temperaturas registadas nestas pilhas. Isto é, as perdas mais rápidas de MO na pilha A coincidem com as temperaturas também mais elevadas nesta pilha em comparação com a pilha B. Uma vez que a degradação da MO foi realizada por microrganismos que produzem calor no processo de degradação de MO.

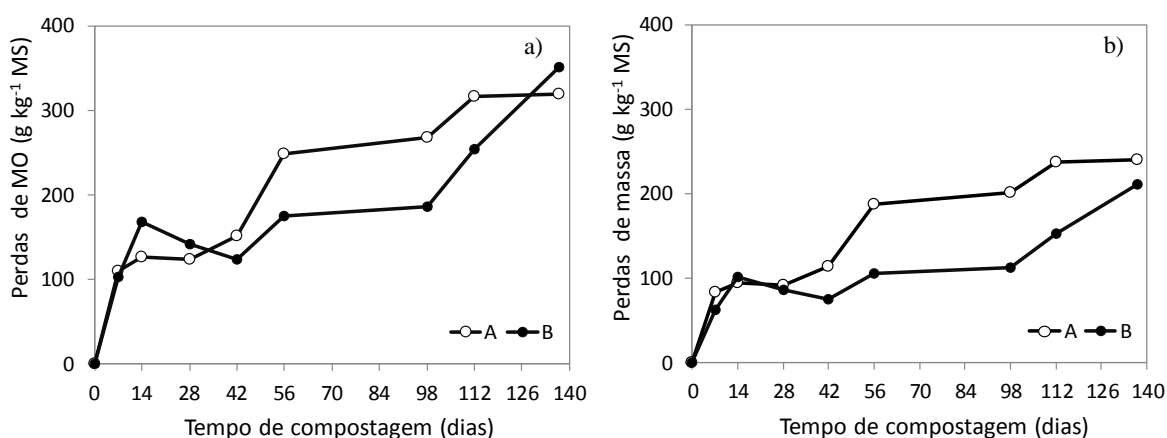


Figura 7.5. Evolução das perdas acumuladas de: a) matéria orgânica ($\text{g kg}^{-1} \text{ MS}$) e b) massa ($\text{g kg}^{-1} \text{ MS}$) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

7.2.5. Nutrientes: azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro

O teor de N na massa de compostagem da pilha A e B não variou significativamente ao longo do processo de compostagem ($P < 0,05$) (Quadro 7.6). A pilha com maior quantidade de estilha apresentou teores de N superiores e significativamente diferentes (com exceção do dia 7 e 14 de compostagem) daquela que continha apenas 50% em volume de estilha. O teor de N na pilha A variou entre $17 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$ e $20 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$, diminuiu nos primeiros 7 dias de compostagem, voltando em seguida a aumentar até aos 28 dias de compostagem, nos dias seguintes de compostagem diminuiu gradualmente, tendo-se verificado aos 98

dias de compostagem mais um ligeiro aumento no teor de N total. Na pilha B o teor de N total, variou entre 14 g kg⁻¹ MS e 17 g kg⁻¹ MS, aumentado nos primeiros dias de compostagem para valores superiores aos iniciais e posteriormente diminui gradualmente até aos 137 dias de compostagem (14 g kg⁻¹ MS) (Quadro 7.6). A evolução do teor de azoto está condicionada não só pela quantidade de N total e a sua taxa de mineralização, mas também pela perda deste elemento por volatilização e lixiviação que podem ocorrer durante a compostagem. A descida inicial do teor de azoto total registado na pilha A, só poderá ser explicada por perdas de azoto por volatilização, principalmente sob a forma de NH₃.

Quadro 7.6. Evolução do teor de N, P, K, Ca, Mg e Fe (g kg⁻¹ MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	N		P		K	
	Pilha A	Pilha B	Pilha A	Pilha B	Pilha A	Pilha B
	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
0	19,5 ± 1,3	15,4 ± 0,3	9,2 ± 3,2	10,9 ± 5,2	10,1 ± 1,9	14,1 ± 3,6
7	16,8 ± 1,4	16,7 ± 0,9	9,3 ± 5,6	11,4 ± 3,4	13,6 ± 4,6	21,6 ± 9,9
14	18,4 ± 3,3	17,2 ± 0,7	9,5 ± 7,2	13,0 ± 4,3	10,3 ± 1,9	18,1 ± 9,0
28	19,4 ± 1,4	17,1 ± 0,2	11,1 ± 1,1	13,4 ± 5,9	16,8 ± 11,4	12,8 ± 1,3
42	18,4 ± 1,2	16,2 ± 0,8	10,6 ± 2,4	12,5 ± 1,5	8,2 ± 2,3	11,8 ± 2,3
56	17,7 ± 2,4	15,3 ± 0,2	12,5 ± 5,1	13,4 ± 2,9	7,1 ± 0,8	14,3 ± 6,3
98	18,3 ± 1,0	14,6 ± 0,7	11,5 ± 3,3	14,2 ± 3,9	9,5 ± 1,5	14,6 ± 5,6
112	17,3 ± 1,0	14,0 ± 0,7	12,6 ± 2,1	14,2 ± 4,3	13,9 ± 12,8	12,8 ± 1,7
137	18,9 ± 0,4	14,0 ± 1,0	12,8 ± 5,2	15,4 ± 9,6	8,0 ± 0,8	13,4 ± 2,7

Tempo (dias)	Ca		Mg		Fe	
	Pilha A	Pilha B	Pilha A	Pilha B	Pilha A	Pilha B
	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
0	22,8 ± 8,1	39,1 ± 3,4	2,8 ± 0,4	4,0 ± 0,4	5,6 ± 0,8	6,6 ± 0,5
7	19,7 ± 2,4	41,9 ± 4,8	3,1 ± 0,3	4,2 ± 0,1	5,5 ± 0,5	6,8 ± 0,2
14	18,8 ± 4,1	38,7 ± 1,9	3,0 ± 0,2	4,4 ± 0,3	5,9 ± 1,1	7,3 ± 0,9
28	21,2 ± 2,3	41,3 ± 4,5	3,1 ± 0,2	4,4 ± 0,3	7,5 ± 0,1	7,6 ± 0,1
42	29,4 ± 4,6	52,3 ± 5,2	3,4 ± 0,6	5,0 ± 0,4	6,1 ± 0,4	7,3 ± 0,4
56	27,7 ± 1,4	55,87 ± 0,7	3,5 ± 0,2	7,0 ± 3,6	6,6 ± 0,7	7,7 ± 0,4
98	33,6 ± 2,3	65,18 ± 7,9	4,2 ± 0,5	7,2 ± 4,1	7,0 ± 0,7	8,4 ± 0,4
112	37,3 ± 2,9	51,02 ± 8,2	4,5 ± 0,2	5,4 ± 0,5	7,3 ± 0,4	9,8 ± 2,4
137	34,8 ± 2,0	73,8 ± 8,4	4,1 ± 0,2	8,3 ± 2,0	6,8 ± 0,7	8,8 ± 0,6

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

O aumento do teor de N observado em ambas as pilhas de compostagem foi devido às perdas de massa como resultado da degradação da MO. A pilha com maior quantidade de estilha apresentou perdas de N superiores às da pilha com mais quantidade de lama (Fig. 7.6) o que poderá estar associado às temperaturas mais elevadas nesta pilha que contribuem para a volatilização. Aos 112 dias de compostagem as perdas de N foram de $324 \text{ g kg}^{-1}\text{MS}$, o que corresponde a perdas de 32% de N. As perdas de N, estão relacionadas não só com a lixiviação e volatilização deste nutriente, mas também com as perdas de MO (Fig. 7.7). Os resultados aqui referidos sugerem que a redução de perdas de N durante a compostagem pode ser conseguida controlando o teor de humidade, a fim de reduzir os riscos de perda deste nutriente.

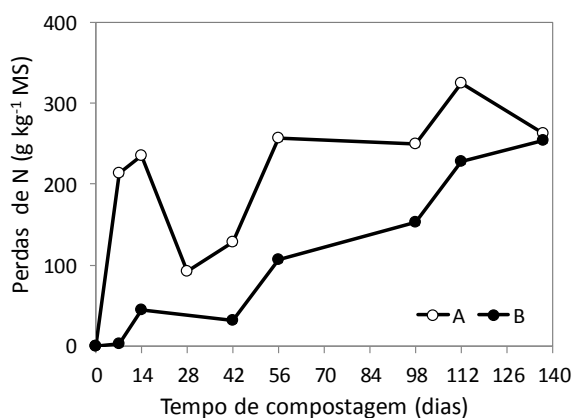


Figura 7.6. Perdas de N ($\text{g kg}^{-1}\text{MS}$) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

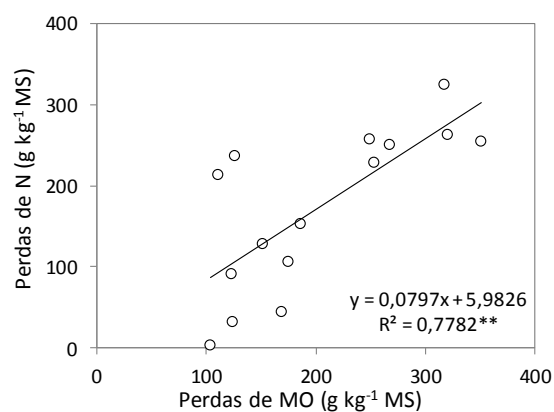


Figura 7.7. Relação entre as perdas de N e de matéria orgânica ($\text{g kg}^{-1}\text{MS}$) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira. A linha representa o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. ** $P < 0,01$

As misturas destinadas à compostagem inicialmente continham baixas concentrações de N-NO_3^- e elevadas concentrações de N-NH_4^+ mas, posteriormente, ambas pilhas ficaram enriquecidas em N-NO_3^- e com concentrações de N-NH_4^+ baixas (Fig. 7.8), devido aos processos de nitrificação e de volatilização da amónia. Esta tendência inverteu-se, ao fim de, aproximadamente, 28 dias e 42 dias de compostagem na pilha A e B respetivamente. Este efeito de diminuição no teor de amónia e aumento do teor de nitratos com a evolução da compostagem foi, também observado por outros autores (Guoxue et al., 2001; Nakasaki et al., 2001; Banegas et al., 2006; Brito et al., 2008; Brito et al., 2009b).

Em ambas as pilhas verificaram-se perdas significativas de N-NH_4^+ até aos 28 e 42 dias de compostagem respetivamente, com a exceção dos primeiros 7 dias de compostagem. Não

se verificaram diferenças significativas no teor de $N-NH_4^+$ entre a pilha A e B com a exceção dos primeiros três dias de amostragem onde essas diferenças não foram suficientemente consistentes. A partir dos 56 dias de compostagem os aumentos de $N-NO_3^-$ foram significativos em ambas as pilhas. A partir dos 14 dias de compostagem verificaram-se diferenças significativas de teores de $N-NO_3^-$ entre as pilhas estudadas ($P < 0,05$).

O teor de $N-NH_4^+$ variou entre 18 e 4185 $g\ kg^{-1}$ MS durante o processo de compostagem na pilha A e 15 e 3503 $g\ kg^{-1}$ MS na pilha B, enquanto o teor de $N-NO_3^-$ para a pilha A variou entre 6 e 2376 $g\ kg^{-1}$ MS e, na pilha B, foi inferior a 150 $g\ kg^{-1}$ MS até aos 42 dias de compostagem e aumentou até ao valor médio de 1403 $g\ kg^{-1}$ MS no final da compostagem.

Nos primeiros dias de compostagem, onde a produção de calor foi maior (Fig. 7.1), e na presença de pH alcalino, o $N-NH_4^+$ encontra-se principalmente na forma de NH_3 , pelo que as perdas de N por volatilização podem ser elevadas.

A pilha A, no final do processo de compostagem, apresentou maior teor de N nítrico do que a pilha B, o que poderá estar associado ao maior teor de oxigénio na pilha A, que possuía maior quantidade de material estruturante, já que o processo de nitrificação requer oxigénio.

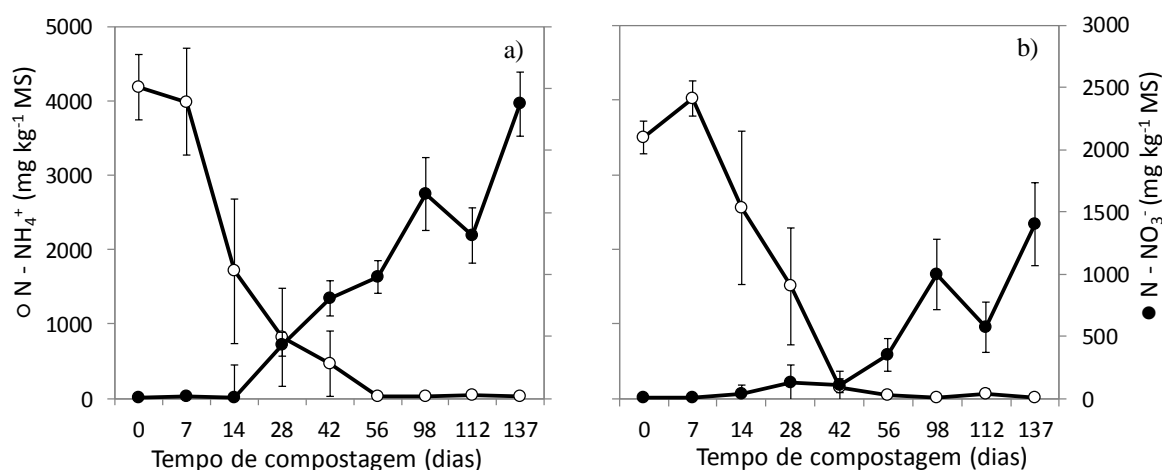


Figura 7.8. Evolução do azoto mineral durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de: a) 40%/60% (pilha A) e b) 50%/50% (pilha B). As barras verticais mostram o desvio padrão entre as repetições.

O teor de P aumentou de forma gradual e significativa ($P < 0,05$) ao longo do processo de compostagem (Quadro 7.6). O teor de P variou entre 9 e 13 $g\ kg^{-1}$ MS na pilha A e entre 11 e 15 $g\ kg^{-1}$ MS na pilha B. A adição de agente estruturante apresentou um efeito de

diluição sobre este macronutriente, uma vez que os valores foram mais baixos na mistura 40%/60% (v/v) do que na mistura de 50%/50% (v/v) de lama/estilha respetivamente. Tal facto era esperado uma vez que a lama é um material mais rico neste nutriente (Quadro 7.1). O teor de P variou significativamente entre as pilhas A e B com a exceção do dia 7 e 14 do processo de compostagem ($P < 0,05$).

Não se evidenciaram diferenças significativas quanto ao teor de K entre a pilha A e B (Quadro 7.6). O teor de K ao longo do processo de compostagem não variou significativamente. Provavelmente porque o aumento no teor deste nutriente, provocado pela redução de massa em compostagem, foi acompanhado pela sua lixiviação. O teor deste macronutriente na pilha A numa fase inicial era de 10 g kg^{-1} MS e ao fim de 137 dias de compostagem era de 8 g kg^{-1} MS. Na pilha B o teor de K diminuiu de 14 g kg^{-1} MS para 13 g kg^{-1} MS em 137 dias de compostagem.

O teor de Ca e o Fe aumentou ao longo do processo de compostagem (Quadro 7.6), revelando a dificuldade em lixiviar estes nutrientes que são muito menos móveis que o K. Evidenciaram-se diferenças significativas quanto ao teor de Ca e Fe entre a pilha A e B ($P < 0,05$).

O teor de Mg duplicou durante a compostagem. Inicialmente registou-se um teor de $2,8 \text{ g kg}^{-1}$ MS e $4,1 \text{ g kg}^{-1}$ MS para a pilha A e B respetivamente, enquanto no final do processo de compostagem o teor de Mg aumentou para $4,13 \text{ g kg}^{-1}$ MS e $8,3 \text{ g kg}^{-1}$ MS (Quadro 7.6).

O P, Ca, Mg e Fe ao longo da compostagem ficaram mais concentrados devido às perdas de MO, uma vez que estes nutrientes são elementos relativamente imóveis.

As lamas de ETAR são particularmente ricas em N, P, Ca, Mg e Fe (Quadro 7.1) e o aumento da concentração de nutrientes nos compostos finais é importante porque melhora as propriedades agronómicas do composto final. Por isso, tal como era de esperar a pilha com mais quantidade de lama (pilha B) apresentou teores de P, Ca, Mg e Fe superiores aos da pilha com maior quantidade de estilha. Apesar de lama ser um material muito rico em N, devido às perdas por volatilização, os teores deste nutriente diminuíram ao longo do processo, assim como a pilha A apresentou teores de N superiores à da B.

Durante a compostagem verificou-se uma forte relação linear entre o teor de nutrientes e o teor de MO (Fig. 7.9).

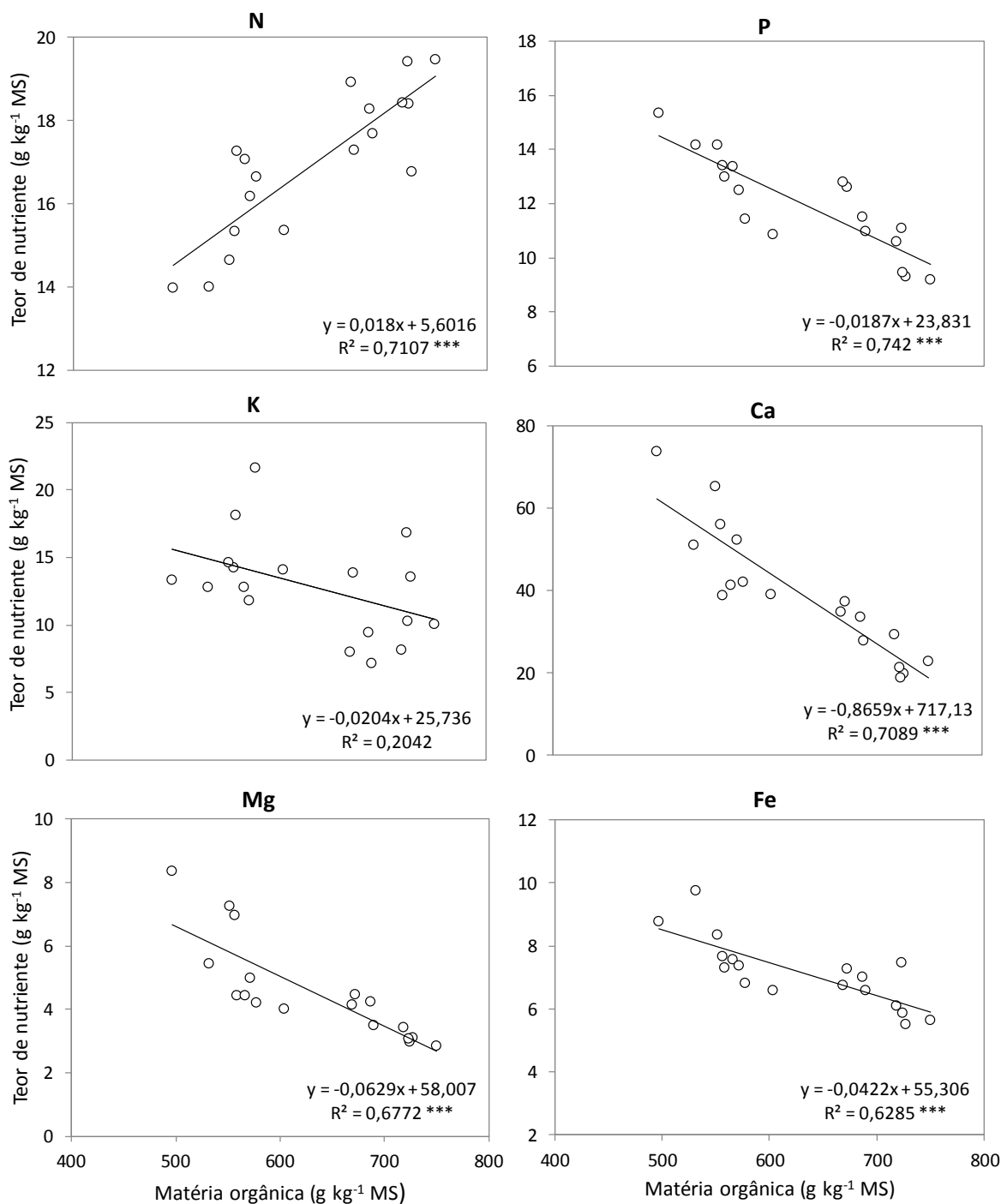


Figura 7.9. Relação entre o teor de nutrientes N, P, K, Ca, Mg e Fe (g kg⁻¹ MS) e o teor de matéria orgânica (g kg⁻¹ MS) durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira. As linhas representam o ajustamento da curva e os pontos os dados experimentais. *** $P < 0,001$

Para o Ca, Fe, Mg e P esta relação linear foi inversamente proporcional e teve uma forte correlação, a mesma foi diretamente proporcional para o N, enquanto a correlação para o K não foi significativa. Considerando que a diminuição no teor de MO resulta das perdas de C na forma de CO₂, e conseqüentemente das perdas de massa, o aumento no teor de Ca,

Fe, Mg e P significa que estes nutrientes são pouco móveis e se conservaram na massa remanescente do composto final. Pelo contrário, o N, que é um nutriente muito mais lábil, por ser sujeito à volatilização e à lixiviação, não se conservou na massa em compostagem. O K apesar de aparentemente ter tido uma relação direta com as perdas de massa, a mesma não teve uma correlação forte provavelmente por também o K ser mais móvel que outros nutrientes como o Ca ou o Fe, mas menos móvel que o N. O facto dos nutrientes se conservarem na massa em compostagem é benéfico do ponto de vista agronómico porque aumenta o valor dos compostos finais, e é igualmente vantajoso do ponto de vista ambiental, porque, ao contrário do que se verificou para o N, não são arrastados para o meio ambiente, nem por lixiviação nem por volatilização, não contribuindo, assim, para a poluição do solo e da água, nem para a poluição do ar. Já para o N, o processo de compostagem não decorreu como desejável, porque se verificaram fortes perdas de N com consequências nefastas dos pontos de vista agronómico e ambiental. Assim, recomenda-se a utilização de materiais estruturantes, que para além das suas características físicas adequadas, no sentido de aumentarem a porosidade no interior das pilhas de forma a beneficiar o transporte do ar do exterior para o interior da pilha, também possuam um elevado teor de C facilmente disponível, o qual, contribuirá para ser utilizado pelos microrganismos para reterem o N no seu protoplasma, evitando que o mesmo se volatilize ou se lixivie.

7.2.6. Razão C/N

No início da compostagem a razão C/N foi de 21 e 22 para a pilha A e B respetivamente, e no final da compostagem não diferiu significativamente da proporção inicial, assim como não variou de forma evidente durante a compostagem (Quadro 7.7). No início do processo de compostagem a razão C/N ótima seria de 30, ou significativamente superior considerando que a estilha de madeira possui um elevado teor de lenhina que possui muito C de muito difícil biodegradação (Brito, 2003). No entanto, estes valores não ocorreram em nenhuma das pilhas devido à baixa razão C/N das lamas de ETAR.

Ao contrário dos estudos referidos anteriormente (Beffa, 2002; Brito et al., 2008; entre outros), neste estudo, a razão C/N não diminuiu durante a compostagem porque as perdas de N (Fig. 7.6) foram semelhantes às perdas de MO (Fig. 7.5), e porque a relação entre as perdas de C e de MO é constantes ($C = MO/1,8$). Este facto, como foi referido anteriormente, é prejudicial quer para o valor dos compostos finais, quer para o ambiente.

Quadro 7.7. Evolução da razão C/N nas pilhas de compostagem durante o processo de compostagem de lamas de ETAR misturadas com estilha de madeira na proporção em volume de 40%/60% (pilha A) e 50%/50% (pilha B).

Tempo (dias)	Razão C/N	
	Pilha A	Pilha B
	$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
0	21 \pm 1,4	22 \pm 0,7
7	24 \pm 2,4	20 \pm 2,0
14	21 \pm 2,3	18 \pm 0,7
28	21 \pm 0,9	19 \pm 1,1
42	22 \pm 2,2	20 \pm 0,9
56	22 \pm 2,3	20 \pm 1,0
98	21 \pm 1,2	21 \pm 1,4
112	21 \pm 1,6	21 \pm 1,3
137	20 \pm 1,4	21 \pm 2,6

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

7.3. Caracterização do composto final

A estabilização do composto é um conceito associado ao facto do carbono no composto remanescente se encontrar numa forma estável, isto é, num estado de difícil biodegradação (por estar já humificado). Por outro lado, a maturação do composto pode ser definida como o estado do composto no qual o mesmo está livre de substâncias fitotóxicas que podem retardar ou reduzir a germinação de sementes ou causar danos às plantas ou organismos presentes no solo (Brewer e Sullivan, 2001), mas também, por ainda existir carbono pouco estabilizado e em consequência a aplicação do composto ao solo poder causar a imobilização do N do solo, e assim, prejudicar o crescimento das plantas. Por isso, na avaliação da qualidade de compostos é importante a utilização de indicadores de estabilidade e maturação. Aparentemente, o facto da degradação da MO destes compostos ter sido pouco elevada poderá significar que os mesmos não estavam suficientemente maturados.

Os valores de pH do composto (Quadro 7.8), não colocam qualquer problema em termos da sua utilização como corretivo orgânico do solo, e estão dentro do intervalo (5,5 a 8,5) de valores aceitáveis para dos compostos ao solo (Anónimo, 2008).

Nesta investigação, os valores finais de CE foram ligeiramente inferiores ao valor de 3 dS m⁻¹ referido por Soumaré et al. (2002) como limite para um compostado ser aplicado ao

solo como corretivo orgânico. O composto não deverá causar excesso de salinidade que seja prejudicial à germinação das sementes e ao crescimento das plantas.

Segundo o documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anônimo, 2008), o composto destinado à utilização na agricultura deverá apresentar um teor de humidade inferior a 40%. Os compostos obtidos neste estudo apresentaram ao fim de 137 dias de compostagem teores de humidade muito superiores ao teor de humidade supracitado (Quadro 7.8).

Ambos os compostos apresentaram, no final do processo, valores de MO (referentes à matéria seca) acima de 30% (pilha A de 67% e B de 50%), recomendado como mínimo para uso generalizado na agricultura (Anônimo, 2008).

Um parâmetro comum para avaliação da maturação do composto é a razão C/N (Guoxue et al., 2001). A razão C/N não mostrou grandes variações durante a compostagem, pelo que, neste caso, não se pode considerar como um bom indicador de avaliação da maturação.

A concentração de N-NH_4^+ tem sido utilizada para determinar a estabilidade dos compostos, sendo considerado um teor de N amoniacal inferior a $400 \text{ mg kg}^{-1} \text{ MS}$ como indicador de uma boa estabilização (Zucconi e Bertoldi, 1987 citado por Brito et al., 2009b). Os compostos avaliados apresentaram teores de N-NH_4^+ inferiores ao valor referência. A baixa concentração de N-NH_4^+ e o aumento de concentração de N-NO_3^- , em combinação com a descida de temperatura, sugerem que o composto estava estabilizado em ambas as pilhas, num período inferior a 5 meses de compostagem. Finstein e Miller (1985) citado por Brito et al. (2009b) definiram o conceito de maturação em termos de nitrificação e enunciaram que o aparecimento, durante o processo de compostagem, de quantidades apreciáveis de nitratos, é indicação de que o composto está aceitavelmente compostado, tal como se verificou para estes compostos.

A razão $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$ também tem sido frequentemente utilizada para avaliar a maturação dos compostos, sendo sugeridos valores <1 (Larney e Hao, 2007) e $<0,5$ (CCQC, 2001) como indicativos de compostos bem estabilizados. Os compostos avaliados neste trabalho alcançaram, portanto, uma razão $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$ (0,01 para ambas as pilhas) inferiores aos valores indicativos para uma boa maturação.

Quadro 7.8. Caracterização analítica dos compostos ao fim de 137 dias de compostagem.

Parâmetro	Unidades	Pilha A	Pilha B
		$\bar{x} \pm \sigma$	$\bar{x} \pm \sigma$
pH		6,09 \pm 0,15	7,14 \pm 0,15
CE	dS m ⁻¹	2,00 \pm 0,22	1,72 \pm 0,31
Humidade	%	69,0 \pm 1,0	69,9 \pm 1,0
MO	g kg ⁻¹ MS	668,85 \pm 33,58	496,81 \pm 38,43
Razão C/N		20 \pm 1,4	21 \pm 2,6
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹ MS	18 \pm 10	15 \pm 11
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹ MS	2376 \pm 256	1403 \pm 333
N	g kg ⁻¹ MS	18,9 \pm 0,4	14,0 \pm 1,0
P	g kg ⁻¹ MS	12,8 \pm 5,2	15,4 \pm 9,6
K	g kg ⁻¹ MS	8,0 \pm 0,8	13,4 \pm 2,7
Ca	g kg ⁻¹ MS	34,8 \pm 2,0	73,8 \pm 8,4
Mg	g kg ⁻¹ MS	4,1 \pm 0,2	8,3 \pm 2,0
Fe	g kg ⁻¹ MS	6,8 \pm 0,7	8,8 \pm 0,6

\bar{x} : Média; σ : Desvio padrão.

Quanto ao teor em metais pesados (Quadro 7.9), constata-se que a generalidade dos compostos apresenta um teor manifestamente inferior aos valores limite impostos pela legislação atualmente em vigor, para a aplicação ao solo (decreto-lei nº 276/2009 de 2 de outubro). No entanto, de acordo com as Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anónimo, 2008), o zinco e o cobre apresentam-se como fatores limitantes à atribuição do rótulo classe I ou II. Numa das amostras da pilha B (amostra 2), o teor de cádmio ultrapassou o limite inerente à classe I e as restantes amostras apresentaram teores de cádmio muito próximo desse limite. Os compostos obtidos (classe IIA), segundo as Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anónimo, 2008), destinam-se apenas a culturas agrícolas arbóreas e arbustivas, nomeadamente, olivais, pomares e vinhas, bem como a espécies silvícolas, ou outras utilizações, como para recuperação de espaços degradados.

A acumulação excessiva de metais pesados no solo e a resultante fitotoxicidade e absorção pela planta é, por isso, um fator limitante na aplicação de compostos em solos agrícolas, uma vez que pode conduzir a uma entrada de metais pesados na cadeia alimentar (Brito, 2003).

Quadro 7.9. Teor em metais pesados dos compostos após 137 dias de compostagem.

Parâmetro	Unidades	Pilha A		Pilha B	
		Amostra 1	Amostra 2	Amostra 1	Amostra 2
Cu	mg kg ⁻¹ MS	2,4 × 10 ²	2,4 × 10 ²	2,5 × 10 ²	2,5 × 10 ²
Zn	mg kg ⁻¹ MS	5,8 × 10 ²	3,8 × 10 ²	3,9 × 10 ²	3,8 × 10 ²
Cd	mg kg ⁻¹ MS	0,64	0,60	0,69	0,78
Pb	mg kg ⁻¹ MS	37	32	39	45
Cr	mg kg ⁻¹ MS	31	31	35	38
Ni	mg kg ⁻¹ MS	17	17	15	17
Hg	mg kg ⁻¹ MS	< 0,33 (LQ)	< 0,33 (LQ)	< 0,33 (LQ)	< 0,33 (LQ)

LQ – limite de quantificação

Um dos problemas levantados pela utilização direta de lamas na agricultura é o risco das plantas e humanos serem contaminados por microrganismos patogênicos. A presença da *Escherichia coli* não ultrapassou os limites estabelecidos nas normas da utilização agrícola das lamas (decreto-lei nº 276/2009 de 2 de outubro) mas a *Salmonella spp* foi detetada numa das amostras (Quadro 7.10). A temperatura alcançada durante a compostagem (Fig. 7.1.) em ambas as pilhas não foram suficientes para higienizar os compostos, resultando em compostos que não garantem as melhores condições sanitárias.

Quadro 7.10. Caracterização biológica dos compostos ao fim de 137 dias de compostagem.

Parâmetro	Unidades	Pilha A		Pilha B	
		Amostra 1	Amostra 2	Amostra 1	Amostra 2
<i>Escherichia coli</i>	ufc/g	3,0 × 10 ¹	<1,0 × 10 ¹ (LQ)	<1,0 × 10 ¹ (LQ)	<1,0 × 10 ¹ (LQ)
<i>Salmonella spp</i>	50g	Detetada	Não detetada	Não detetada	Não detetada

LQ – Limite de quantificação

Para a valorização agronômica é necessário a certificação que os compostos estão higienizados. Face aos resultados obtidos, conclui-se que os compostos analisados não apresentavam um estado sanitário apropriado para o operador, ou para a sua utilização como corretivo orgânico do solo.

8. CONCLUSÕES

Este estudo revelou que o processo de compostagem não se processou com as melhores condições de arejamento. O excesso de humidade e a granulometria do material estruturante não terão facilitado a difusão do ar nas pilhas e o ambiente na massa de compostagem não terá proporcionado as concentrações de oxigénio adequadas para a atividade microbiana e consequente produção de calor.

Em ambas as pilhas de compostagem as temperaturas foram sempre inferiores a 55°C, temperatura necessária para os compostos ficarem isentos de agentes patogénicos e de sementes viáveis de infestantes. Foi notório que um aumento de 10% em volume na quantidade de estilha de madeira conduziu a um aumento relevante da temperatura, revelando o efeito da estilha no arejamento da pilha. No entanto, mesmo na pilha com mais material estruturante não foi possível atingir temperaturas que garantissem a higienização do composto nesta pilha como se verificou pela presença de *Salmonella spp.* numa amostra, de duas analisadas no final da compostagem.

O teor de humidade variou entre 64% e 72%, ou seja, manteve-se em ambas as pilhas em intervalos superiores aos recomendados para a compostagem (40%-60%) (Sweeten e Auvermann, 2008). A pilha com maior proporção de estilha apresentou menor teor de humidade o que melhorou a oxigenação da pilha. Os compostos finais apresentaram teores de humidade superiores ao limite máximo (40%) referido no documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anónimo, 2008).

Em relação ao pH, cujos limites deverá estar entre 5,5 e 8,5 (Anónimo, 2008), os compostos não ultrapassaram esses limites. A CE dos compostos não foi impeditivo para a sua aplicação ao solo. A CE diminuiu de 2,5 dS m⁻¹ e 2,8 dS m⁻¹ para 2,0 dS m⁻¹ e 1,7 dS m⁻¹ para a pilha com mais (pilha A) e menos (pilha B) estilha respetivamente, provavelmente em consequência da lixiviação de sais na massa de compostagem, provocado pelo excesso de humidade.

O limite mínimo requerido para o teor de matéria orgânica (MO) segundo o documento das Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto (Anónimo, 2008) é de 30%, sendo que os dois compostos apresentaram teores de MO superiores a este limite. A maior proporção de agente estruturante na pilha A resultou numa decomposição mais rápida de MO e em consequência também numa perda mais rápida de massa nesta pilha, em comparação com a pilha com menor proporção de agente estruturante (pilha B).

A falta de estabilização da MO das lamas, mas sobretudo as baixas temperaturas verificadas durante a compostagem, e o elevado teor de determinados metais pesados (zinco e cobre), sugerem que estes compostados sejam utilizados na recuperação de espaços degradados, mas não sejam incorporados no solo para fins agrícolas.

Para melhorar a mistura e a compostagem de forma a obter uma compostagem efetiva e um bom estado sanitário dos compostos, recomenda-se:

- (i) compostar as lamas com estilha com menor teor de humidade, para absorver o excesso de humidade das lamas e assim diminuir o teor de humidade da pilha;
- (ii) aumentar a proporção de material estruturante, para aumentar a razão C/N e para diminuir os teores de humidade e de metais pesados das lamas, no sentido de se conseguir não só uma compostagem efetiva, designadamente que garanta elevadas temperaturas e um elevado grau de estabilização do composto final, mas também, menores teores de metais pesados no composto para permitir a sua utilização mais alargada, designadamente em espaços florestais;
- (iii) reduzir o teor de humidade das lamas de ETAR (pré-secagem das lamas);
- (iv) aumentar o tamanho das pilhas de compostagem, para que a dissipação de calor produzida pela atividade microbiana não seja rápida, ainda que para isso continuasse a ser necessário reduzir o teor de humidade das pilhas de compostagem;
- (v) compostar materiais estruturantes que possuam um elevado teor de carbono facilmente disponível, evitando desta forma que o azoto se volatilize ou se lixivie. Além de ser vantajoso do ponto de vista ambiental, é igualmente vantajoso do ponto de vista agronómico; e
- (vi) utilizar materiais estruturantes, com características físicas adequadas, no sentido de aumentar a porosidade no interior das pilhas de forma a beneficiar o transporte do ar do exterior para o interior da pilha. Compostar com partículas com forma menos laminada contribui para aumentar a porosidade da pilha.

Como perspetivas futuras na continuação deste trabalho experimental, e tendo em consideração a melhoria da qualidade dos compostos para utilização mais alargada, existem aspetos que podem ser objeto de futuros estudos, nomeadamente:

- (i) preparar novos compostos corrigindo alguns parâmetros que se revelaram impeditivos de melhores resultados, como a realização de novos ensaios de forma

a testar novas proporções de materiais. Sugere-se, por exemplo, o ensaio com 30% de lama de ETAR e 70% de estilha de madeira, em volume;

- (ii) realizar ensaios com outros materiais estruturantes (exemplo, acácia, palha de arroz, etc.) de forma a compreender melhor qual o material estruturante mais indicado para a compostagem de lamas de ETAR; e
- (iii) estudar a viabilidade de implementar uma estufa de secagem das lamas, de modo a reduzir o elevado teor de humidade que é comum nas lamas de ETAR.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anónimo, 2008. *Especificações Técnicas sobre Qualidade e Utilizações do Composto*. Documento de trabalho da Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa.
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, G. e Hernández, T., 2006. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27, 1317-1327.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L. e Depoe, S., 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66, 241-249.
- Bass, L., Bilderback, T.E. e Powell, M.A., 1992. *Composting. A Guide to Managing Organic Yard Wastes*. North Carolina Cooperative Extension Service, College of Agriculture & Life Science, 8 pp.
- Beffa, T., 2002. *The composting biotechnology: A microbial aerobic solid substrate fermentation complex process*. Compag Technologies International, 37 pp.
- Brewer, L. e Sullivan, D.M., 2001. A quick look at quick compost stability test. *BioCycle*, 42, 53-55.
- Brito, L.M., 2003. *Manual de compostagem*. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, 26 pp.
- Brito, L.M., 2007. Influências físicas sobre características químicas na compostagem da fracção sólida de chorume de bovinos leiteiros. *Revista das Ciências Agrárias*, 30, 2, 98-108.
- 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.
- Brito, L.M., Amaro, A.L. e Fernandes, A.S. 2009a. Efeito do arejamento no processo de compostagem da fracção sólida dos chorumes de pecuária leiteira. *Revista de Ciências Agrárias*, 32, 1, 298-311.
- Brito, L.M., Coutinho, J. e Smith, S.R., 2008. Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Bioresource Technology*, 99, 8955-8960.
- Brito, L.M., Mourão, I., Nestler, H. e Coutinho, J. 2012. Evolução das características físico-químicas durante a compostagem de espécies invasoras de acácia. *V Congresso Ibérico da Ciência do Solo*, Angra do Heroísmo, Açores, 60-68.
- Brito, L.M., Mourão, I., Trindade, H. e Coutinho, J., 2009b. Produção de azoto mineral durante a compostagem de fracção sólida de chorume de pecuária leiteira intensiva. *Revista de Ciências Agrárias*, 32, 1, 323-334.
- Campos, A. e Blundi, C., 1998. *Avaliação de matéria orgânica em compostagem: metodologia e correlações*. Site disponível: Biblioteca Virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental, URL: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/peru/brares056.pdf>. Consultado em 5 de setembro de 2012.
- Carvalho, A., 2010. *Estudo integrado para o transporte, tratamento, valorização e destino final das lamas produzidas na ETAR de Sobreiras, na ETAR do Freixo*. Tese de

- Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, 134 pp.
- Carvalho, R., 2009. *Estudo da possibilidade de utilização de resíduos de origem agropecuária compostados, em substituição de turfa, na produção de viveiros hortícolas*. Tese de Mestrado em Engenharia Agronómica, Universidade Técnica de Lisboa, 64 pp.
- CCQC, 2001. *Compost Maturity index*. Nevada City, California, Compost Quality Council, 26 pp.
- Cordeiro, N., 2010. *Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos – caso de estudo da Algar S.A.* Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 70 pp.
- Costa, M.M. e Ferreira, M.E., 2002. *Utilização Agrícola de Lamas de ETAR*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e da Pesca. Direcção Regional da Agricultura de Entre Douro e Minho (DRAEDM), Ficha Técnica 103, 2 pp.
- Coucello, V.C., 2009. *Necessidades de arejamento no processo de compostagem*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 141 pp.
- Decreto-Lei n.º 276/2009 de 2 de outubro. Diário da Republica, 1ª Série – N.º192 – 2 de outubro de 2009. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 7154-7165.
- Díaz-Burgos, M.A., Ceccanti, B. e Polo, A., 1993. Monitoring biochemical activity during sewage sludge composting. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 145-150.
- Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), 2011. *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal 2010*, Volume 1 – Caracterização geral do sector, 176 pp.
- Fang, M., Wong, J., Ma, K. e Wong, M., 1999. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. *Bioresource Technology*, 67, 19-24.
- Fernandes, F. e Silva, S., 1999. *Manual Prático para a compostagem de Biossólidos*. – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), 91 pp.
- Fernandes, F. e Souza, A., 2001. *Estabilização do Lodo de Esgoto*. Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consociadas com resíduos sólidos urbanos, PROSAB, 1ª Edição, 29-55.
- Fernandes, P., 1999. *Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade de Coimbra – Faculdade de Ciências e Tecnologia, 133 pp.
- Finstein, M.S. e Miller, F.C., 1985. Principles of composting leading to maximization of the decomposition rate, odour control, and cost effectiveness. In: J.K.R. Gasser (Eds.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science, London, 13-26.
- Florindo, F., 2009. *Caracterização das lamas geradas e a sua valorização nos subsistemas dos SMAS-Sintra. Delineamento de um Modelo Conceptual de Gestão*. Tese de

- Mestrado em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 85 pp.
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B. e Yang, L. 2010. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78, 614-619.
- García, C. e Hernández, T., 1996. Influence of salinity on the biological and biochemical activity of a calciorthird soil. *Plant and Soil*, 178, 255-263.
- 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.
- Gil, M.V., Carballo, M.T., Calvo, L.F., 2007. Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrientes. *Waste Management*, 28, 1432-1440.
- Godinho, C., 2009. *Impacte da Revisão da Diretiva Valorização de Lamas nos Custos de Tratamento de Águas Residuais*. Tese de Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 176 pp.
- Gomez, A., 1998. The evaluation of compost quality. *Trends in analytical chemistry*, 17, 5, 310-314.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Domínguez, J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere*, 70, 436-444.
- Gonçalves, P. e Castro, I.V., 2004. Efeito da aplicação de lamas resíduas urbanas na diversidade da população rizobiana do solo. *Silva Lusitana*, 12, 1, 95-104.
- Gouin, F.R., 1993. Utilization of sewage sludge compost in horticulture. *HortTechnology*, 3, 2, 161-163.
- Guoxue, L., Zhang, F., Sun, Y., Wong, J. e Fang, M., 2001. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132, 333-345.
- Hay, J., Ahn, H., Chang, S., Caballero, R. e Kellog, H., 1988. Alternative bulking agent for sludge composting. *BioCycle*, 22, 48-52.
- Herbets, R., Coelho, C., Milette, L. e Mendonça, M., 2005. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. *Health and Environment Journal*, 6, 1, 41-50.
- Huang, G.F., Wu, Q.T., Wong, J. W.C. e Nagar, B. B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*, 24, 805-813.
- Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2008. *Avaliação do Desempenho Ambiental das Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas em Portugal Continental*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 22 pp.
- Iranzo, M., Cañizares, J.V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S. e Boluda, R., 2004. Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). *Bioresource Technology*, 95, 107-112.

- Jiménez, E.I. e Garcia, V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*, 27, 115-142.
- Jouraihy, A., Amir, S., Gharous, M., Revel, J. e Hafidi, M., 2005. Chemical and spectrosopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 56, 101-108.
- Júnior, C.H., Boaretto, A.E., Muraoka, T. e Kiehl, J.C., 2005. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas o solo e produção Vegetal. *Tópicos em Ciências do solo*, 4, 391-470.
- 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. Consultado em 23 de dezembro de 2012.
- Kosobucki, P., Chmarzynski, A. e Buszewski, B., 2000. Sewage Sludge Composting. *Polish Journal of Environmental Studies*, 9, 4, 243-248.
- 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*, 98, 3221-3227.
- Lozada, P.T., Escobar, J.C., Vidal, A.P., Imery, R., Nates, P., Sánchez G., Sánchez, M. e Bermúdez, A., 2005. The influence of amendment material on biosolid composting of sludge from a waste-water treatment plant. *Revista Ingeniería e Investigación*, 25, 2, 53-61.
- Martinho, G. e Gonçalves, G., 2000. *Confinamento- Gestão de Resíduos*. Universidade Aberta, 38 pp.
- McKinley, V.L. e Vestal, J.R., 1984. Biokinetic Analyses of Adaptation and Succession: Microbial Activity in Composting Municipal Sewage Sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 5, 933-941.
- Melo, A., 2011. *Utilização de Lamas de ETAR Municipal na Cultura do Milho*. Tese de Mestrado em Engenharia Agrônômica, Universidade dos Açores, 52 pp.
- Mena, E., Garrido, A., Hernández, T. e García, C., 2003. Biorremediation of sewage sludge by composting. *Soil Science and Plant Analysis*, 34, 957-971.
- Milieu, WRc e RPA, 2008. *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage slugle on land*. Final Report, Part III: Projct Interim Reports, 116 pp.
- Mota, J., Neto, J., Ceballos, B. e Souza, F., 2002. Utilização da compostagem para o tratamento de resíduos de madeira e aparas de grama. *XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental - Comunicações*, 6 pp.
- Município de Pombal, 2006. *Valorização Agrícola de Lamas da ETAR de Pombal*, 2 pp.
- Nakasaki, K., Ohtaki, A. e Takano, H., 2001. Effect of bulking on the reduction of NH₃ emissions during thermophilic composting of night-soil sludge. *Waste Management & Research*, 19, 301-307.
- Nakasaki, K., Sasaki, M., Shoda, M. e Kubota, H., 1985a. Change in Microbial Numbers during Therophilic Composting of Sewage Sludge with reference to CO₂ Evolution Rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 1, 37-41.

- Nakasaki, K., Sasaki, M., Shoda, M. e Kubota, H., 1985b. Effect of seeding during thermophilic composting of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 3, 724-726.
- Nakasaki, K., Shoda, M. e Kubota, H., 1985c. Effect of temperature on composting of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 6, 1526-1530.
- Navas, A., Bermúdez, F. e Machín, J., 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of gypsisols. *Geoderma*, 87, 123-135.
- Oliveira, F., Lima, H. e Cajazeira, J., 2004. *Uso de Compostos em Sistemas Agrícolas Orgânicos*, Site disponível: Embrapa, URL: http://www.cnpat.embrapa.br/publica/pub/SerDoc/doc_89.pdf. Consultado em 25 de setembro de 2009.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A. e Cegarra, J. 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 222-227.
- Petric, I., Sestan, A. e Sestan, I., 2009. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104, 125-134.
- Pinto, A., 2008. Estudio del compostaje aerobico como alternativa para la estabilización de lodos procedentes de una planta de tratamiento de aguas servidas de la region Bío Bío. Tesis de Magister en Ciencias de Recursos Naturales, Universidade de la Frontera, Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración, 89 pp.
- Pires, F., 2012. O desenvolvimento de reciclagem e valorização de resíduos - Gintegral – Gestão Ambiental S.A. 3^{as} Jornadas de Gestão Ambiental e Ordenamento do Território – Comunicações, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima.
- Sánchez-Monedero, M., Roig, A., Paredes, C. e Bernal, M., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78, 301-308.
- Santos, R., Campo, J., Pinheiro, C., Tolon, Y., Souza, S., Baracho, M. e Carmo, E., 2006. Usinas de Compostagem de Lixo como alternativa viável à problemática dos lixões no meio urbano. *Enciclopédia Biosfera*, N.º2, 37 pp.
- Schöll, L., Nieuwenhuis, R., 2003. *Manejo da Fertilidade do Solo*. Agrodok 2, 1ª Edição, Fundação Agromisa, Wageningen, 60 pp.
- Serrão, M.G., Martins, J.C., Fareleira, O., Castelo Branco, M.A., Varela, A., Domingues, H., Fernandes, M., Pires, F., Guerreiro, A., Ramos, J., Campos, A.M., 2010. Impacto f sewage sludge and mineral fertilizers application in soils under pasture from the Alentejo region. *Revista de Ciências Agrárias*, 33, 1, 139 -149.
- Silva, F.A, Villas Boas, R.L. e Silva, R. B., 2009. Maturation parameters for organic composts diferentes. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4, 67-78.
- Silva, K., 2011. *Avaliação do perfil de resistência a antimicrobianos e metais pesados em bactérias isoladas de processo de compostagem*. Tese de Mestrado de Microbiologia Agrícola e do Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande Sul, Instituto de Ciências Básicas e da Saúde, 98 pp.
- Simões, C., 2007. *Avaliação de Impacte Ambiental de Projectos de ETAR e Articulação dos procedimentos de AIA e de Licenciamento Ambiental*. Tese de Mestrado em

- Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 166 pp.
- Soliva, M. e Huerta, O., 2004. *Compostaje de lodos resultantes de la depuración de aguas residuales urbanas*. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, 9 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.
- Suler, D.J. e Finstein, M.S., 1997. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in Bench-Scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and Environmental Microbiology*, 2, 345-350.
- Sundberg, C., Smårs e Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95, 145-150.
- Sweeten, J.M. e Auvermann, B.W., 2008. *Composting Manure and Sludge*. *AgriLife Extension*, 7 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.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. e Stensel, H.D., 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. New York: Metcalf & Eddy Inc., McGraw-Hill.
- Teixeira, C., 2009. *Avaliação da estabilidade do composto pelo teste do auto aquecimento*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 123 pp.
- Yañez, R., Alonso, J.L. e Díaz, M.J., 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresource Technology*, 100, 5827-5833.
- Zorpas, A.A., Vlyssides, A.G. e Loizidou, M., 1999. Dewatered anaerobically-stabilized primary sewage sludge composting: metal leachability and uptake by natural clinoptilolite. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 1603-1613.
- Zubillaga, M.S. e Lavado, R.S., 2003. Stability Indexes of Sewage Sludge Compost Obtained with different proportions of a bulking agent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 3, 581-591.
- Zucconi, F., e Bertoldi, M., 1987. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste, In: Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, 30-50.