



Universidade de Coimbra
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Engenharia Civil

Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos

Paulo Alexandre Lopes Fernandes

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre
em Engenharia Civil pela Universidade de Coimbra

Coimbra 1999



Universidade de Coimbra
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Engenharia Civil

Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos

Paulo Alexandre Lopes Fernandes

Mestrado em Engenharia Civil

Especialização em Hidráulica e Recursos Hídricos

Programa de Pós Graduação "Água, Ambiente e Desenvolvimento 1996/98"

Orientador: Prof. Doutor Fernando J. Seabra Santos
(Professor Catedrático da Fac. de Ciências e Tecnologia da Univ. de Coimbra)

Co-Orientador: Prof. Doutor João Tinóco Pereira Neto
(Professor Titular do Dep. Engenharia Civil da Univ. Federal de Viçosa)

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre
em Engenharia Civil pela Universidade de Coimbra

Coimbra 1999

Resumo

Os modelos de desenvolvimento económico e as mudanças nos padrões e hábitos da sociedade têm levado a uma crescente produção de resíduos sólidos urbanos. Em Portugal o volume crescente de resíduos sólidos urbanos transformou-se num problema para os municípios, quer devido à escassez de espaço, quer devido às soluções e custos para resolver este problema. O Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos, editado pelo Ministério do Ambiente em 1997, indica produções de 3 340 000 toneladas de RSU em 1995 e estimativas de cerca de 4 500 000 toneladas no ano 2005.

A solução mais utilizada até há poucos anos para este problema era a deposição no solo em lixeiras, com os inconvenientes daí decorrentes em termos ambientais, de saúde pública e até económicos. Nos últimos anos começaram a construir-se diversos aterros sanitários, com exploração controlada, para a colocação dos RSU como solução final. Contudo esta solução tem-se mostrado muito onerosa e a escassez de espaço leva a considerar outras soluções como a reciclagem, como forma de aumentar a vida útil dos aterros, ao reduzir a fracção a destinar a aterro, bem como ao minorar os impactos daí decorrentes. Como, por outro lado, o teor de matéria orgânica dos RSU em Portugal é superior a 50%, a compostagem parece assumir um papel determinante na valorização desta parcela tão importante, tanto mais quanto o seu produto final (composto) é de elevado valor no condicionamento de solos, aumentando a sua produtividade, repondo os níveis de matéria orgânica e evitando a erosão. A este respeito, refira-se que Portugal, à semelhança dos países do sul da Europa, apresenta solos muito pobres em matéria orgânica.

Porém, no nosso país, actualmente só existem 4 instalações de compostagem a operar, produzindo um composto de menor qualidade, devido a uma má operação e desconhecimento dos parâmetros que governam este processo, e não a uma insuficiência do processo em si.

Assim, mostrava-se de todo o interesse, o desenvolvimento dum estudo numa dessas instalações (a mais antiga do país), visando a validação de parâmetros de controlo dum

processo que tem apresentado bons resultados no Brasil (o sistema LESA), desenvolvido no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA, da Universidade Federal de Viçosa – UFV, Minas Gerais, Brasil, e a comparação com os processos implementados com vista à melhoria destes.

Nesta perspectiva apresenta-se um estudo, comparando a eficiência dos dois sistemas de compostagem, o utilizado na LIPOR e o sistema LESA proposto, visando a avaliação da qualidade do composto orgânico maturado obtido e a obtenção de parâmetros de projecto destinados a nortear a futura instalação do sistema LESA no país. Analisou-se também a possibilidade de aumento da eficiência do processo implementado na LIPOR e da qualidade do composto produzido, através da sua adaptação ao sistema LESA.

Para a realização do estudo foram montadas pilhas de compostagem com o mesmo material destinado ao processo da LIPOR. Os principais parâmetros de controlo da experiência foram o arejamento (pela acção do reviramento), a temperatura e o teor de humidade. A experiência foi monitorada por diversas análises físicas, físico-químicas, químicas e biológicas, avaliando assim a eficiência e o desenvolvimento do processo. Paralelamente, fizeram-se as mesmas determinações em pilhas do processo da LIPOR, para comparação com o resultado das experiências.

Abstract

The models of economic development and changes of habits of society have led to an increase in municipal solid wastes. In Portugal the volume of the municipal solid wastes became a problem for municipalities due to lack of land and to solutions and costs for solving this problem. The Strategic Plan for the Municipal Solid Wastes, published by the Ministry of Environment in 1997, shows volumes of 3 340 000 tones of MSW in 1995 and estimates 4 500 000 tones by the year 2005.

Until a few years ago the major forms of waste disposal were landfills and open dumps without any treatment, with the inherent environmental, public health and economic adverse impacts that emerge. In the last years the solution was the construction of a few sanitary landfill installations. However, this solution became very expensive and the land reclamation led to new solutions such as recycling so as to improve the life of sanitary landfill installations and reduce the environmental impact. On the other hand, the content of organic matter of the MSW in Portugal is higher than 50%. Therefore, the role of composting seems to be very important in valorizing the MSW with the production of compost which is very important for soil regeneration. In Portugal, like in other Southern European countries, the soil content of organic matter is very low.

In our country there are only 4 composting installations functioning, and they produce low quality composts due to bad operation and lack of knowledge about the process and its parameters. However, composting is a reliable process and it is necessary to understand it in order to be able to produce high quality composts.

For those reasons it was urgent to develop a study in the oldest factory (LIPOR) to evaluate an alternative process named LESA, developed at the Laboratory for Sanitary and Environmental Engineering - LESA of the Federal University of Viçosa – UFV, Minas Gerais, Brazil, and to compare it with the factory process of LIPOR.

This study relates to a comparison of the efficiency between two composting systems, which are LIPOR and LESA system, to evaluate quality of matured organic compost obtained and to determine project parameters for future use of LESA system in Portugal. We also made a study to increase efficiency of LIPOR process and its quality, to adapt it to LESA system.

The experiment consists of making some piles with the same material used by LIPOR factory treated with LESA process. The main parameters were aeration, temperature and moisture content. Physics, chemicals and microbiological analysis to evaluate the efficiency and development of the process have monitored the experiments. At the same time, LIPOR piles have also been monitored with the same analysis for comparison with the experimental results.

Agradecimentos

Esta Dissertação contou com inúmeros apoios e incentivos que não posso deixar de referir.

Em primeiro lugar, o meu reconhecimento é dirigido ao Prof. Doutor Seabra Santos pela confiança depositada e pelo acompanhamento prestado no decorrer do meu percurso científico, constituindo o seu entusiasmo e saber um ponto de referência imprescindível para o meu desenvolvimento pessoal e profissional. Especificamente, agradeço o ter aceite orientar este trabalho e a disponibilidade mostrada ao longo do seu desenvolvimento.

Ao Prof. Doutor Tinôco Pereira Neto, da Universidade Federal de Viçosa (MG – Brasil), agradeço a forma rigorosa na orientação e conselhos fornecidos neste trabalho, permitindo superar a distância geográfica e as dificuldades encontradas ao longo do seu desenvolvimento.

Ao Prof. Mário Russo, da Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viana do Castelo (IPVC), a orientação, acompanhamento e disponibilidade de meios e conselhos ao longo do desenvolvimento deste trabalho, não pode deixar de ser referida por ter sido determinante.

À LIPOR, na pessoa do seu Director, Dr. Fernando Leite, pelas enormes facilidades que colocou à minha disposição nas instalações da empresa intermunicipal que dirige, o meu agradecimento por ter tornado possível este trabalho.

À Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viana do Castelo (IPVC), na pessoa do Presidente do Conselho Directivo, Prof. Paulo Fernandes, pelas facilidades concedidas na utilização dos recursos da escola, nomeadamente do Laboratório de Tecnologias Ambientais, o meu profundo agradecimento.

À SERURB, pela disponibilização do Laboratório do Aterro Sanitário de Matosinhos, o meu agradecimento pelas facilidades concedidas.

À Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Leiria (IPL), na pessoa do Presidente do Conselho Directivo, Eng. Nuno Mangas, pelas facilidades concedidas, o meu agradecimento.

Não posso deixar de referir o meu profundo agradecimento à Dra. Élia Fernandes, do Laboratório de Tecnologias Ambientais da ESTG – IPVC, não só a ajuda imprescindível e os conhecimentos transmitidos na realização das análises, bem como a extraordinária disponibilidade mostrada, trabalhando muitas vezes para além do horário normal no meu acompanhamento laboratorial.

À Dra. Cristina Vieira do Laboratório do Aterro Sanitário de Matosinhos, a disponibilidade e ajuda prestada.

Não menos importante, a preciosa ajuda e acompanhamento dos funcionários da LIPOR, principalmente na pessoa do Sr. Sousa, que ao longo destes meses, colaborou e disponibilizou toda a sua atenção às experiências, abdicando mesmo de fins de semana e folgas para o seu acompanhamento, o meu profundo agradecimento e admiração.

Índice

Capítulo 1

Introdução	1
1.1. Considerações Gerais.....	1
1.2. Abordagem dos Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal	3
1.3. Objectivos do Trabalho.....	8
1.4. Organização do Presente Trabalho	10

Capítulo 2

Revisão Bibliográfica	11
2.1. Perspectiva Histórica	11
2.2. Definição de Compostagem.....	16
2.3. Sistemas de Compostagem	18
2.3.1. Compostagem Aeróbia	18
2.3.2. Digestão Anaeróbia	18
2.3.3. Compostagem Mesofílica e Termofílica	19
2.3.4. Sistemas Não Reactor	20
2.3.5. Sistemas Reactor.....	23
2.4. Aspectos Microbiológicos do Processo	25
2.4.1. Bactérias	27
2.4.2. Fungos.....	29
2.4.3. Actinomicetos	29
2.4.4. Outros Protistas.....	30
2.4.5. Microorganismos Patogénicos.....	31
2.5. Factores que Afectam a Compostagem	35
2.5.1. Arejamento	35
2.5.2. Teor de Humidade	36
2.5.3. Temperatura.....	37

2.5.4. Concentração de Nutrientes	39
2.5.5. Dimensão das Partículas	40
2.5.6. pH	41
2.6. Vantagens e Limitações da Compostagem	42
2.7. Utilização de Composto Orgânico	43
2.7.1. Vantagens da Aplicação de M.O. nos Solos	43
2.7.2. Metais Pesados e Problemas de Contaminação	47
2.7.3. Aspectos Epidemiológicos	49
 Capítulo 3	
Trabalho Experimental	51
3.1. Introdução	51
3.2. Descrição da ETRSU da LIPOR	52
3.3. Descrição do Trabalho Experimental	58
3.3.1. Matéria-Prima Utilizada e Dimensão das Experiências	58
3.3.2. Parâmetros de Controle da Experiência	59
3.3.3. Critérios de Amostragem	62
3.3.4. Análises e Determinações Efectuadas	63
3.4. Métodos Analíticos	65
3.4.1. Determinações Físicas	65
3.4.2. Determinações Físico-Químicas	65
3.4.3. Análises Químicas	67
3.4.4. Análises Microbiológicas	72
 Capítulo 4	
Resultados e Interpretação	73
4.1. Introdução	73
4.2. Resultados das Amostras da ETRSU da LIPOR	74
4.3. Resultados das Amostras da Experiência	77
4.3.1. Determinações Físicas e Físico-Químicas de Controle do Processo	77
4.3.2. Análises Químicas	83
4.3.3. Metais Pesados e Nutrientes	89

4.3.4. Análises Microbiológicas	91
4.3.5. Resumo das Características do Produto Final Obtido	94
4.4. Comparação e Interpretação dos Resultados	95
Capítulo 5	
Conclusões.....	97
5.1. Apreciação Global	97
5.2. Conclusões Operacionais	98
5.3. Parâmetros Obtidos.....	100
5.4. Eficiência do Processo e da Experiência	102
Capítulo 6	
Sugestões e Recomendações	103
6.1. Sugestões de Prossecução das Investigações.....	103
6.2. Sugestões e Recomendações para Aumentar a Eficiência da ETRSU da LIPOR	104
6.3. Sugestões e Recomendações para Futuras Instalações em Portugal	106
Bibliografia	108

Índice de Figuras

Figura 2.1 – Sistemas Reactor mais Comuns em Compostagem	24
Figura 2.2 – Formas Típicas de Bactérias (unicelulares)	27
Figura 2.3 – Formas Típicas de Bactérias (associações unicelulares)	28
Figura 2.4 – Formas Típicas de Bactérias (multicelulares).....	28
Figura 2.5 – Perfil Típico de Temperatura numa Pilha	38
Figura 2.6 – Acidez e Alcalinidade dos Solos.....	46
Figura 3.1 – Vista Parcial da LIPOR.....	54
Figura 3.2 – Corte da Linha de Separação Mecânica da LIPOR.....	54
Figura 3.3 – Vistas da Linha de Separação da LIPOR	55
Figura 3.4 – Vistas da Linha de Separação da LIPOR (cont.)	55
Figura 3.5 – Vistas do “Parque de Fermentação Lenta” da LIPOR	56
Figura 3.6 – Vistas da Fossa da Instalação da LIPOR	56
Figura 3.7 – Vistas da Fossa da Instalação da LIPOR (cont.).....	57
Figura 3.8 – Vista das Pilhas 1, 2 e 3 no “Parque de Fermentação Lenta”	58
Figura 3.9 – Vista das Pilhas A e B em Pátio Coberto.....	59
Figura 3.10 – Pontos de Colocação das Sondas K para Determinação da Temperatura.....	60
Figura 3.11 – Painel de Aquisição de Temperatura e Sondas nas Pilhas PlA e PlB	61

Figura 4.1 – Precipitação Total Média Anual	96
Figura 4.2 – Precipitação (nº de dias por ano).....	96

Índice de Quadros

Quadro 1.1 – Estimativa da Capitação de RSU – MARN, 1991 [g/(hab.dia)].....	4
Quadro 1.2 - Distribuição, pelos diversos elementos de gestão, das quantidades de RSU produzidas em 1995 e nas opções futuras de curto (2000) e médio (2005) prazos (*)	6
Quadro 1.3 – Estações de Compostagem em Funcionamento em Portugal até 1995	7
Quadro 2.1 – Categorias metabólicas baseadas nas fonte de carbono e energia das células	26
Quadro 2.2 – Alguns Microorganismos Patogénicos e Doenças Associadas	33
Quadro 2.3 – Condições de inativação de parasitas e microorganismos patogénicos na compostagem	34
Quadro 3.1 – Dados Populacionais da Área de Influência da LIPOR (INE 1991) ^[39]	52
Quadro 3.2 – Composição Média dos RSU da Área de Influência da LIPOR (1996)	53
Quadro 4.1 – Avaliação do Composto Armazenado – Pilha LIPOR 1	74
Quadro 4.2 – Avaliação do Composto Armazenado – Pilhas LIPOR 2 e 3	74
Quadro 4.3 – Teor Médio de Inertes Presentes no Composto Armazenado	76

Quadro 4.4 – Comparação do Teor de Metais Pesados e as Recomendações da UE [mg/kg].....	90
Quadro 4.5 – Resultados das Análise Microbiológicas [UFC/g]	92
Quadro 4.6 – Comparação das Características da Matéria Fresca e Produtos Finais Obtidos.....	94
Quadro 4.7 – Resumo das Características do Produto Final Obtido (Nutrientes e Metais Pesados)	94

Índice de Gráficos

Gráfico 1.1 – Composição Média dos RSU em Portugal (1996)	6
Gráfico 3.1 - Composição Média dos RSU da Área de Influência da LIPOR (1996)	53
Gráfico 4.1 – Evolução da Temperatura das Pilhas 1 e 2 (fundo, meio e topo).....	77
Gráfico 4.2 – Evolução da Temperatura da Pilha 3 (fundo, meio e topo).....	77
Gráfico 4.3 – Evolução da Temperatura nas Pilhas A e B (fundo, meio e topo)	78
Gráfico 4.4 – Comparação da Temperatura no Meio das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	78
Gráfico 4.5 – Evolução do Teor de Humidade das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B.....	79
Gráfico 4.6 – Evolução dos Sólidos Voláteis das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B.....	80
Gráfico 4.7 – Evolução do pH nas Pilhas A e B	81
Gráfico 4.8 – Inertes do Material das Pilhas em % Inertes Totais	82

Gráfico 4.9 – Evolução do Azoto Total das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	83
Gráfico 4.10 – Evolução do Carbono Orgânico Total das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	84
Gráfico 4.11 – Evolução do Carbono Orgânico Oxidável das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	85
Gráfico 4.12 – Evolução da Relação C/N das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	86
Gráfico 4.13 – Evolução da Relação entre SV/COT/COO das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	87
Gráfico 4.14 – Evolução da Relação no COT – Comparação entre Método de Anne e Factor de Walkley&Black das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B.....	87
Gráfico 4.15 – Evolução da Celulose Bruta das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	88
Gráfico 4.16 – Evolução do Teor de Metais Pesados das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	89
Gráfico 4.17 – Evolução de Nutrientes das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B	91

Capítulo 1

Introdução

1.1. Considerações Gerais

O homem nas suas actividades diárias produz um conjunto diversificado de resíduos, para os quais nem sempre existiram soluções de destino final adequadas. Com o aumento dos aglomerados populacionais, crescente industrialização e produção individual de resíduos sólidos, o problema do destino final dos mesmos foi-se agravando nos países mais desenvolvidos ou em desenvolvimento, devido aos volumes cada vez maiores envolvidos.

Por outro lado, a pressão do homem sobre o ambiente e os níveis de degradação que o ambiente tem atingido devido ao crescimento industrial e populacional, com a utilização mais exaustiva de recursos naturais, cada vez maior e mais intensiva utilização do solo, bem como um crescente aumento do nível de vida das populações, tem levado a que as mesmas comecem a ter maiores exigências no que respeita ao ambiente, tendo-se tornado um direito fundamental dos cidadãos consignado na Lei Básica dos Países desenvolvidos como é exemplo o constante na Constituição da República Portuguesa no Artº 9º, em que o Estado “...*deve promover o bem estar e a qualidade de vida do povo... dos seus direitos económicos, sociais, culturais e ambientais...; ...proteger e valorizar o ambiente e recursos naturais...*” ou no seu Artº 66º onde se refere que “...*todos os cidadãos têm direito a um ambiente de vida humano, sadio e ecologicamente equilibrado...*” reafirmado no Princípio Geral (Artº 2º) da Lei de Bases do Ambiente.

De entre os diferentes resíduos produzidos os resíduos sólidos urbanos, pelo seu volume e características apresentam-se como um dos principais problemas com que as sociedades desenvolvidas se vêm confrontadas.

A solução de destino final mais utilizada no passado passava pela deposição no solo, quase sempre sem controlo ambiental ou em condições mais ou menos controladas e em locais que nem sempre eram os mais indicados para o efeito, pelo impacto ambiental que provocavam na contaminação dos solos e recursos hídricos, na proliferação de odores e ainda pelo facto de serem potenciais focos de infecções e doenças.

Com a pressão legislativa, social e ambiental dos últimos anos, essa deposição passou a ser efectuada em condições mais adequadas designadamente em aterros sanitários escolhidos com rigor, estudando o seu impacto ambiental e com exploração controlada. Porém, face a um volume cada vez maior de resíduos, esta solução exige cada vez maiores áreas disponíveis (o que é incompatível com a crescente ocupação do solo) e tem custos já não desprezáveis, para além do facto de cada novo local de instalação destas estruturas contar normalmente com o descontentamento das populações, face à memória que tinham dos locais destinados a esse fim.

Perante esta situação e à maior racionalização do desenvolvimento, as soluções apontadas como preferenciais para o problema dos resíduos são a prevenção (evitar ou reduzir os resíduos), a valorização (reciclagem, valorização energética e outras) e só por fim o destino final em aterro sanitário.

No caso dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e face às suas características, a reciclagem assume um papel importante na redução dos volumes a colocar em aterro sanitário, na protecção do ambiente¹ e na poupança energética². Nesta perspectiva é hoje comum ouvir falar de reciclagem de vidro, papel, cartão e metais, entre outros.

Quanto à fracção orgânica dos RSU são fundamentalmente duas as soluções de valorização apontadas^[26], a reciclagem através da compostagem e a valorização energética através da incineração com reaproveitamento de energia.

¹ p.ex. não colocando no solo embalagens dificilmente biodegradáveis (embalagens plásticas) ou evitando o abate de árvores por reciclagem de papel e cartão.

² p.ex. no fabrico de vidro a partir de vidro reciclado gasta-se muito menos energia que a fabricá-lo pelos processos tradicionais.

A incineração apesar das vantagens que tem nomeadamente na redução drástica do volume de resíduos a destinar a aterro (cinzas resultantes) e do reaproveitamento energético, apresenta inconvenientes que se mostram cada vez maiores nos países desenvolvidos que optaram por esta solução há alguns anos atrás, como sejam a poluição que provocam, com emissões de dioxinas e metais pesados para a atmosfera (isto quando a pressão sobre a atmosfera também já é elevada), bem como os elevados custos de investimento e operação que apresentam.

Por outro lado, é inegável que a fracção orgânica continua a ser a de maior expressão no conjunto dos resíduos produzidos, sugerindo um tratamento adequado, que passa pela sua valorização biológica. Nesta perspectiva, a compostagem constitui a solução apropriada por permitir redução de custos com tratamentos por aterro, bem como pelo facto de produzir um condicionador e fertilizante com valor na recuperação de solos com baixo teor de matéria orgânica e nutrientes. A este respeito refira-se que segundo a FAO³ as necessidades de matéria orgânica dos solos no solo do nosso país, em 1960, se cifravam em cerca de 200×10^6 toneladas, de modo a repor a produtividade e evitar a erosão dos solos mais esqueléticos.

Porém, esta perspectiva de reciclar não se tem traduzido na instalação de unidades com capacidade de converter esta fracção dos RSU em composto de qualidade. Se por um lado há desconfiança relativamente à qualidade dos produtos resultantes do processo, por outro lado, a menor qualidade dos compostos é fruto do mau funcionamento das unidades de compostagem existentes, nomeadamente não atingindo normalmente a maturação necessária.

Estes aspectos justificam que se proceda à investigação dos processos operacionais da compostagem em Portugal que tornem possível a reciclagem de matéria orgânica visando obter um produto final de qualidade (composto) susceptível de ser utilizado no solo.

1.2. Abordagem dos Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal

A gestão dos resíduos é relativamente recente em Portugal, tendo surgido o primeiro documento normativo pelo Decreto-Lei nº488/85, de 25 de Novembro, que seria revogado 10

³ Food and Agricultural Organization – Nações Unidas

anos depois, pelo Decreto-Lei nº310/95, de 20 de Novembro, que transpunha para a legislação nacional as Directivas Comunitárias nº91/156/CEE, de 18 de Março e 91/689/CEE, de 12 de Dezembro.

Mais recentemente e tendo-se concluído que a legislação era ainda insuficiente⁴, foi aprovada nova legislação destinada a regulamentar a gestão de resíduos pelo Decreto-Lei nº239/97, de 9 de Setembro.

Um quadro legal relativamente recente reflecte bem o quão novas são as questões associadas à problemática dos resíduos em Portugal, sendo muito poucas as soluções implementadas com vista a dar solução a este problema, incluindo as dos resíduos sólidos urbanos.

No Livro Branco Sobre o Estado do Ambiente em Portugal, elaborado em 1991, pelo Ministério do Ambiente, fazem-se estimativas para a produção de resíduos no país para o ano de 1993 a partir dos valores conhecidos de 1987 e 1990. A partir das taxas de crescimento encontradas estimou-se então que a capitação média no ano 2000 seria de cerca de 960 g/(hab.dia), pelo que o volume dos resíduos sólidos urbanos no nosso país atingiria valores da ordem das 9 400 ton/dia ou cerca de 3 430 000 ton/ano.

Em 1997 no Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos^[26], editado pelo Ministério do Ambiente, são apresentados os valores de 1995 que indicam um volume anual de 3 340 000 toneladas, fazem-se estimativas de 3 870 000 toneladas para o ano 2000 e de 4 490 000 toneladas para o ano 2005.

Apesar destes valores já por si serem muito grandes e levantarem naturalmente alguma apreensão, podem vir a revelar-se maiores, como sugerem os números obtidos nas campanhas de caracterização efectuadas em 1994 pela LIPOR⁵, com valores de 1233 g/hab.dia para a zona da LIPOR ou valores de 1451 g/hab.dia para o concelho do Porto.

Quadro 1.1 – Estimativa da Capitação de RSU – MARN, 1991 [g/(hab.dia)]

⁴ Justificação apontada na introdução ao mesmo documento normativo.

⁵ Serviço Intermunicipalizado de Tratamento de Lixos da Região Porto, integrando os concelhos de Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Valongo, e Vila do Conde.

Distritos	1987	1990	1993*
Aveiro	702	750	798
Beja	548	590	632
Braga	632	680	728
Bragança	542	590	638
Castelo Branco	641	740	839
Coimbra	858	990	1122
Évora	565	610	655
Faro	656	710	764
Guarda	642	720	798
Leiria	672	720	768
Lisboa	789	840	891
Portalegre	555	600	645
Porto	756	810	864
Santarém	699	750	801
Setúbal	746	800	854
Viana do Castelo	615	660	705
Vila Real	555	600	645
Viseu	628	700	772
Média Nacional	707	766	825

*Estimativa

Quanto às suas características, apesar de muito variáveis, Ferreira^[13] em 1996 apresentou uma composição média para os resíduos sólidos em Portugal, com base em levantamentos estatísticos levados a efeito através de informações dadas pelos municípios e disponibilizados pela Direcção Geral do Ambiente que se apresenta no gráfico 1.1.

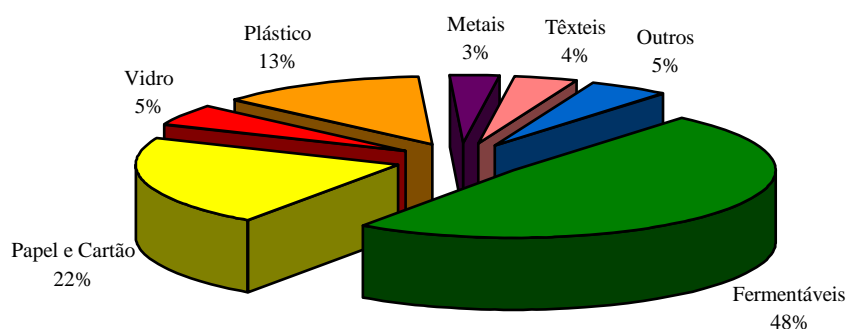


Gráfico 1.1 – Composição Média dos RSU em Portugal (1996)

Relativamente às soluções previstas para a resolução do problema dos resíduos sólidos, o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos^[26] apresenta estratégias e metas até ao ano 2005, na linha de orientação do Decreto-Lei n.º239/97, de 9 de Setembro, que se apresentam no quadro 1.2.

Quadro 1.2 - Distribuição, pelos diversos elementos de gestão, das quantidades de RSU produzidas em 1995 e nas opções futuras de curto (2000) e médio (2005) prazos (*)

Elementos de Gestão	1995		2000 ^(*)		2005 ^(*)	
	Quantidade	%	Quantidade	%	Quantidade	%
Redução	0	0	100	2,5	225	5
Compostagem	299	9	580	15	1123	25
Reciclagem	133	4	580	15	1123	25
Incineração	0	0	1000	26	1000	22
ECTRU	0	0	194	5	450	10
Aterro	471	14	1416	36,5	569	13
Lixeira	2437	73	0	0	0	0
Total Valorização	432	13	2260	58,5	3471	77
Total Confinamento	2908	87	1610	41,5	1019	23
Totais Gerais	3340		3870		4490	

(*) previsões

Obs.: valores em 10³ toneladas

A compostagem de resíduos sólidos urbanos em Portugal encontra-se reduzida a quatro unidades industriais repartidas igualmente pelo país, duas a Norte (na região do Porto e Vale do Ave) e duas a Sul (na região de Lisboa e Setúbal).

A primeira destas instalações a entrar em funcionamento foi a Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos do Serviço Intermunicipalizado de Tratamento de Lixos da Região Porto (ETRSU da LIPOR), em Ermesinde, no ano 1967, tendo-se seguido a estação de Beirolas em Lisboa. Em 1988 iniciou-se a construção da Central Industrial de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (CITRS) em Trajouce, concelho de Cascais, que entrou em funcionamento em 1990. Em Outubro de 1994 iniciou a operação a Estação de Compostagem de Setúbal (TRUSET), operando no sistema Koch. Em Março de 1995, deu-se o arranque da instalação da Associação de Municípios do Vale do Ave (ETRSU de Riba d’Ave), utilizando equipamentos Dano. No final de 1995 foi desafectada a estação de Beirolas, devido à construção da Exposição Universal de Lisboa de 1998 (Expo 98), restando actualmente 4 instalações de compostagem a operar em Portugal.

Quadro 1.3 – Estações de Compostagem em Funcionamento em Portugal até 1995

Estação	Localização	Concelhos Abrangidos	População (censo 1991)	RSU para Compostar [ton]	Material Compostado [ton]	Dados [ano]
LIPOR	Ermesinde	Espinho, Gondomar, Maia, Porto e Valongo	647 929	74 875	36 000	1996
AMAVE	Riba d’Ave	Guimarães, Famalicao, Fafe e Santo Tirso	422 382	112 237	34 000	1996
CITRS	Trajouce	Cascais, Oeiras e Sintra	565 592	148 169	69 295	1995
TRUSET	Setubal	Setubal	110 000	50 000	26 500	1996
Beirolas	Lisboa	Lisboa	663 394	195 197	110 895	1995
Total			2 409 297	580 478	276 690	

Não se procurando neste trabalho fazer um levantamento exaustivo do modo de funcionamento destas instalações apenas se apresenta uma descrição do modo de operação da Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da LIPOR no §3.2, por ser aquele em que se desenvolveu o trabalho de investigação.

1.3. Objectivos do Trabalho

Os objectivos do presente trabalho centram-se fundamentalmente na investigação de técnicas alternativas de compostagem às instaladas na ETRSU da LIPOR, visando o aumento da eficiência da estação e da qualidade do produto final.

O produto final produzido na LIPOR, à semelhança da maioria dos produtos comercializados com o título de composto, tem apresentado deficiências de qualidade, não cumprindo integralmente os requisitos para a sua utilização na agricultura, situação que se verifica um pouco em todo o mundo e cuja discussão continua actual. O problema não pode ser, contudo, imputável ao processo da compostagem em si, dado que este conduz a produtos estáveis e de qualidade, mas sim ao modo de operação do processo ou à lacuna de conhecimentos^[38, 50].

Por outro lado, a carência em matéria orgânica dos solos em Portugal, aconselha à sua correcção utilizando composto orgânico dos RSU, mesmo não existindo no país estudos sobre os efeitos da aplicação deste produto nos solos, adequados às condições edafo-climáticas do país^[40].

Refira-se também que o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos^[26], onde se estabelecem as soluções definidas para os RSU em Portugal, preconiza como forma de tratamento por compostagem para 15% dos resíduos até ao ano 2000 e 25% do total até ao ano 2005, apesar de reconhecer a baixa qualidade do composto produzido, apontando para esse facto motivos operacionais e a falta de investigação que suporte a produção industrializada instalada.

Estas condições tornam importante aumentar o conhecimento e investigação nesta área da engenharia sanitária, com particular ênfase para os parâmetros que afectam a compostagem, higienização do produto final e metais pesados associados.

Assim, o presente trabalho tem como principais objectivos os seguintes:

- Comparar a eficiência de dois processos de compostagem: o Sistema utilizado na LIPOR e um Sistema desenvolvido no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA da Universidade Federal de Viçosa – UFV, Minas Gerais, Brasil, que é uma versão do sistema “*windrow*” e se passará a designar simplesmente de sistema LESA;
- Obter parâmetros de projecto que sirvam para nortear a instalação futura do sistema LESA no país, bem como investigar a possibilidade de aumento da eficiência do processo implementado na LIPOR e da qualidade do composto produzido, através da sua adaptação ao sistema LESA;
- Avaliar a qualidade do composto orgânico maturado obtido;
- Avaliar a eficiência do sistema na eliminação de microorganismos patogénicos.

1.4. Organização do Presente Trabalho

O presente trabalho encontra-se organizado por capítulos que se passam a descrever sucintamente:

1. Introdução

Abordagem da problemática dos RSU, análise da situação em Portugal e definição dos objectivos do trabalho.

2. Revisão Bibliográfica

Levantamento de conhecimentos em compostagem, sistemas de compostagem, factores que afectam a compostagem e utilização de composto orgânico.

3. Trabalho Experimental

Descrição do local das experiências, do trabalho experimental realizado e dos métodos analíticos utilizados.

4. Resultados e Interpretação

Apresentação dos resultados da investigação realizada, com gráficos e quadros com os valores das medições de parâmetros e análises realizadas, sua interpretação e comentários, tal como a comparação com os mesmos valores obtidos a partir das amostras retiradas do processo fabril implantado.

5. Conclusões

Apresentação das conclusões da investigação quanto aos objectivos do trabalho, parâmetros obtidos e eficiência global do processo investigado.

6. Sugestões e Recomendações

Sugestões e recomendações para prossecução das investigações neste domínio, com vista à melhoria da eficiência do processo.

Capítulo 2

Revisão Bibliográfica

2.1. Perspectiva Histórica

A degradação biológica de matéria orgânica ocorreu sempre na natureza. Esta degradação existe na natureza envolvendo vegetação morta (folhas caídas de árvores, plantas secas, restos de árvores, etc.), dejectos de animais e animais mortos. A este processo natural e espontâneo de decomposição de matéria orgânica, Cardenas e Wang^[5] e Kiehl^[24] designaram de compostagem natural.

Foi da observação deste processo natural de decomposição da matéria orgânica que levou o homem a tentar reproduzi-lo visando o melhoramento de solos pobres ou intensamente utilizados. Os chineses, por exemplo, utilizaram este processo natural ao longo de milhares de anos como um processo intermédio de devolução ao solo de matéria orgânica presente em restos da actividade agrícola e outros subprodutos^[39]. O processo envolvia a colocação do material em pilhas ou leiras em áreas abertas de modo a permitir a decomposição natural até que a degradação permitisse a sua utilização no melhoramento dos solos. Contudo, este processo natural não envolvia praticamente qualquer tipo de controlo, pelo que usualmente requeria longos períodos até que se obtivesse um material final adequado^[19, 30].

Uma pesquisa efectuada por Hughes^[21] refere que uma patente foi registada em 1843 na América, por George Bommer, designada de “*Bommer Method of Making Manure*”. O processo consistia na colocação de resíduos da actividade agrícola numa grelha para decomposição, recirculando as escorrências e lixiviados para cima da pilha como forma de acelerar o processo. Apenas após 15 dias considerava-se que o produto resultante já apresentava características adequadas para a sua utilização como composto. Apesar de simplista, pode considerar-se que Bommer terá sido o pioneiro dos processos de compostagem científica.

Contudo o primeiro grande incremento prático na compostagem moderna foi introduzido por Sir Albert Howard, no início da década de 20, ao serviço do Governo Indiano, sistematizando os procedimentos naturais num método de compostagem denominado Processo Indore, em homenagem ao local onde primeiro se aplicou e desenvolveu o processo^[19]. Neste processo utilizavam-se fezes de animais e restos vegetais, como palha e folhas secas, colocando-os em pilhas que atingiam frequentemente elevadas temperaturas. O processo durava cerca de 6 meses, sendo as pilhas reviradas duas vezes durante este período. Posteriores desenvolvimentos do processo introduziram mais reviramentos e adição de água à massa em compostagem, de modo a fornecer ar suficiente para acelerar o processo de degradação. Mais tarde ainda passou-se a adicionar à pilha de compostagem outros materiais, tais como, lamas de esgotos, restos de podas e outros lixos orgânicos, espalhando-se o processo rapidamente por toda a Índia, Ceilão, África e países circundantes^[22, 30].

Em 1932, na Holanda, surge a 1ª instalação de compostagem em larga escala, a utilizar um processo modificado do Processo Indore que viria a ser designado de Processo Van Ma.

Em 1935, o Conselho Indiano de Investigação Agrícola, melhorou o processo Indore, colocando alternadamente camadas de resíduos sólidos e esgotos, e passando-o a designar-se de Processo Bangalore, existindo ainda hoje cerca de 2500 instalações em funcionamento com este processo^[21].

Entre 1926 e 1940 Waksman^[45, 46, 47, 48, 49] complementou as experiências em larga escala com estudos à escala laboratorial utilizando na compostagem resíduos vegetais e estrume de estábulos^[30]. A investigação permitiu estabelecer importantes descobertas em relação a parâmetros da compostagem como sejam a influência da temperatura no estágio de decomposição, o papel de determinados grupos de microorganismos, o efeito na degradação da matéria orgânica de diversas culturas de microorganismos por oposição a culturas únicas e outros.

Outros estudos científicos na compostagem, realizados por Scott (1953) citados por Pereira Neto^[30], procuraram caracterizar a influência no processo de compostagem da integração de diferentes tipos de lixos e resíduos, as perdas químicas do processo, a destruição de

microorganismos patogénicos, o controle de moscas, as aplicações alternativas do processo e o efeito da aplicação de composto nos solos.

Harold Gotaas (1956)^[19] para além de ter feito um levantamento exaustivo da evolução da compostagem ao longo dos tempos, também descreve as experiências realizadas sob sua orientação entre 1950 e 1952 na compostagem de resíduos sólidos urbanos com a adição de lamas de águas residuais, caracterizando a importância de determinados parâmetros no processo e eficiência da compostagem como sejam a temperatura, conteúdo da mistura, relação C/N, arejamento da massa de compostagem, tamanho das partículas, tipo de microorganismos presentes, etc.

Paralelamente a estes estudos, principalmente na Europa, diversos investigadores concentravam as suas atenções na concepção de sistemas de compostagem fechados de modo a permitir um controlo mais efectivo dos processos, menor tempo de compostagem e menores custos de operação, vindo a resultar estes esforços num conjunto diversificado de patentes a partir dos anos 20.

Destes processos os mais importantes são os seguintes:

- O processo Becari (1922), patenteado em Itália, no qual a compostagem se faz em sistema fechado por decomposição anaeróbia e aeróbia;
- O sistema Itano (1928) que consiste num processo mecânico contínuo de decomposição aeróbia de material fresco;
- O sistema Bordas (1931) que consiste num melhoramento do processo Becari e cuja principal diferença está na eliminação da fase anaeróbia do processo através da introdução de ar forçado no silo de fermentação através de tubagens colocadas no centro e ao longo das paredes das células de fermentação;
- O sistema Dano (1933), desenvolvido na Dinamarca, tendo surgido inicialmente como um processo destinado a preparar os resíduos sólidos urbanos para a compostagem através de processos tradicionais;
- O método Earp-Thomas (1933) consistindo num silo com múltiplas portas e arejamento por ar forçado. Surgiram posteriormente variações a este processo como

- o processo Ralph & Kiber Company, que introduziu um duplo reactor, com arejamento interno e externo e recirculação de lixiviados contínua;
- O processo Frazer, cuja principal diferença era a introdução dum digester com agitação mecânica contínua e o Digester Hardy consistindo num sistema contínuo com agitação e arejamento do material em compostagem.

Na década de 60 já existiam diversos sistemas mecanizados, tipo reactor, empregando uma panóplia de equipamento bastante complexo, cujo objectivo comum era a redução do tempo de compostagem.

Ao mesmo tempo a investigação sobre os sistemas não reactores, como a compostagem em pilhas, praticamente não existia. Por volta dos anos 60 a compostagem industrial entra em rotura com a falência económica de um conjunto grande de instalações em operação. Também neste período começam a observar-se as consequências do aumento das áreas urbanizadas nos países industrializados, com produções crescentes de resíduos sólidos, aumento de custo e escassez de terrenos para a execução de aterros sanitários (até aqui uma das soluções tradicionais para o destino final dos resíduos sólidos urbanos), levam a considerar outras soluções para resolver este problema ambiental e social. Outras soluções como a incineração, para além dos seus custos, mostram-se também pouco atractivas pelos elevados riscos ambientais que acarretam, aceitando-se cada vez menos como solução global para o problema dos RSU^[5].

É a crescente preocupação com as questões ambientais e ecológicas que atrai novamente a atenção sobre a compostagem a partir da década de 70, particularmente como solução para o tratamento das lamas de águas residuais e fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Nesta altura alguns investigadores^[30, 35] retomam a investigação dos sistemas não reactores (designados de baixo custo) pela importância que os mesmos têm em termos de menores custos de investimento em equipamento, com a vantagem de produzirem compostos de elevada qualidade quando operados com controlo. O objectivo destas novas experiências é o controlo do processo de modo a garantir que a totalidade da massa de compostagem atinja a completa higienização^[11, 30].

Visando ultrapassar as limitações dos processos não reactor (tempo de compostagem e higienização) a Estação de Investigação do Departamento da Agricultura em Beltsville (USA), desenvolveu o processo de compostagem por Pilhas Estáticas Arejadas (PEA). Este processo mostrou ser técnica e economicamente viável, quanto aos resultados obtidos por comparação com os sistemas reactor^[11], reduzindo assim a diferença para esses sistemas^[35].

O processo de compostagem Beltsville (PEA) consistia na execução de pilhas de lamas de águas residuais e aparas de madeira (na proporção de 1:2) sobre um tubo perfurado ao qual era ligada uma bomba centrífuga de ar. O objectivo era a manutenção de um teor de oxigénio disponível na massa de compostagem entre os 5 e 15% de modo a permitir o desenvolvimento de temperaturas de 75 a 80°C. O tempo de arejamento era de 21 dias, sendo posteriormente o material colocado numa pilha de maturação por mais 30 dias. Visando a melhoria deste processo na Universidade de Rutgers fizeram-se experiências onde o controlo do arejamento era feito através de sondas de temperatura de modo a favorecer a proliferação de culturas microbiológicas diversificadas e assim favorecer a degradação e a higienização. Para que a distribuição de temperaturas fosse mais uniforme o ar era insuflado em vez de aspirado e o controle de cheiros era feito pela colocação de uma camada de composto maturado sobre a pilha de modo a funcionar como filtro biológico.

No final da década de 80, Pereira Neto e outros^[30, 35, 42], procuraram o aperfeiçoamento do processo da Universidade de Rutgers de PEA, alternando o arejamento entre insuflação de ar fresco e sucção de ar, procurando desta forma a criação de condições óptimas de oxigenação e temperatura em todos os pontos da massa de compostagem, tendo por objectivo último o acelerar a degradação da matéria orgânica e uma boa higienização.

Observa-se que nos últimos anos o desenvolvimento e a investigação em compostagem em sistemas não reactor é muito superior aos sistemas reactor (quase todos praticamente inalterados nos últimos 20 anos).

2.2. Definição de Compostagem

Não existe uma definição única e universal de compostagem.

Começando pela Legislação Portuguesa na Portaria nº15/96, de 23 de Janeiro define-se compostagem como “*processo de reciclagem onde se dá a degradação biológica, aeróbia ou anaeróbia, de resíduos orgânicos, de modo a proceder à sua estabilização, produzindo uma substância húmica, utilizável em algumas circunstâncias como condicionador do solo*”. Contudo esta definição de compostagem não é das mais universalmente aceites, uma vez que a maioria dos autores define compostagem acima de tudo como um processo aeróbio controlado.

Haug^[20] define compostagem como uma decomposição e estabilização biológica de matéria orgânica sob condições que permitam o desenvolvimento de temperaturas termofílicas, originadas pelo calor produzido na actividade biológica, e cujo produto final é suficientemente estável para armazenamento e aplicação no solo sem quaisquer efeitos ambientais adversos. Portanto, para Haug^[20], a compostagem é uma forma de estabilização de resíduos, mas que exige condições especiais de composição e arejamento para permitir o desenvolvimento de temperaturas termofílicas. Segundo o mesmo autor, compostagem aeróbia é a decomposição de substratos orgânicos na presença de oxigénio (ar), obtendo como subprodutos resultantes principalmente dióxido de carbono, água e calor.

Pereira Neto^[30] define compostagem como um processo aeróbio controlado, onde se desenvolvem sucessivas populações de microorganismos, combinando etapas de actividade mesofílicas e termofílicas, compreendendo duas fases: uma primeira de intensas reacções bioquímicas de degradação onde a taxa de arejamento é muito importante (fase activa) seguida de outra onde os processos de humificação ocorrem (fase de maturação), permitindo assim a obtenção de um produto final seguro.

Segundo o mesmo autor a definição exige a explicitação do significado dos termos utilizados, como sejam:

- Controlado – num conceito moderno de compostagem a palavra “*controlado*” permite não se estabelecer a confusão entre a compostagem e os processos de degradação naturais que ocorrem na natureza;
- Sucessivas populações microbiológicas - o facto de sublinhar estas sucessivas populações microbiológicas significa que sendo a compostagem um processo biológico está limitado na celeridade e resultados às particularidades e resultados dos processos biológicos que se desenvolvem;
- Aeróbio – a compostagem moderna é por definição um processo aeróbio, visando o aproveitamento dos factores ambientais que esta condição acarreta como a velocidade de degradação, a redução de odores, e a obtenção de temperaturas mais elevadas;
- Etapas mesofílicas e termofílicas – estes termos destinam-se a identificar os grupos principais de microorganismos participantes no processo e o intervalo de temperaturas em que são activos e eficazes. A fase termofílica assume maior importância nos processos de compostagem actuais devido à sua importância em dois aspectos fundamentais: pela higienização da massa de compostagem e elevada velocidade de degradação da matéria orgânica;
- Maturação – esta fase do processo reporta-se àquela que se segue à fase de degradação activa e visa a obtenção de um produto final estável e passível de ser utilizado na agricultura, sem restrições de manuseio ou competição por nutrientes entre microorganismos e plantas.
- Húmus – corresponde ao estado final que é suposto o composto atingir para utilização. Waksman^[45] postulou que “*húmus não admite uma definição rígida, mas deve ser descrito como um agregado complexo de substâncias amorfas resultantes da actividade microbiológica na degradação de resíduos de plantas e animais*”;
- Produto final seguro – designação que deverá constar de qualquer definição de compostagem e que se relaciona com os aspectos epidemiológicos do processo, uma vez que o processo lida frequentemente com lixos associados a doenças infecciosas, pelo que a compostagem deve produzir um produto final seguro, de modo a que possa ser manuseado, guardado e aplicado no solo sem quaisquer efeitos adversos para a saúde pública.

2.3. Sistemas de Compostagem

Os processos de compostagem têm sido classificados por diversos investigadores^[1, 13, 16] segundo três grandes características: disponibilidade de oxigénio (aeróbios e anaeróbios), temperatura (mesofílicos e termofílicos) e tecnologia adoptada (abertos ou sistemas fechados). Segundo Haug^[20] esta última classificação tende a gerar alguma confusão devendo, para o mesmo autor, ser adoptada antes uma classificação segundo sistemas reactor e não reactor. Os sistemas reactor são aqueles em que o material em compostagem se encontra encerrado num reactor, sendo popularmente classificados de mecânicos ou fechados. Os sistemas não reactor são aqueles em que o material em compostagem não se encontra encerrado em reactores, sendo popularmente designados de sistemas abertos ou tradicionais.

2.3.1. Compostagem Aeróbia

A compostagem aeróbia corresponde ao processo de compostagem na presença de oxigénio, sendo normalmente considerado que a taxa de arejamento necessária a manter um processo aeróbio é aquele que permite manter o nível de oxigénio disponível para os processos biológicos acima dos 5 %.

A compostagem aeróbia é mais eficiente em termos de decomposição da matéria orgânica, não produzindo odores desagradáveis, sendo ainda caracterizada por elevadas temperaturas, necessárias a uma correcta higienização. Para além destas características apresenta outras vantagens, como sejam uma grande capacidade de adaptação a variações nas características da matéria orgânica a degradar e até eventualmente a uma má concepção da instalação, quando comparada com outros processos de tratamento.

2.4.2. Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos, tem sido designada de compostagem anaeróbia por alguns autores, consistindo no processo de degradação de matéria orgânica na ausência de oxigénio, caracterizada pela ocorrência de bio-transformações anaeróbias. É cada vez mais

aceite a designação de fermentação anaeróbia para esta decomposição. Os principais argumentos a favor deste tipo de decomposição são a possibilidade de aproveitamento de parte do carbono sob a forma de metano (CH_4). Este gás pode ser aproveitado sob a forma de energia, eléctrica ou vapor, de fácil utilização em instalações industriais. Contudo esta vantagem aparente, traduz-se na redução do teor de carbono da massa, pelo que também não será de esperar que o mesmo possa ser incorporado no composto. Este tipo de tratamento acarreta outros inconvenientes como sejam o facto dos compostos de enxofre dominantes serem os sulfitos, os de fósforo serem os fosfitos e os de azoto serem a amónia, com os inconvenientes que estes compostos apresentam ao não serem normalmente favoráveis para a agricultura^[25].

Por estes motivos refere-se frequentemente que a capacidade de recuperação de um produto útil (metano) se obtém à custa da diminuição da qualidade do produto final (composto).

2.3.3. Compostagem Mesofílica e Termofílica

A classificação dos processos de compostagem em mesofílicos e termofílicos refere-se à temperatura da pilha durante os processos de compostagem. Os termos mesofílico e termofílico referem-se à gama de temperatura em que se processam os metabolismos microbianos. Contudo, na prática e face à correlação existente entre a temperatura e o tipo de microrganismos dominantes nos processos, a designação refere-se também à gama de temperaturas no processo de compostagem.

Apesar de alguma discórdia quanto à classificação dos microrganismos em relação à temperatura, a classificação que se tem mostrado mais adequada aos processos biológicos envolvidos na compostagem classifica como mesofílicos os microrganismos que têm a capacidade de se desenvolver a temperaturas de 15 a 45°C e termofílicos ao grupo de microrganismos que se desenvolvem a temperaturas entre os 45 e 65°C e que, para além disso, se mostram incapazes de se desenvolverem a temperaturas inferiores a 40°C. Na generalidade todos os processos controlados de compostagem passam por fases mesofílicas e termofílicas.

2.3.4. Sistemas Não Reactor

Como já foi referido, e o próprio nome indica, estes sistemas são aqueles em que as operações do processo de compostagem não se encontram encerradas em reactores. Nos sistemas não reactores consideram-se três tipos: O sistema “*Windrow*” (ou de arejamento por reviramento), o sistema LESA (como variante ao sistema “*windrow*”) e o Sistema de Pilhas Estáticas Arejadas (PEA).

2.3.4.1. Sistema “*Windrow*”

O sistema “*windrow*” caracteriza-se por um processo em que o material a compostar é normalmente colocado em pilhas de secção triangular (com altura de 1.5 a 1.8 m) e comprimento variável, sendo a oxigenação da massa de compostagem garantida por reviramento periódico das pilhas^[5, 15, 16, 19, 30]. O reviramento pode ser feito mecanicamente por diversos processos mais ou menos onerosos e dependentes do tamanho e quantidade de material nas pilhas. Pode assim ser feito em instalações de pequena dimensão através de reviramento manual por operários, em instalações de média dimensão recorrendo a tractores com pás carregadoras ou, em instalações de grande dimensão, através de máquinas próprias que destroem, revolvem oxigenando e reconstróem as pilhas no mesmo local, permitindo deste modo uma operação mais rápida com economia de espaço do pátio de compostagem^[10, 24].

O sistema “*windrow*” apresenta uma elevada flexibilidade operacional, podendo ser utilizado no tratamento dos mais diversos resíduos orgânicos e destaca-se como um dos mais económicos, sendo por isso importante para pequenas instalações de tratamento em países em vias de desenvolvimento, sem necessitar de grandes investimentos em maquinaria ou tecnologia^[41]. Contudo o processo apresenta algumas desvantagens, sendo sensível a fortes chuvadas e emissão de odores quando os ciclos de reviramento ultrapassam os 5 dias, bem como um maior tempo de compostagem (3 a 6 meses)^[30]. Outra desvantagem prende-se com as áreas de pátio necessárias para permitir o reviramento e transito dos tractores e máquinas^[10, 24, 30].

2.3.4.2. Sistema LESA

O sistema LESA é uma variante do sistema “*windrow*”, tendo sido desenvolvido no final dos anos 80 pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA, da Universidade Federal de Viçosa – UFV, Minas Gerais, Brasil.

A metodologia resumida do processo LESA é a seguinte^[36, 37]:

- O reviramento deve ser feito a cada três (3) dias nos primeiros trinta (30) dias, para oferecer uma maior actividade microbiológica inicial, garantir a oxigenação do meio e, conseqüentemente, uma actividade termofílica, atenuando também com este procedimento as fortes emanações de odores;
- A cada reviramento devem ser observadas a manutenção do teor de humidade na faixa de 45 a 55% e a capacidade de prolongar, o mais possível, temperaturas termofílicas controladas (45 a 65°C) para que seja obtida uma maior velocidade de degradação da matéria orgânica;
- A manutenção de temperaturas termofílicas controladas pode ser conseguida através de sucessivas adaptações da configuração geométrica da leira, a fim de propiciar maior ou menor perda de calor, produzido na massa de compostagem;
- A compostagem deve ser desenvolvida em duas fases, considerando que o fim da primeira fase ocorreu, quando não forem registadas temperaturas superiores a 40°C, nos dias subsequentes ao reviramento; a segunda fase corresponde à fase de maturação;
- O material só deve ser considerado composto (propício à utilização agrícola), após ser submetido à primeira e segunda fases de compostagem.

2.3.4.3. Sistema de Pilhas Estáticas Arejadas (PEA)

No sistema de pilhas estáticas arejadas (PEA) o material a compostar é colocado sobre um ou mais tubos perfurados, em pilhas com a forma idêntica às dos sistemas “*windrow*” ou LESA, sendo as tubagens ligadas a uma bomba de ar de modo a garantir a oxigenação necessária ao processo de compostagem e a distribuir o mais uniformemente a temperatura por todo o material em compostagem.

A principal diferença relativamente ao processo “*windrow*” é a forma de arejamento, que neste caso passa a ser efectuada pela percolação de ar através da pilha, forçada pelo uso de uma bomba de ar^[30]. Existem três formas de arejamento:

- O modo positivo de arejamento por injeção de ar;
- O modo negativo de arejamento por sucção de ar;
- O modo híbrido de arejamento por uma combinação dos dois processos anteriores.

O sistema de sucção foi desenvolvido em Beltsville (EUA), como método específico para o tratamento de lamas de águas residuais. Já o sistema por injeção de ar foi desenvolvido em New Jersey (EUA) pela Universidade de Rutgers, em 1980, seguindo a mesma linha de pesquisa de Beltsville. Porém a taxa de arejamento passava a ser utilizada como factor de controlo da temperatura, além da actividade microbiológica e da perda de humidade.

Nas três formas de arejamento as pilhas são montadas sobre uma ou mais tubagens perfuradas, sendo estas por sua vez ligadas a uma bomba de ar. Para evitar o entupimento dos furos é colocada uma camada de palha entre as tubagens e o material a compostar. As pilhas são ainda cobertas com uma camada de composto maturado (15 a 30 cm de espessura) de modo a limitar os odores (funcionando como filtro biológico), evitar a atracção de moscas e minimizar as perdas de calor e humidade durante o processo. Esta cobertura mostrou-se também importante como forma de evitar que a água das chuvas humedecesse em excesso o material em compostagem, evitando assim a entrada em anaerobiose e produção de lixiviados^[30].

A fase de arejamento tem uma duração de 3 a 4 semanas, sendo de seguida o material colocado em pilhas de maturação por um período de 1 a 4 meses, para a fase de humificação do composto.

Todas as variações deste sistema (PEA), quando bem operados, promovem uma boa distribuição da temperatura na faixa termofílica ($\pm 55^{\circ}\text{C}$) por toda a pilha, criando assim condições para uma correcta higienização do produto final, quando devidamente complementados com a fase de maturação^[40].

O controlo de temperatura é mais eficiente no sistema por injeção de ar quando comparado com a sucção de ar, apresentando portanto uma maior eficiência, para além de promover a evaporação, permitindo assim a obtenção de um produto final com menor teor de humidade e melhor estabilidade^[10, 30, 35, 41].

O sistema híbrido, alternando adequadamente o modo positivo e negativo de arejamento, permite ainda um melhor controlo da humidade e temperatura e sua homogeneização na pilha de compostagem, conseguindo-se assim atingir eficiências superiores aos outros modos de arejamento, com as consequências inerentes de permitir a obtenção de um produto final correctamente higienizado e de qualidade^[30].

2.3.5. Sistemas Reactor

Nestes sistemas, a compostagem passa a ser realizada no interior de reactores dos mais diversos tipos, onde os diversos parâmetros do processo como a temperatura, oxigenação, humidade e até adição de nutrientes (quando necessários) são controlados^[5, 30].

Por ser tratar de processos de alto controle, é possível a obtenção de velocidades de decomposição superiores e tempos de retenção no biodigestor em geral bastante baixos, da ordem dos cinco dias para a fase activa^[24, 30]. Contudo e se atendermos aos processos aqui presentes (de natureza biológica), não é possível obter-se a sucessão adequada de diferentes microorganismos de modo a garantir o grau de estabilização e maturação desejáveis em tão curto espaço de tempo, pelo que alguns autores dizem que se deve respeitar um período mínimo de degradação de 1 mês^[30].

Segundo Pereira Neto^[30] os sistemas reactor de compostagem apresentam como principais vantagens um elevado nível de controlo do processo, reduzido espaço de instalação (quando comparados com os sistemas não reactor) e, por serem sistemas fechados, permitirem um bom controle de odores, tendo como inconvenientes os elevados custos de investimento e funcionamento, para além de necessitarem de mão-de-obra especializada.

Cardenas e Wang^[5] classificam os reactores para compostagem em reactores de fluxo vertical, fluxo inclinado e fluxo horizontal, podendo ainda ser de fluxo contínuo ou intermitente.

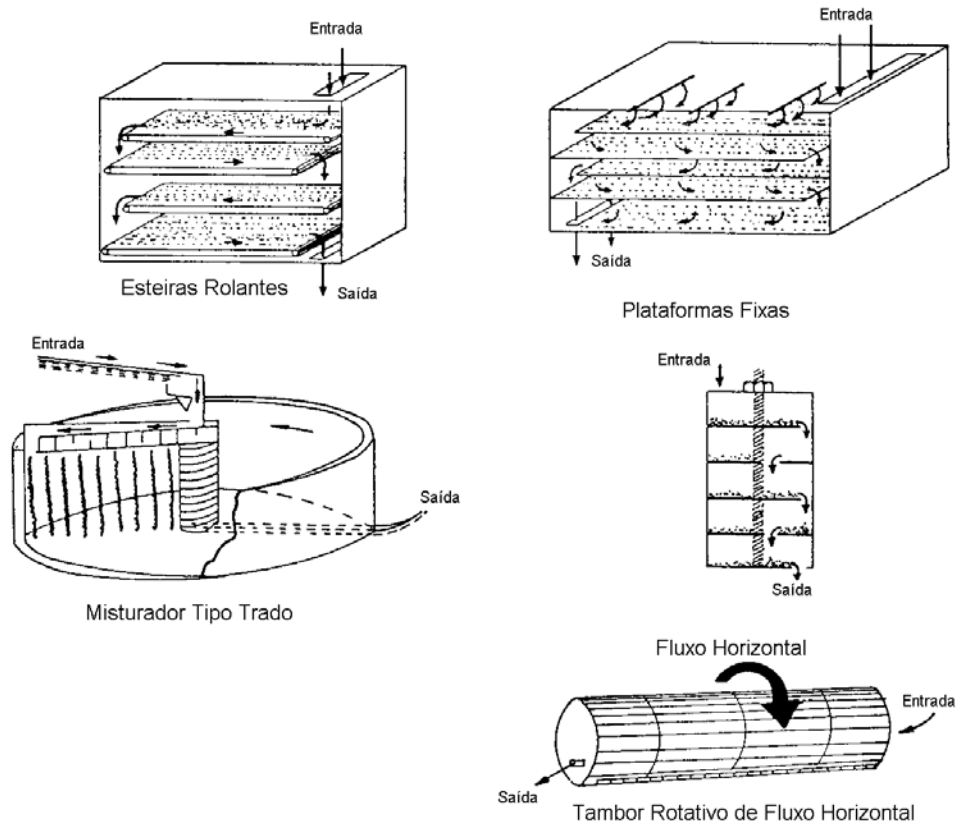


Figura 2.1 – Sistemas Reactor mais Comuns em Compostagem

Uma descrição mais detalhada de sistemas reactor para além da apresentada nesta revisão e no §2.1, podem ser encontrados em diversa bibliografia da especialidade^[2, 20, 21].

2.4. Aspectos Microbiológicos do Processo

A compostagem é um processo biológico onde intervêm microorganismos diversos. Os microorganismos que se podem encontrar nos processos de compostagem são bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários e vírus.

Estes seres vivos incluem-se num grupo de seres classificados de protistas. Protistas são assim seres unicelulares ou formados por múltiplas células todas do mesmo tipo. Apesar dos vírus serem acelulares, por conveniência, é comum incluí-los nos protistas.

Quanto ao tipo de estrutura das células os protistas têm células procarióticas (bactérias) e eucarióticas (todos os outros, bem como a totalidade dos outros organismos vivos). Esta distinção baseia-se na diferença da anatomia celular. Nas procarióticas a substância nuclear não se encontra encerrada numa membrana e a divisão nuclear é menos complexa que nas eucarióticas. Admite-se que as células procarióticas sejam organismos mais primitivos, em termos de evolução.

Os microorganismos mais importantes na compostagem são as bactérias, os fungos e os actinomicetos. Todos os outros grupos são de menor importância. Os actinomicetos têm características susceptíveis de serem classificados como bactérias ou fungos, redundando aí em alguma confusão. A sua importância nos processos de compostagem revela-se porque são particularmente activos na degradação de moléculas orgânicas insolúveis de elevado peso molecular como a celulose, lignina, proteínas, ceras, etc..

Como forma de compreender os processos biológicos da compostagem torna-se importante conhecer a distinção dos microorganismos quanto às suas diferenciações metabólicas.

A primeira distinção metabólica prende-se com a utilização de oxigénio. Assim, a respiração metabólica pode classificar-se basicamente como aeróbia, anóxida ou anaeróbia, dependendo do receptor de electrões utilizado nas reacções energéticas. A respiração diz-se aeróbia quando é utilizado o oxigénio como receptor de electrões nessas reacções e anóxida quando são utilizados compostos inorgânicos oxidados de azoto (NO_3^- , NO_2^-) e enxofre (SO_4^{2-}) ou dióxido de carbono (CO_2) geralmente reduzido a metano (CH_4). Quando os microorganismos

conseguem utilizar diversos receptores de electrões designam-se facultativos enquanto que quando só conseguem utilizar o oxigénio são designados aeróbios obrigatórios (todos os organismos macroscópicos são aeróbios obrigatórios, tal como muitos dos microscópicos). A fermentação anaeróbia é caracterizada pelo dador e receptor de electrões serem da mesma molécula orgânica.

Outra classificação metabólica prende-se com a fonte de carbono utilizada no metabolismo da matéria celular. Os microorganismos classificam-se de autotróficos quando utilizam para fonte de carbono o dióxido de carbono (CO₂) e heterotróficos quando utilizam moléculas orgânicas.

Outra classificação prende-se com a fonte de energia utilizada pelas células. Quando essa energia é obtida da luz designam-se de fototróficas. Dizem-se litotróficas ou organotróficas, conforme utilizam a energia de reacções químicas inorgânicas ou de reacções químicas orgânicas, respectivamente.

O quadro seguinte procura sintetizar as categorias metabólicas baseadas na utilização de fontes de carbono e energia pelos microrganismos.

Quadro 2.1 – Categorias metabólicas baseadas nas fonte de carbono e energia das células

Tipo de Nutrição	Principal Fonte de Energia	Principal Fonte de Carbono	Ocorrência
Fotoautotrófica	Luz	CO ₂	Algumas bactérias, a maioria das algas e plantas
Fotoheterotrófica	Luz	Compostos Orgânicos	Algumas algas e algumas bactérias
Litoautotrófica	Reacções Inorgânicas de Oxidação – Redução	CO ₂	Algumas bactérias
Organoheterotrófica	Reacções Orgânicas de Oxidação – Redução	Compostos Orgânicos	A maioria das bactérias, fungos, protozoários e os animais

2.4.1. Bactérias

As bactérias são os organismos vivos conhecidos de menores dimensões. São tipicamente unicelulares ocorrendo também associações multicelulares de células individuais, sendo a sua estrutura celular do tipo procarióticas.

Existem num número de formas morfológicas que incluem as esferas (*cocos*), cilíndricas (*bacilos*), helicoidais (*spirillum*) e uma variedade de formas intermédias como em forma de vírgula (*vibrio*) e fusiformes.



Figura 2.2 – Formas Típicas de Bactérias (unicelulares)

A maioria das bactérias reproduz-se por divisão dum célula em duas células filhas idênticas (fissão binária), observando-se no entanto a reprodução sexuada em algumas delas.

Apresentam dimensões da ordem de 0.5–3.0 μm (esféricas), 0.5–1.5 μm de espessura por 1.5–10 μm de comprimento (cilíndricas) e 0.5–5.0 μm de largura por 6.0–150 μm de comprimento (helicoidais). Devido a este facto a sua superfície específica é muito grande o que permite uma rápida transferência de substratos solúveis para a célula e uma elevada actividade metabólica.

Acumulações de algumas bactérias unicelulares ocorrem com frequência depois da divisão celular (em especial de células esféricas) formando cadeias, folhas e outras formas disformes, não se devendo contudo entender estas associações como um estado multicelular pois o metabolismo e crescimento de cada uma das células não é afectado ou condicionado pela sua presença nestas associações.

Ocorrem também algumas formas de associação multicelulares.

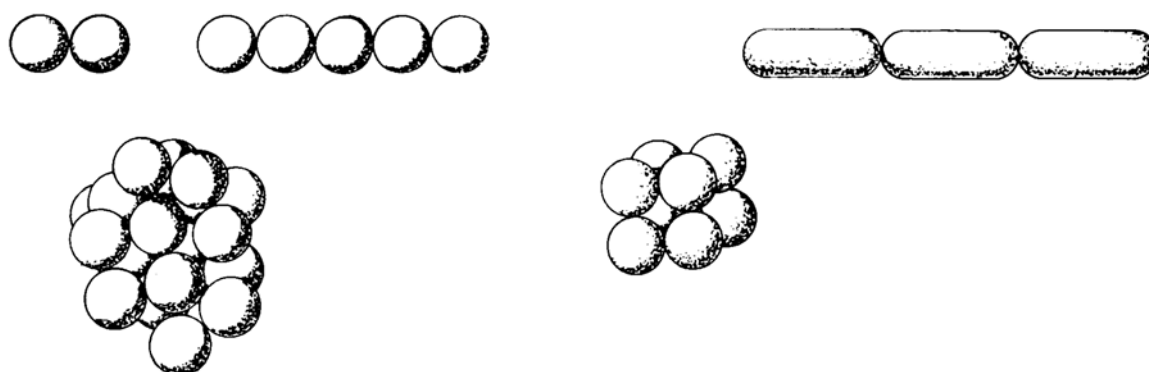


Figura 2.3 – Formas Típicas de Bactérias (associações unicelulares)

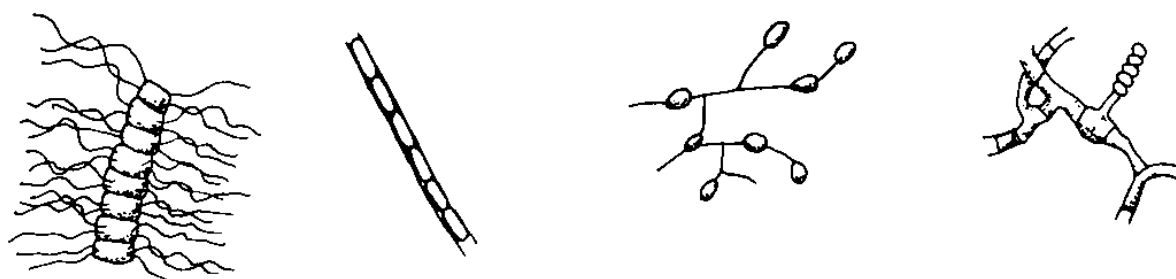


Figura 2.4 – Formas Típicas de Bactérias (multicelulares)

Da análise de um conjunto grande de bactérias observou-se que a composição das suas células era de 80% de água para cerca de 20% de matéria seca. A matéria seca apresentou uma constituição de 90% orgânica e 10% inorgânica, o que levou a algumas formulações empíricas da sua fracção orgânica indicando serem do tipo $C_5H_7O_2N$ a $C_5H_9O_3N$ ^[20].

As bactérias mesofílicas dominam as fases iniciais dos processos de compostagem, sendo substituídas por bactérias termofílicas à medida que a temperatura aumenta para valores superiores a 40°C. Espécies do tipo dos actinomicetos podem observar-se nos processos de compostagem, tornando-se mesmo visíveis a olho nu as suas colónias (de aspecto esbranquiçado) em pilhas de compostagem, a distâncias de 10 a 15 cm da superfície das mesmas. Os actinomicetos predominam fundamentalmente na fase termofílica do processo.

Golueke^[17], estimou que 80 a 90% da actividade microbiológica nos processos de compostagem eram dominados pelas bactérias (incluindo os actinomicetos).

2.4.2. Fungos

Os fungos têm uma estrutura celular do tipo eucariótica e metabolicamente classificam-se de organoheterotróficos. Os fungos dividem-se em dois grupos: os bolores e as leveduras. Os bolores são estritamente aeróbios, observando-se uma tendência para formar estruturas filamentosas. As leveduras apresentam metabolismos aeróbios e anaeróbios e tendem a ocorrer nas formas unicelulares.

Os fungos são muito similares às bactérias organoheterotróficas, pois utilizam muitos substratos orgânicos idênticos. As principais diferenças para as bactérias estão na estrutura celular (eucariótica), a sua maior dimensão e métodos mais sofisticados de reprodução. Como utilizam substratos idênticos a competição entre estes microorganismos é comum, contudo como os fungos, são menos afectados por substratos com elevadas relações C/N, baixo teor de humidade, maiores amplitudes de pH e têm menores exigências de azoto que as bactérias, conseguem tornar-se suficientemente competitivos em muitas circunstâncias em que as bactérias não têm condições de crescer rapidamente.

McKinney^[27] apresentou uma formulação empírica da fracção orgânica dos fungos do tipo $C_{10}H_{17}O_6N$, donde se pode observar, por comparação com as formulações adiantadas para as bactérias, a maior relação C/N da sua constituição relativamente às bactérias, o que vem confirmar a sua vantagem relativamente às bactérias em ambientes deficientes de azoto, o que poderá ser importante na compostagem de determinados substratos celulósicos.

Apesar da sua resistência, estudos realizados em instalações de compostagem^[23] mostraram que eles parecem não se reproduzir em muito boas condições para temperaturas a partir dos 60 a 65°C, pelo que temperaturas elevadas e condições de anaerobiose podem limitar as populações de fungos em processos de compostagem.

2.4.3. Actinomicetos

Os actinomicetos são um grupo de microorganismos com características similares aos fungos e às bactérias tal como já foi referido. São semelhantes aos fungos na forma, exceptuando o

facto de serem menor filamentosos, e melhor adaptados ao crescimento no solo. O seu papel é particularmente importante na degradação de substratos semi-secos na compostagem^[30].

O seu papel é mais proeminente nas fases mais tardias dos processos de compostagem, tornando-se mais abundantes e mesmo dominantes, por vezes aparecendo junto à superfície das pilhas de compostagem, observáveis pelo aparecimento de uma cor esbranquiçada, típica destes organismos^[3]. Estes microorganismos podem utilizar uma variedade de nutrientes orgânicos, tal como a celulose, lignina, proteínas e hemi-celulose que convertem em húmus.

A dimensão da comunidade depende de certas condições particulares como sejam: o conteúdo de matéria orgânica, pH e teor de humidade^[1]. Foram realizados diversos estudos com vista à caracterização dos actinomicetos e do seu papel na compostagem^[45, 46, 47, 48, 49].

A temperatura óptima deste grupo de microorganismos ronda os 65°C, reduzindo o seu metabolismo a temperaturas próximas dos 75°C, surgindo contudo mais tarde que as populações de bactérias e fungos.

Outros estudos^[1, 6] referem que as populações de actinomicetos são mais abundantes em ambientes com pH entre 6.5 e 8.0 e que a sua temperatura óptima será de 55 a 60°C. Também se observou que só aparecem nas camadas superficiais das pilhas (até 25 cm da superfície), pois caracterizam-se por terem muita dificuldade de se desenvolverem em ambientes com baixo teor de oxigénio^[14].

2.4.4. Outros Protistas

Dos outros protistas, algas, protozoários e vírus, por diferentes motivos praticamente não aparecem nos processos de compostagem.

As algas apresentam estruturas celulares do tipo procariótico e eucariótico, metabolismos fotoautotróficos e fotoheterotróficos. Devido ao facto de serem fotosintéticos e dos processos de compostagem não permitirem a entrada da luz em todo o substrato, não têm significado em nenhuma das fases dos processos de compostagem.

Os protozoários apresentam estruturas celulares do tipo eucariótico, de metabolismo organoheterotrófico, exibindo uma tendência para um crescimento unicelular com complexa organização multicelular. Têm dimensões de 10 a 100 μm , reproduzindo-se por fissão binária. Face às suas principais características, a dependência de matéria orgânica pronta, boas condições de arejamento e temperaturas de 7 a 13°C, a influência destes microrganismos nos processos de compostagem é praticamente insignificante^[1, 16, 20, 30]. Contudo um vasto número de protozoários são agentes de doenças como a desintéria, giardíase, malária, doença do sono africana, etc. Têm ainda a capacidade de segregarem uma espessa camada de revestimento, perder humidade e limitar ou mesmo parar o seu metabolismo, criando assim um cisto, que os protege dos ambientes adversos ao seu desenvolvimento, o que os torna mais resistentes a ambientes com carência de humidade, temperaturas elevadas, etc, permitindo-lhes resistir até que as condições lhes sejam mais favoráveis. Como tal os processos de compostagem devem garantir as condições para assegurar a sua destruição.

Os vírus são partículas acelulares que contêm informação genética para reprodução mas não dispõem de mecanismos bioquímicos para metabolizar energia a partir de substratos. Como tal, são parasitas obrigatórios, utilizando células hospedeiras para obter os mecanismos bioquímicos de que necessitam. Têm dimensões de 0.01 a 0.25 μm , sendo portanto de muito pequenas dimensões e geralmente cada tipo utiliza só um tipo de células como hospedeiro. Têm a capacidade de se reproduzir em quase todos os organismos, incluindo os protistas. Não têm qualquer papel construtivo nos processos de compostagem, sendo a única preocupação o seu potencial de transmissão de doenças, tal como com os protozoários, pelo que o processo deve garantir as condições necessárias à sua destruição.

2.4.5. Microorganismos Patogénicos

A generalidade dos microorganismos são inofensivos ou até mesmo úteis para o homem. Contudo um número limitado deles pode provocar doenças no homem, designando-se por esse facto microorganismos patogénicos. Muitos dos microorganismos patogénicos são transmitidos através da água, esgotos ou resíduos, pelo que um dos importantes objectivos da compostagem é a destruição destes patogénicos que possam estar presentes nos substratos originais do processo de compostagem.

Os microorganismos patogénicos podem ser bactérias, protozoários, vírus ou nematodes. Ocorrem geralmente em fezes do homem ou de animais, pelo que podem ser encontrados com maior predominância em lamas de ETAR's e surgirem nos processos de compostagem dessas lamas ou de resíduos sólidos urbanos.

O quadro 2.2 apresenta uma lista com alguns microorganismos patogénicos que se podem encontrar nos processos de compostagem e das doenças que originam.

Diversos estudos concluíram que a inactivação de patogénicos se consegue em processos de compostagem correctamente operados^[11, 12, 14, 16, 17, 18, 19, 28, 30, 35, 39, 40, 42], apontando como principais mecanismos de destruição de patogénicos durante os processos de compostagem a temperatura, competição entre microorganismos, formação de antibióticos, quebra de nutrientes e o tempo de exposição^[18]. Estes factores são característicos de determinadas fases da compostagem como resultado do conjunto complexo de populações microbiológicas envolvidas e das condições ambientais do sistema biológico^[28]. Destes mecanismos a competição e formação de antibióticos são difíceis de monitorar diariamente, enquanto a temperatura/tempo de exposição são os parâmetros mais fáceis de monitorar e controlar ao longo do processo.

Tipicamente as temperaturas obtidas em processos de compostagem correctamente operados rondam os 50 a 65°C, considerando-se valores próximos da temperatura limite de sobrevivência da maioria dos microorganismos patogénicos^[24]. Assim, a exposição a temperaturas adequadas durante determinados períodos, é um dos principais mecanismos de higienização.

Quadro 2.2 – Alguns Microorganismos Patogénicos e Doenças Associadas

Patogénicos	Transmissão	Doença
Bactérias		
<i>Escherichia coli patogénica</i>	Homem	Infecções urinárias e diarreia
<i>Salmonela</i>	Homem	Febres entéricas, gastroenterites
<i>Salmonela typhi</i>	Homem	Febre tifóide
<i>Salmonela paratyphi</i>	Homem	Febre paratifóide
<i>Shigela spp</i>	Homem e animais	Desintéria bacilar
<i>Vibrio cholerae</i>	Homem	Cólera
<i>Vibrio Campylobacter</i>	Homem	Diarreias
<i>Vibrio Yersinia enterocolítica</i>	Homem	Diarreias
<i>Vibrio Leptospira icterohæmorrhagiæ</i>	Homem e animais	Leptospirose
Protozoários		
<i>Giardia Lamblia</i>	Homem	Giardíase
<i>Entamoeba Histolytica</i>	Homem	Infecção intestinal
<i>Balantidium coli</i>	Homem e animais	Balantidíase
Vírus		
<i>Poliovirus</i>	Homem	Poliomielite
<i>Echovirus</i>	Homem	Diarreia, febre, meningite, doenças respiratórias
<i>Coxsackievirus</i>	Homem	Meningites assépticas, infecções da pleura e miocárdio infantil
<i>Adenovirus</i>	Homem	Doenças do aparelho respiratório superior, bronquites e pneumonias, etc.
<i>Renovirus</i>	Homem e animais	Diarreias e doenças respiratórias
<i>Virus (hepatite A)</i>	Homem	Hepatite infecciosa
Helmintos Nematóides		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Homem-solo-homem	Ascaridíase
<i>Trichuris thichuria</i>	Homem-solo-homem	Trichuríase
<i>Enterobius Vermicularis</i>	Homem-solo-homem	Enterobíase
<i>Strongyloides Estercolaris</i>	Homem-Homem	Estrongiloidíase
<i>Ancylostoma Duodenale</i>	Homem-solo-homem	Ancilostomíase

No quadro 2.3 apresentam-se as condições de inactivação de parasitas e microorganismos patogénicos na compostagem, resultantes de diversos estudos acerca do assunto^[39].

Quadro 2.3 – Condições de inativação de parasitas e microorganismos patogênicos na compostagem

Microorganismo/Parasita	Temperatura [°C]	Tempo [minutos]
<i>Necator Americanus</i>	45	50
<i>Entamoeba histolística</i>	45	3
<i>Entamoeba histolística (cistos)</i>	55	1
<i>Micrococcus pyogenes</i>	50	10
<i>Ascaris lumbricoides</i> *	50 a 70	60 m a 43 h
<i>Streptococcus pyogenes</i>	54	10
<i>Taenia saginata</i>	55	3
<i>Corynebacterium Diphtheriae</i>	55	50
<i>Salmonella Sp.</i>	55	60
<i>Salmonella Typhosa</i>	60	30
<i>Shigella Sp.</i>	55	60
<i>Escherichia Coli</i>	55	60
<i>E. Coli (cistos)</i>	60	20
<i>Trichinella spiralis (larvas)</i>	55	3
<i>Trichinella spiralis (cistos)</i>	60	1
<i>Bricella Abortus</i>	55	30
<i>Micobacterium Tuberculosis</i>	67	20

* diferentes valores encontrados por diversos autores

2.5. Factores que Afectam a Compostagem

Tratando-se a compostagem de um processo biológico, os principais factores que podem influenciá-la são os que possam condicionar a actividade microbiológica e conseqüentemente a velocidade e o curso do processo. Destes factores destacam-se, por serem os mais importantes, os seguintes:

- arejamento;
- teor de humidade;
- temperatura;
- concentração de nutrientes;
- dimensão das partículas;
- pH.

2.5.1. Arejamento

O arejamento nos processos de compostagem aeróbios assume uma grande importância, pois o arejamento deve suprir as necessidades de oxigénio de modo a assegurar uma população diversificada de microorganismos, uma rápida decomposição e estabilização da matéria orgânica e um melhor controle de odores^[12, 30, 39].

As principais funções de um correcto arejamento do material em compostagem são as seguintes: garantir as necessidades de oxigénio aos microorganismos aeróbios, remover o excesso de calor (principalmente por evaporação da água), remover o vapor de água para permitir a secagem do material e a remoção dos gases resultantes da decomposição (CO₂, NH₃, etc.) do interior da massa de compostagem.

Teoricamente o arejamento óptimo é aquele que permite satisfazer as necessidades dos microorganismos aeróbios em todas as fases do processo de compostagem. Contudo devido à influência exercida pela temperatura, teor de humidade, dimensão das partículas, espécies e populações microbiológicas, natureza do material a tratar e processo de arejamento, esta tarefa pode-se mostrar quase impossível^[16].

A taxa de arejamento deve ser tal que permita manter níveis de oxigénio na massa de compostagem de 15 a 20% para que não ocorram processos de anaerobiose, com os inconvenientes já apontados.

Pereira Neto^[33, 36, 37, 38, 42] propõe para um sistema desenvolvido no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiente (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), períodos de reviramento de 3 dias durante a fase activa do processo de compostagem, pois mostram-se os mais adequados a suprir as necessidades de oxigenação dos microorganismos, ao mesmo tempo que permitem a manutenção de temperaturas adequadas e outros parâmetros, na compostagem de resíduos sólidos urbanos.

2.5.2. Teor de Humidade

A decomposição de matéria orgânica é dependente da presença de humidade que suporte a actividade microbiológica^[11, 14, 16, 20, 30], com a função de servir de meio de transporte de substratos solúveis utilizados pelos microorganismos e dos resultados das reacções bioquímicas de degradação dos mesmos substratos. Os microorganismos necessitam que os substratos se encontrem dissolvidos em água de modo a que possam ser assimilados^[1]. Por outro lado os microorganismos são compostos por cerca de 80% de água, pelo que para a produção de novas células necessitam de obter água do ambiente que os rodeia, logo do material em compostagem^[1, 20].

Teoricamente o teor de humidade óptimo nos processos de compostagem seria de 100%^[4, 14, 16], porém este valor levaria à colmatação dos poros, impedindo a oxigenação, com os consequentes riscos de redução da velocidade de degradação, anaerobiose e produção de odores indesejáveis.

Por outro lado um baixo teor de humidade nos processos de compostagem é prejudicial para a actividade microbiológica, resultando em perdas de rendimento e baixa taxa de estabilização, tendo alguns estudos concluído que baixos teores de humidade eram um factor limitativo nos processos de compostagem^[1, 14, 33]. A maioria dos autores^[14, 20, 28, 35, 30] considera que o teor de humidade mínimo nos processos de compostagem não deve ser inferior a 40%. Outros, como Biddlestone^[3] e Hughes^[21], sugerem um valor mínimo do teor de humidade até aos

30%. Golueke^[15] conclui mesmo que o teor de humidade mínimo até ao qual existe actividade microbiológica é da ordem de 12 a 15%.

Haug^[20] propõe um valor óptimo do teor de humidade da ordem de 45 a 50% para a compostagem de lamas de águas residuais com aparas de madeira, enquanto outros autores^[5, 11, 12] propõem valores da ordem dos 55 a 65% para o mesmo material.

Pereira Neto^[35, 38] propõe para a compostagem de resíduos sólidos urbanos valores iniciais do teor de humidade da ordem dos 60% indicando ainda que o teor de humidade não deverá cair para valores inferiores aos 30 a 40% para não se tornar limitativo dos processos biológicos.

2.5.3. Temperatura

Já se referiu que a temperatura revela mais sobre o processo do que qualquer outro parâmetro^[7, 12, 28]. Os processos de compostagem modernos estão mais associados às temperaturas das fases termofílicas. As temperaturas mesofílicas ocorrem mais no arranque do processo (primeiros 3 dias do processo) e no final (fase de maturação), existindo ainda temperaturas nesta gama (mesofílicas) nas zonas periféricas das pilhas de compostagem, cantos e na base das pilhas, mesmo durante a fase de degradação activa (predominantemente termofílica)^[30].

Nos processos de compostagem modernos, de modo a obter um processo eficiente, deve existir um controlo da temperatura de modo a mantê-la o mais possível na fase termofílica durante toda a fase activa de degradação^[28, 36, 37]. Uma pilha de compostagem, num processo correctamente operado e em que o ecossistema na pilha se mostre equilibrado deverá atingir temperaturas termofílicas (50 a 60°C) nos primeiros 2 a 5 dias.

A importância de se atingirem e manterem temperaturas termofílicas durante a fase de degradação activa do processo é sustentada por diversas razões de que se podem destacar as seguintes:

- permite o florescimento de uma população microbiológica mais diversificada^[12, 14];
- aumenta a taxa de decomposição de matéria orgânica^[4, 14];

- actua como o mais importante mecanismo de inactivação de microorganismos patogénicos^[28, 35, 30];
- permite a eliminação de sementes, ovos de helmintos, larvas de insectos, etc.^[14, 18, 19, 28, 30]

As temperaturas termofílicas são uma consequência natural da actividade microbiológica aeróbia, que gera calor resultante das reacções de decomposição da matéria orgânica. Pesquisas observaram que a temperatura máxima atingida em processos de compostagem com condições favoráveis (teor de humidade, oxigenação e concentração de nutrientes) facilmente atinge os 80°C^[12, 28, 30].

O perfil típico de temperaturas numa secção duma pilha de compostagem, correctamente operada, é geralmente decrescente do interior para o exterior, como se pode observar na figura seguinte.

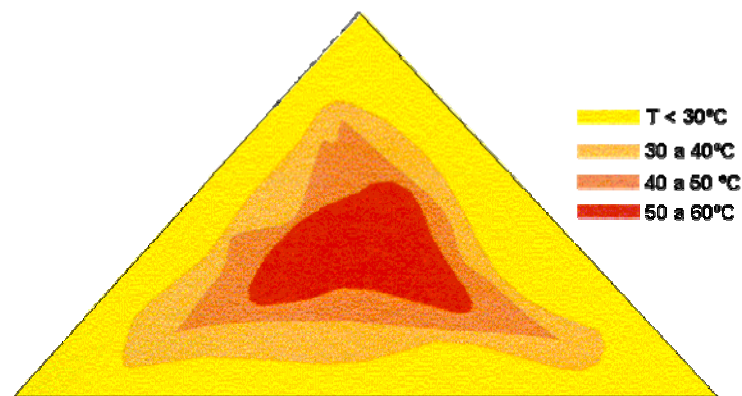


Figura 2.5 – Perfil Típico de Temperatura numa Pilha

Pereira Neto^[30, 36, 37, 38] propõe uma gama de temperaturas de 55 a 65°C de modo a garantir o desenvolvimento eficaz de uma população microbiológica diversificada (capaz de elevadas velocidades de degradação e estabilização) e de proceder à eliminação de microorganismos patogénicos.

Refere ainda que em processos correctamente operados, quando se observa um decréscimo da temperatura para a fase mesofílica, se inicia a fase de maturação do processo de compostagem, devendo-se reduzir e até interromper o revolvimento.

2.5.4. Concentração de Nutrientes

Os nutrientes têm três funções fundamentais nos processos biológicos: o fornecimento de produtos necessários à síntese celular; o fornecimento de energia necessária ao crescimento e desenvolvimento das células; e a sua função como receptores de electrões nos processos de oxidação de matéria orgânica que libertam energia para os organismos (ver §2.4).

A diversidade biológica nos processos de compostagem deve-se genericamente à diversidade de nutrientes microbiológicos no material de compostagem. Quanto mais diversificados forem os compostos orgânicos a tratar, mais diversificados serão os nutrientes disponíveis para as populações microbiológicas e, como consequência, mais eficaz será o processo de compostagem^[30].

Devido à diversidade do conjunto de resíduos produzidos pela sociedade humana, a compostagem em conjunto de resíduos sólidos urbanos e de lamas de águas residuais, tem geralmente a concentração adequada de micronutrientes^[30, 35] e de muitos macronutrientes, como fósforo^[3] e potássio^[15, 16].

De todos os nutrientes dois dos macronutrientes como o carbono e o azoto, assumem particular importância devido ao facto da sua relação ser um dos factores críticos dos processos de compostagem^[19]. O carbono tem como funções principais fazer parte da constituição do material celular e funcionar como dador de electrões em reacções de oxidação aeróbias. O azoto tem como funções principais fazer parte da constituição do material celular (ácido nucleico), proteínas, enzimas e aminoácidos.

Observando as formulações apontadas para as composições celulares (ver §2.4) observa-se que o carbono constitui cerca de 50% da matéria celular e cerca de 25% é libertado sob a forma de CO₂ na respiração, razão pela qual é o macronutriente necessário em maior quantidade^[15, 16, 17]. Esta necessidade de carbono é muito superior à de azoto, existindo contudo um limite a partir do qual a actividade microbiológica tende a reduzir-se^[11, 15, 16, 19].

Quando a relação C/N é relativamente elevada (da ordem de 60:1) a actividade biológica tende a diminuir por carência de azoto, sendo necessário mais ciclos de vida dos microorganismos para processar a matéria orgânica (tornando-se o material celular como a

única fonte de azoto), aumentando o período de compostagem e aumentando a acidez do sistema por dissolução do excesso de CO₂ libertado^[2, 5, 15, 16]. Substratos de elevada relação C/N dão ainda uma vantagem competitiva aos fungos relativamente às bactérias no processo de decomposição da matéria orgânica (ver §2.4).

Quando a relação C/N é relativamente baixa (da ordem de 10/1 – por exemplo em lamas de águas residuais), aumentam as perdas de azoto por volatilização de amónia de modo a restabelecer o equilíbrio. Esta perda é prejudicial pois noutras condições o azoto seria oxidado para nitrato^[19] e a existência deste no produto final traduz-se num incremento de qualidade do composto para uso agrícola.

Diversos autores apontam valores óptimos para a relação C/N nos processos de compostagem de resíduos sólidos urbanos. Destes Golueke^[15, 16] indica uma relação C/N no intervalo 20 a 30/1, Gotaas^[19] indica uma relação C/N no intervalo 30 a 35/1 e Haug^[20] propõe uma relação C/N de 30/1.

Pereira Neto^[30, 31, 38] propõe uma relação C/N no intervalo 30 a 40/1 como sendo os valores iniciais mais adequados para a compostagem de resíduos sólidos urbanos.

2.5.5. Dimensão das Partículas

Na compostagem de resíduos sólidos urbanos a característica física mais importante que pode afectar o processo é a dimensão das partículas^[7]. A dimensão das partículas influencia o processo em dois aspectos: por um lado quanto menor forem as partículas maior será a sua superfície específica facilitando às populações microbiológicas o ataque e degradação da matéria orgânica^[2, 19]; por outro lado se as partículas são de muito pequena dimensão reduz a porosidade da massa de compostagem o que dificulta a percolação do ar pelos interstícios^[2, 17].

A dimensão óptima das partículas depende muito do processo tecnológico utilizado na compostagem, devendo procurar-se, face à tecnologia utilizada, uma dimensão de compromisso entre as necessidades de arejamento e a superfície específica exposta ao ataque de microorganismos^[7].

Pereira Neto^[30, 38] recomenda uma dimensão das partículas entre os 20 e 50 mm para a compostagem de resíduos sólidos urbanos, como forma de facilitar a oxigenação e apresentar uma superfície específica adequada ao ataque microbiológico.

2.5.6. pH

O pH dos processos de compostagem não é um parâmetro considerado crítico pelo facto de as populações microbiológicas envolvidas conseguirem existir numa gama alargada de pH^[30].

A maioria dos microorganismos têm gamas preferenciais de pH. O valor de pH óptimo para a maioria das bactérias é próximo da neutralidade (entre 6 a 7.5), enquanto que os fungos já preferem ambientes ligeiramente ácidos (valores de pH da ordem dos 5.5) mas tolerando também ambientes ligeiramente alcalinos (próximos de 8)^[5, 15, 16, 17]. Contudo alguns estudos indicaram que é possível a compostagem de materiais com gamas de pH bem mais abrangentes (entre 3 e 11)^[2].

Face às suas características não é muito fácil intervir neste parâmetro nos processos de compostagem.

Pereira Neto^[30, 38] concluiu que o pH é auto regulado nos processos de compostagem, pelo que não se assume como um parâmetro com necessidade de ser controlado ao longo da compostagem.

2.6. Vantagens e Limitações da Compostagem

Segundo Pereira Neto^[30] os sistemas de compostagem, especialmente os baseados em sistemas não reactor apresentam como principais vantagens as seguintes:

- Uma rápida decomposição e oxidação da matéria orgânica para um estado estável, com uma produção de odores mínima ou insignificante;
- A produção de calor (biológico) durante a decomposição permite uma correcta higienização com conseqüente destruição de microorganismos patogénicos;
- Utilização de pouca ou nenhuma energia exterior quando comparada com outros sistemas de tratamento;
- Exigências de equipamento simples;
- Grande flexibilidade de operação^[12, 19, 30];
- Permitir a obtenção de um produto passível de ser utilizado na agricultura como fertilizante natural, que não apresenta quaisquer impactos ambientais em termos de contaminação de águas subterrâneas e superficiais ao contrário dos fertilizantes químicos.

Segundo Golueke^[16] a compostagem é um método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais económico que os outros métodos, vindo ao encontro de outros investigadores que demonstraram que a compostagem é o único processo que permite uma boa destruição de microorganismos patogénicos e uma boa estabilização da matéria orgânica, de uma forma técnica e economicamente viável^[12, 16, 20, 30, 42].

Segundo Epstein^[12], as principais desvantagens ou limitações do processo são a necessidade de maiores superfícies de terreno, a exigência de mais tempo para a obtenção de um produto final adequado e o facto de ser um processo que exige mais trabalho e mão-de-obra do que os outros métodos de tratamento.

Este último aspecto, quando devidamente explorado, pode reverter-se numa vantagem ao permitir a ocupação de mão-de-obra, quase sempre não especializada ou pouco especializada, com os impactos sociais positivos daí decorrentes.

2.7. Utilização de Composto Orgânico

Para avaliar a utilização de composto orgânico torna-se necessário fazer uma revisão sobre as vantagens da aplicação de matéria orgânica nos solos, nomeadamente na forma de composto orgânico, os seus efeitos relativamente à contaminação por metais pesados e aos aspectos epidemiológicos dessa aplicação.

2.7.1. Vantagens da Aplicação de M.O. nos Solos

Segundo uma definição simplista de Palmann, citado por Kiehl^[24], o que diferencia uma rocha de um solo é a existência de matéria orgânica.

Em termos físicos, o solo é composto por três fases: sólida, líquida e gasosa. A fase sólida, normalmente a predominante, é constituída por matéria inorgânica e matéria orgânica, a fase líquida é constituída pela água do solo (água, sais dissolvidos e colóides em suspensão) e a fase gasosa formada pelo ar do solo, de composição diferente da do ar atmosférico em termos da proporção dos seus elementos^[24].

A matéria orgânica do solo é constituída por substâncias húmicas e substâncias não húmicas^[43, 44]. As substâncias húmicas, provavelmente derivadas da lignina, dividem-se em huminas, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, constituindo uma mistura de compostos complexos, estáveis, de alto peso molecular e coloração castanho escuro.

As substâncias não húmicas são essencialmente constituídas por hidratos de carbono de longas cadeias de átomos, aminoácidos, proteínas, gorduras e ácidos de baixo peso molecular, normalmente solúveis e facilmente atacáveis por microorganismos^[43, 44].

A importância da matéria orgânica na agricultura tem vindo a merecer destaque na FAO desde meados dos anos 70, quando no seminário “*Use of Organic Matter in Agriculture*” recomendava a investigação sobre os perigos de utilização de adubos de origem química no solo, devido ao seu efeito nefasto no solo e nas águas (por lixiviação e infiltração) quando comparada com a utilização de matéria orgânica dos compostos. Este aspecto é de extrema

importância dado que o grande desafio da agricultura é o desenvolvimento de sistemas agrícolas que possam produzir alimentos e fibras em quantidade e qualidade suficientes, sem afectar adversamente os recursos naturais^[39].

A matéria orgânica exerce grande importância sobre as propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas do solo. Segue-se uma descrição do modo como influencia cada uma destas propriedades para se perceber da importância de utilização de composto orgânico nos solos.

2.7.1.1. Influência da M.O. sobre as Propriedades Físicas do Solo

As propriedades físicas do solo que a matéria orgânica influencia são fundamentalmente a densidade, estruturação, arejamento e drenagem, capacidade de retenção de água e consistência^[8, 11, 24].

Quanto à densidade, a aplicação de matéria orgânica no solo induz a diminuição da densidade aparente do mesmo (relação entre a massa de uma amostra de terra seca a 110°C e o volume global ocupado pela soma das partículas e poros), levando à diminuição da resistência de penetração das raízes no solo.

Por exemplo os solos arenosos, de textura grosseira, apresentam densidades (1.4 a 1.6 g/cm³) cerca de 17% superior aos solos argilosos, de textura fina, enquanto que os solos ricos em matéria orgânica têm baixa densidade (0.6 a 0.8 g/cm³), como é o caso das turfas.

Por outro lado a mecanização na actividade agrícola moderna provoca a compactação dos solos devido ao peso do equipamento utilizado. A aplicação de matéria orgânica no solo contribui para tornar o solo compactado menos denso e mais estruturado, devido à formação de novos agregados e ao facto de a mistura ser de menor densidade.

Quanto à estruturação, devido à formação, durante a decomposição da matéria orgânica, de hidratos de carbono que permitem às partículas formarem agregados estáveis, a aplicação de matéria orgânica no solo beneficia a sua estrutura^[43, 44].

Como a estrutura é o resultado da agregação das partículas primárias (areia, silte e argila) com outros componentes do solo como a matéria orgânica e o calcário, na formação dos agregados

há uma acção mecânica de junção das partículas e um agente aglutinante, a matéria orgânica e a argila, sendo a primeira mais eficaz que a segunda^[24].

Sob o ponto de vista do arejamento e drenagem, a aplicação de matéria orgânica no solo beneficia ambos os factores^[11] em consequência da diminuição da densidade aparente e da estruturação. Com efeito, o aumento da agregação de partículas do solo corresponde a uma maior porosidade e, conseqüentemente, a uma maior facilidade do fluxo de líquidos e gases.

O arejamento do solo permite a troca entre o CO₂ existente nos poros, proveniente dos processos respiratórios das raízes e do metabolismo microbiano, e o oxigénio atmosférico, necessário aos processos respiratórios. A porosidade que otimiza a capacidade de arejamento do solo corresponde a agregados com diâmetros médios de 2 a 3 mm^[24].

Por exemplo os solos argilosos são mal arejados e mal drenados em oposição aos arenosos que o são em excesso. A matéria orgânica aplicada a solos daquelas características, corrige as deficiências, equilibrando a agregação e estruturação.

Quanto à capacidade de retenção de água do solo, a aplicação de matéria orgânica ao mesmo aumenta-a, em especial com a fracção húmica^[11, 24]. De facto a matéria orgânica aumenta a capacidade de infiltração da água devido à melhor estruturação e granulação do solo, facilitando a infiltração da água e evitando o escoamento superficial, a erosão e o empobrecimento do horizonte superficial do solo.

A capacidade de retenção de água varia de 80 a 800%, para a matéria orgânica crua e para o húmus puro, passando por 300 a 400% para as turfas. Deste modo, a matéria orgânica (correctamente humificada) tem capacidade de retenção de água directa, como consequência das suas características intrínsecas.

2.7.1.2. Influência da M.O. sobre as Propriedades Físico-Químicas do Solo

A matéria orgânica é uma fonte importante de nutrientes às plantas, à microflora e à fauna terrestre^[4, 24], fornecendo-os gradualmente consoante as necessidades, tornando-os menos sensíveis à lixiviação, volatilização ou fixação, absorções excessivas, salinização secundária

dos solos, em comparação com os adubos minerais, pelo que a aplicação de matéria orgânica ao solo degradado e erodido, permite a recuperação da sua fertilidade.

As propriedades físico-químicas do solo que a matéria orgânica influencia são fundamentalmente o pH, a adsorção de nutrientes e a capacidade de troca catiónica.

Quanto ao pH a matéria orgânica humificada quando aplicada a um solo ácido eleva o pH, contribuindo para a sua correcção, tornando-se assim mais favorável ao crescimento das plantas, pois o pH do solo afecta a disponibilidade de nutrientes, particularmente dos micronutrientes. Muitas culturas crescem bem em solos com pH entre 6 e 7 e sendo o composto de RSU levemente alcalino permite, quando aplicado em solos levemente ácidos, uma redução ou eliminação da toxicidade do alumínio e do manganês, que podem ocorrer em solos cujo pH seja inferior a 5.5.

As experiências demonstraram que taxas de aplicação de 10 a 20 ton/acre, usualmente aumentam o pH de 0.5 a 1 em solos ácidos, enquanto em solos levemente alcalinos (pH de 7.1 a 7.5) o seu efeito é quase nulo ou mesmo nulo.

Por exemplo observe-se a caracterização do solo continental português em termos de pH na figura 2.6.

Quanto à adsorção de nutrientes a aplicação de matéria orgânica no solo permite reter os nutrientes para utilização pelas raízes das plantas, evitando que se infiltre no solo por acção da água das chuvas ou regas.

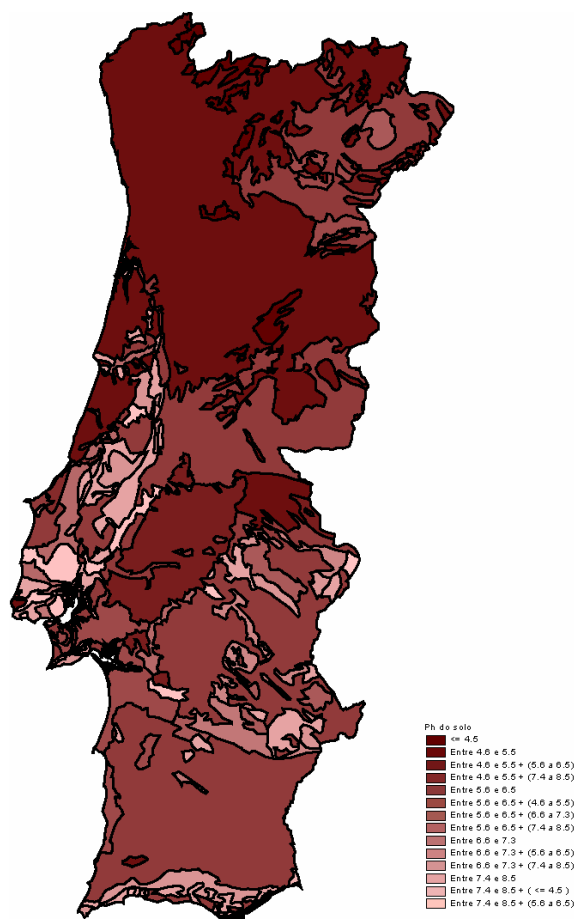


Figura 2.6 – Acidez e Alcalinidade dos Solos
[Fonte: Atlas do Ambiente – DGA]

Este comportamento baseia-se na propriedade que os colóides apresentam de reter catiões, quando submetidos à acção de campos eléctricos, propriedade que se pode observar em argilas e no húmus, dois colóides electronegativos, sendo maior no húmus devido à sua maior superfície específica.

Quanto à capacidade de troca cationica (CTC) a aplicação de matéria orgânica devidamente humificada permite aumentar a CTC dos solos, pois a CTC traduz-se na propriedade de certos materiais, designadamente as argilas e a matéria orgânica, de adsorver catiões como o P, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Na, e outros, evitando a sua lixiviação pelas águas que percolam os solos, ocorrendo a perda por permuta com outros catiões. Assim esta propriedade representa a capacidade que um fertilizante tem em reter nutrientes para os libertar para as plantas, sendo essa capacidade de troca directamente proporcional à quantidade de substância húmica nele existente, pelo que quanto mais humificado estiver o composto melhor a sua CTC^[24].

2.7.1.3. Influência da M.O. sobre as Propriedades Biológicas do Solo

O solo é um sistema mais ou menos rico e em constante mutação, onde milhares de seres microscópicos e macroscópicos estão associados à matéria orgânica nele contida, em quantidade e diversidade proporcional à qualidade e quantidade dos materiais que lhes servem de alimento e das suas condições físicas e químicas.

Assim a matéria orgânica ocupa um papel importante na fertilidade biótica do solo ao criar condições de arejamento e de fornecimento de nutrientes aos microorganismos úteis às plantas e criar condições inibidoras para microorganismos prejudiciais ou infestantes. Para além do fornecimento de nutrientes, também fornece o carbono orgânico como fonte de energia indispensável aos microorganismos heterotróficos, designadamente as bactérias da nitrificação.

2.7.2. Metais Pesados e Problemas de Contaminação

Estudos levados a efeito especificamente para avaliar a contaminação de metais pesados na compostagem de resíduos sólidos urbanos por Egreja Filho^[10] permitiram concluir que a

mobilidade de todos os metais pesados decresce com o decorrer do processo de compostagem, atingindo valores mínimos na fase de maturação.

A diminuição da mobilidade foi associada à formação de humatos metálicos (quelatos) de alta estabilidade, havendo casos tão extremos como para o cobre e zinco, em que nem o DTPA, que é um forte agente quelante conseguiu extrair os metais complexados.

Observou-se também a possibilidade da oclusão destes metais no interior de colóides orgânicos, ocorrida durante a fase de condensação e polimerização que leva à formação do húmus.

Estes estudos permitiram concluir que a utilização de compostos orgânicos devidamente maturados e humificados, diminui muito o risco de contaminação ambiental por metais pesados presentes nos resíduos orgânicos, além da possibilidade de utilização do próprio composto como agente atenuante de poluição por metais provenientes de outras fontes.

Para além destas conclusões também se identificou que a operação onde se observa maior contaminação é na fase de degradação activa da compostagem, concluindo-se ainda que essa contaminação era maior nos sistemas reactores testados do que nos sistemas não reactores, devido a um maior contacto entre os metais pesados e a fracção orgânica dos RSU no primeiro sistema, associada à maior agressividade do processo, que provoca a trituração e contacto íntimo da matéria orgânica e das fontes inorgânicas de metais presentes na massa de compostagem.

Concluiu-se ainda que a contaminação é fortemente condicionada pelo método de triagem do material, sendo muito difícil evitar essa contaminação através de processos mecanizados de separação dos RSU. Por um lado a recolha selectiva permite reduzir bastante os níveis de contaminação, enquanto que, quando tal não é possível, a escolha adequada do sistema de compostagem pode minimizar os efeitos dessa contaminação.

2.7.3. Aspectos Epidemiológicos

Na moderna compostagem o objectivo principal é a maximização da actividade microbiana durante a fase termofílica do processo^[30], com benefícios na estabilização da matéria orgânica e na higienização da massa de compostagem, tornando o produto final seguro e livre de microorganismos patogénicos.

Na massa de material orgânico em compostagem encontra-se uma população diversificada de microorganismos (já descrita no §2.4.), alguns deles patogénicos, causadores de doenças e infecções no homem e animais. É esta presença que levanta as preocupações sob o ponto de vista epidemiológico na compostagem e utilização do composto orgânico.

O composto orgânico, correctamente estabilizado, é um produto praticamente inócuo e não causa incómodos. Contudo durante o seu processamento é passível de causar diversos incómodos, especialmente quando mal operado, não só à vizinhança (maus odores), como aos trabalhadores da unidade de compostagem (aparecimento de doenças ocupacionais).

Num trabalho de Cardenas *et al*^[5] citado por Pereira Neto^[30] refere-se um relatório da agência americana de protecção do ambiente (USEPA) em que é afirmado não haver qualquer prova, com referência bibliográfica, em que qualquer trabalhador do sector dos resíduos e engenharia sanitária em geral, tenha sido alguma vez infectado por um fungo, como consequência do manuseamento de resíduos.

A patogenicidade não se resume à exposição directa a que poderão estar submetidos os trabalhadores, como também ao modo indirecto através da utilização de compostos orgânicos no solo. Com efeito, estudos referentes à adição de material orgânico ao solo, como lamas de ETAR e material orgânico fresco, comprovaram que para reduzir o potencial fitotóxico era imperativo que ambos fossem sujeitos a operações de compostagem prévias^[28].

No entanto não são apenas os microorganismos patogénicos que levantam preocupações de saúde pública, pois devido às características dos RSU é possível a contaminação com elementos físicos e químicos. É possível por exemplo encontrar produtos orgânicos tóxicos (PCB's e dioxinas) e metais pesados (Pb, Hg, Cr, etc.) que causam grandes preocupações devido ao facto de serem bio-acumuláveis no homem, animais e plantas.

No entanto os aspectos relacionados com estas questões já foram tratados nos §2.4. e §2.7.2., podendo ser claramente desprezáveis quando se operam correctamente os processos de compostagem e quando o produto final se encontra com grau de humificação adequado.

Capítulo 3

Trabalho Experimental

3.1. Introdução

O programa de investigação centrou-se principalmente na comparação de dois sistemas de compostagem, o sistema implementado na LIPOR e um sistema denominado de LESA, desenvolvido pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA da Universidade Federal de Viçosa – UFV (Minas Gerais – Brasil), com os objectivos fundamentais de avaliação da eficiência dos dois sistemas e de comparação da qualidade dos dois compostos obtidos.

O estudo relativamente ao sistema implementado na LIPOR, foi simplesmente a identificação dos procedimentos utilizados, recolha e análise de amostras do composto produzido naquela instalação industrial.

O procedimento relativamente ao sistema LESA, foi a monitorização completa do processo, nas suas diversas fases, avaliando a eficiência ao longo do processo, visando investigar a possibilidade de aumento da eficácia do processo implementado na LIPOR, através da sua adaptação ao sistema LESA.

A escolha do sistema LESA e da sua comparação com o sistema implementado na LIPOR deveu-se ao facto de a instalação da LIPOR ser uma das mais antigas no país a reciclar a matéria orgânica dos RSU por compostagem, utilizando um sistema não muito eficiente, sendo portanto uma instalação com interesse em aumentar a eficiência de laboração e qualidade do seu produto final através de procedimentos que não implicassem grandes investimentos em alterações de equipamento ou de instalações.

3.2. Descrição da ETRSU da LIPOR

A LIPOR (Sistema Intermunicipalizado de Tratamento de Lixos da Região Porto) é uma empresa de capitais públicos detidos pela maioria dos municípios da Área Metropolitana do Porto, nomeadamente os municípios de Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Valongo, e Vila do Conde.

A LIPOR apresenta características particularmente interessantes pois constituiu, até à criação das Áreas Metropolitanas, a única experiência de intermunicipalismo da região do Porto (desde 1967), apresentando-se de um modo pioneiro na forma de gestão de sistemas de RSU com destaque para a valorização, através da reciclagem da fracção orgânica dos RSU por compostagem, obtendo um produto que apresenta uma assinalável presença em todo o país, o FERTOR.

A LIPOR serve uma população de cerca de 890.000 habitantes, distribuídos pelos sete municípios, apresentando uma taxa de crescimento moderada de cerca de 0.7%, pelo que a previsão da população para o ano 2010 seja de aproximadamente de 1.000.000 habitantes.

Quadro 3.1 – Dados Populacionais da Área de Influência da LIPOR (INE 1991)^[39]

Concelho	Área [km²]	Freguesias	População Residente (1991)	Densidade Populacional [hab/km²]
Espinho	23	5	34 956	1 520
Gondomar	137	12	143 178	1 045
Maia	83	17	93 151	1 122
Porto	42	15	302 472	7 202
Valongo	68	5	74 172	1 091
Matosinhos	62	10	151 682	2 446
Vila do Conde	147	30	64 836	441
LIPOR	562	94	864 447	1 538
Grande Porto	815	130	1 167 800	1 433

A LIPOR tem feito diversas campanhas de caracterização dos RSU recolhidos nos sete municípios, tendo a partir dos valores anuais feito uma caracterização média da composição

dos RSU na sua área de influência. Os resultados dessa caracterização apresentam-se no quadro seguinte.

Quadro 3.2 – Composição Média dos RSU da Área de Influência da LIPOR (1996)

Componente	Peso por componente [ton/dia]	Capitação por componente [Kg/hab.dia]
Papel e Cartão	227.2	0.255
Vidro	43.5	0.049
Plástico	140.2	0.156
Metais	23.9	0.027
Têxteis	51.1	0.058
Fermentáveis e Finos	502.2	0.564
Outros	98.9	0.110
Total	1087	1.219

No gráfico seguinte pode-se observar a composição média dos RSU em percentagem de peso resultante da caracterização referida (1996).

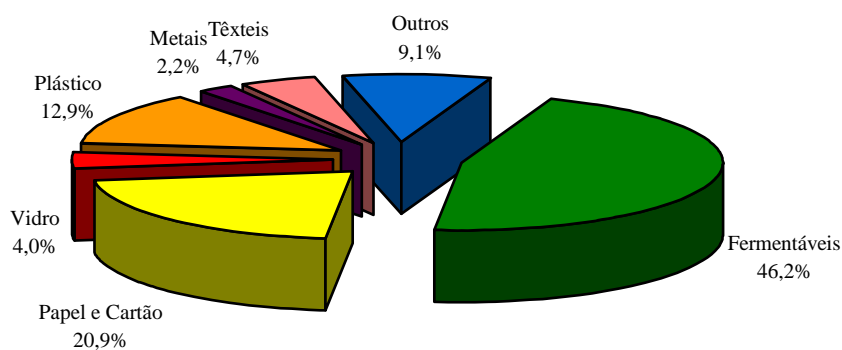


Gráfico 3.1 - Composição Média dos RSU da Área de Influência da LIPOR (1996)

A Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (ETRSU) da LIPOR, localiza-se em Ermesinde, utilizando o sistema mecanizado de bio-conversão modelo DV 350, modificado com a retirada da inoculação, dos digestores e da secagem da matéria orgânica por compostagem.



Figura 3.1 – Vista Parcial da LIPOR

A instalação é constituída por duas linhas de processamento alimentadas por uma fossa de recepção com capacidade de 1800 m³, dotada de duas pontes rolantes com 2 pólipos (garras mecânicas), sendo um de cabos e outro hidráulico.

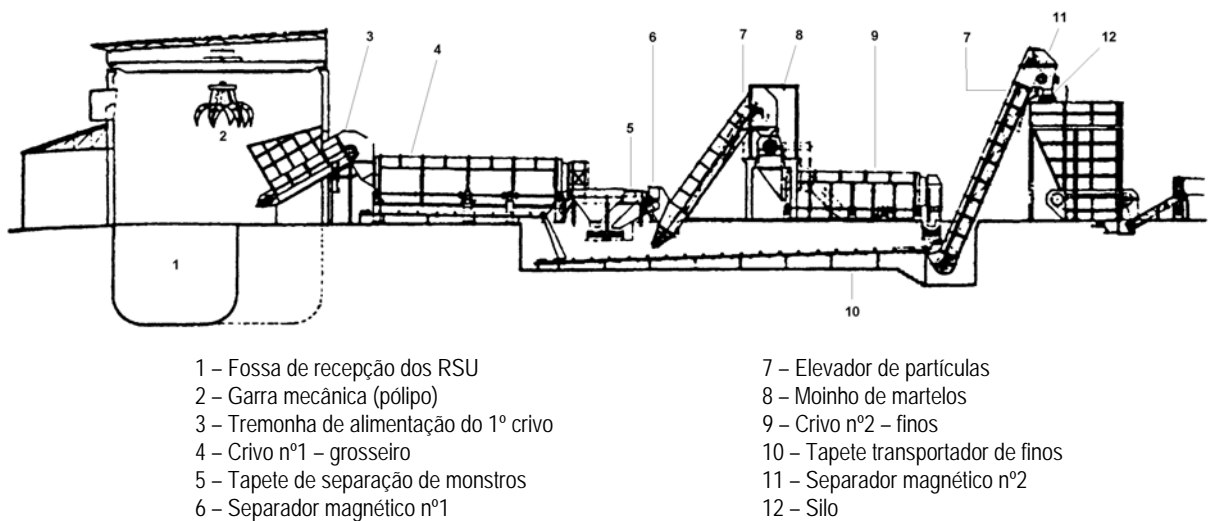


Figura 3.2 – Corte da Linha de Separação Mecânica da LIPOR

Cada linha é formada sucessivamente por um crivo rotativo primário (malha circular de $\phi 35$ mm, 12.0 m de comprimento, $\phi 2.20$ m e velocidade de 13 r.p.m.) para separação de partículas finas, seguido de um tapete vibratório selectivo (velocidade 0.2 m/s), onde são escolhidos manualmente materiais recicláveis, seguindo-se um tambor magnético de separação de materiais ferrosos. Os materiais que passam pelo crivo primário e pelo tapete rolante vibratório são conduzidos a um moinho de 48 martelos de eixo horizontal onde são destroçados. Depois do destroçamento, as partículas passam por um crivo secundário (malha

circular de $\phi 35$ mm, 9.00 m de comprimento, $\phi 2.20$ m e velocidade de 15 r.p.m.), sendo depois transportadas por diversos tapetes rolantes para o pátio de degradação activa, denominado “*Parque de Fermentação Lenta*”, formando pilhas de grande comprimento com cerca de 4 a 5 metros de altura.



Figura 3.3 – Vistas da Linha de Separação da LIPOR



Figura 3.4 – Vistas da Linha de Separação da LIPOR (cont.)

Após um período de tempo variável de permanência no pátio (normalmente 3 meses) o material é transportado para o interior da instalação recorrendo a uma pá carregadora de rodas, crivado numa unidade autónoma de crivagem rotativa de malha fina (13 mm), sendo os inertes destinados a aterro e a fracção orgânica destinada a maturação em parque coberto, em pilhas com cerca de 4 metros de altura. Após o período de maturação, também este de duração variável, o material é ensacado numa linha de ensacagem e armazenado.

Normalmente a ensacagem só ocorre às medidas das necessidades comerciais, pelo que se pode dizer que o período de maturação é regulado pelo mercado de colocação do produto.



Figura 3.5 – Vistas do “Parque de Fermentação Lenta” da LIPOR

Os refugos da linha de separação mecanizada são prensados em duas linhas e destinados a aterro sanitário. A linha de prensagem de refugos fica anexa à linha de separação mecanizada. Também os inertes resultantes da unidade de crivagem fina são destinados ao aterro sanitário.

Do volume diário de resíduos que chegam à instalação da LIPOR (cerca de 1 087 toneladas) apenas cerca de 250 toneladas (23%) se destinam à linha de compostagem, sendo o restante colocado em aterro sanitário anexo à instalação.



Figura 3.6 – Vistas da Fossa da Instalação da LIPOR



Figura 3.7 – Vistas da Fossa da Instalação da LIPOR (cont.)

3.3. Descrição do Trabalho Experimental

3.3.1. Matéria-Prima Utilizada e Dimensão das Experiências

A experiência constou da análise e monitorização da compostagem através do sistema LESA de várias pilhas de resíduos sólidos urbanos, constituídas por material idêntico ao destinado ao processo implementado na LIPOR.

Assim a matéria-prima utilizada no trabalho experimental foi o material que em cada um dos dias em que se iniciaram as experiências estava a ser destinado ao “*Parque de Fermentação Lenta*” da LIPOR, sendo constituídas pela fracção orgânica dos RSU obtidas no final da linha de separação mecanizada da instalação.

Na primeira experiência foram montadas três pilhas similares de compostagem (denominadas de pilhas 1, 2 e 3) de secção triangular, com 1.60 a 1.70 m de altura, 3 a 4 metros de largura e cerca de 6 metros de comprimento. Estas pilhas foram montadas no “*Parque de Fermentação Lenta*” ao lado das pilhas da LIPOR, em pátio descoberto.



Figura 3.8 – Vista das Pilhas 1, 2 e 3 no “Parque de Fermentação Lenta”

Na segunda experiência foram montadas duas pilhas com cerca de 2.2 toneladas de material, em pátio coberto, localizado nas instalações da LIPOR, tendo de dimensão 1.4 a 1.5 m de altura e 2.5 a 3 metros de largura.

As pilhas da primeira experiência designaram-se de PI 1, PI 2 e PI 3. As pilhas da segunda experiência designaram-se de PI A e PI B, de modo a melhor identificar a experiência que decorreu em pátio coberto.



Figura 3.9 – Vista das Pilhas A e B em Pátio Coberto

Durante o período em que decorreram estas experiências, foram acompanhadas as pilhas da experiência e as da LIPOR, sendo em ambos os conjuntos de pilhas, experimentais e de controlo, realizadas diversas determinações de parâmetros de controle, como adiante se descreve.

3.3.2. Parâmetros de Controle da Experiência

O trabalho experimental baseou-se na comparação dos dois sistemas de compostagem em apreciação, a saber, o sistema implementado na LIPOR e o sistema LESA.

O sistema LESA, tal como foi descrito no §2.3.4.2, é um sistema de compostagem, em que os principais parâmetros do processo (arejamento, temperatura e humidade) são controlados a partir do ciclo de reviramento. No sistema LESA o ciclo de reviramento é de 3 dias, tendo sido por isso o ciclo de reviramento adoptado em todas as pilhas de experimentação montadas.

Os parâmetros de controle de todas as experiências foram os seguintes: Arejamento, Temperatura e Teor de Humidade.

3.3.2.1. Arejamento

O arejamento foi controlado por ciclo de reviramento de 3 dias durante a fase activa de degradação da matéria orgânica.

Este ciclo de reviramento só foi interrompido quando as temperaturas baixaram para a fase mesofílica, tida como indicador de ter terminado a fase de degradação activa. Este indicador foi confirmado através de outras determinações como o teor de Sólidos Voláteis e relação C/N. Nas pilhas 1, 2 e 3 o último reviramento ocorreu por volta do 94º dia, enquanto nas pilhas A e B o último reviramento foi no 48º dia. Devido a problemas operacionais, não foi possível garantir nas pilhas 1, 2 e 3 um ciclo regular de reviramentos, enquanto as pilhas A e B foram reviradas de 3 em 3 dias sem qualquer falha.

Após a fase de degradação activa as pilhas foram deixadas em repouso em pátio para maturação por mais 40 a 60 dias, não considerando o processo a necessidade de qualquer reviramento nesta fase.

3.3.2.2. Temperatura

A temperatura foi determinada diariamente pela leitura directa de termómetros digitais e sondas (par termoelectrico) colocadas na massa de compostagem em 5 pontos (terço superior, terço central e terço inferior) uniformemente distribuídos em altura nas pilhas.

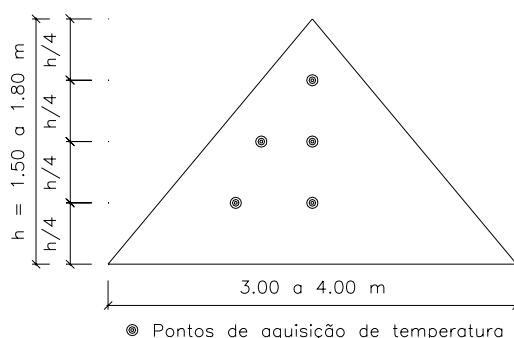


Figura 3.10 – Pontos de Colocação das Sondas K para Determinação da Temperatura



Figura 3.11 – Painel de Aquisição de Temperatura e Sondas nas Pilhas PLA e PIB

As sondas usadas foram do tipo K em aço inox de ϕ 6 mm, com comprimentos de 30, 60 e 100 cm. Na primeira experiência estas sondas eram ligadas a um leitor digital de temperatura Hibok-18 ou Hibok-17, com dois canais. Na segunda experiência, as sondas foram ligadas a um painel montado com um selector rotativo de 40 canais Omega OSW5-40 e leitor digital de temperatura SHINKO FIR-101 CE M/Range alimentado por fonte de 230 V-50 Hz.

Na primeira experiência raramente se obtiveram dados da temperatura ambiente, enquanto na segunda experiência se registou a temperatura ambiente diariamente através de uma sonda ligada ao selector e que se encontrava ao ar livre, nas mesmas condições das pilhas de compostagem.

3.3.2.3. Teor de Humidade

O teor de humidade foi determinado antes de cada ciclo de reviramento pelo Método Rápido do Microondas⁶.

⁶ Procedimento adaptado de Pereira Neto^[32] para determinação rápida do teor de humidade em procedimentos de pátio

Na primeira experiência não foi feita qualquer correção do teor de humidade porque as pilhas encontravam-se em pátio descoberto e a experiência decorreu durante o Outono e Inverno.

Na segunda experiência o teor de humidade foi corrigido durante o reviramento sempre que as suas determinações o aconselhavam (quando se observavam valores inferiores a 40%).

3.3.3. Critérios de Amostragem

A principal preocupação da amostragem foi a aquisição de material representativo do universo em observação. Com esse objectivo cada amostra foi recolhida de diferentes locais da pilha, localizados no interior da mesma até se perfazer a quantidade considerada suficiente como representativa do todo.

Uma vez que o material da experiência era resultante de um sistema de separação mecânica considerou-se suficiente cerca de 3 kg para a amostra bruta, a partir da qual seriam constituídas as amostra “*in natura*”, amostra seca e amostra triturada.

3.3.3.1. Amostra “*In Natura*”

Preparação

Peneirou-se a amostra bruta com peneiro ASTM nº4 e retiraram-se os inertes de maiores dimensões (vidros e outros), plásticos (filmes e outros), papeis e sementes de modo a obter um material com características dimensionais homogéneas, representativas da amostra.

Pesou-se rigorosamente em balança analítica as quantidades necessárias a cada determinação.

Finalidade

A amostra “*In Natura*” destinou-se à determinação do Teor de Humidade, pH e Análises Microbiológicas.

3.3.3.2. Amostra Seca

Preparação

Pesou-se rigorosamente em balança analítica 100 gramas de amostra “*In Natura*” e desidratou-se em estufa a $70 \pm 5^\circ\text{C}$ por 24 horas.

Finalidade

A amostra seca destinou-se à determinação do Teor de Sólidos Voláteis.

3.3.3.3. Amostra Triturada

Preparação

Triturou-se com triturador adequado a amostra Seca. De seguida peneirou-se com crivo de malha 300 μm e acondicionou-se as duas fracções em frascos herméticos adequados.

Finalidade

A amostra triturada destinou-se às determinações químicas.

3.3.4. Análises e Determinações Efectuadas

Em todas as experiências foi efectuada uma monitorização através da realização das seguintes análises e determinações:

Determinações Físicas:

- **Temperatura** – controlada diariamente
- **Densidade** – controlada no início e fim do processo em cada experiência

Determinações Físico-Químicas:

- **Teor de Humidade** – controlado de 3 em 3 dias
- **pH** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Sólidos Voláteis** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência

Análises Químicas:

- **Celulose Bruta** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Azoto (N)** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Carbono (C)** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Fósforo (P)** – controlado no final das experiências
- **Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Relação C/N** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência
- **Metais Pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn)** – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência

Análises Microbiológicas:

- Determinação da contagem de microorganismos patogénicos – controlado semanalmente na primeira experiência e de 10 em 10 dias na segunda experiência

Foram também analisadas amostras retiradas das pilhas do sistema LIPOR, para comparação da eficiência dos dois processos.

As determinações físicas e o teor de humidade foram realizados no laboratório da ETRSU da LIPOR. As restantes determinações, exceptuando as determinações de Metais Pesados e Nutrientes, foram realizadas no Laboratório de Tecnologias Ambientais da Escola Superior de Tecnologia e Gestão (ESTG) de Viana do Castelo. As determinações de Metais Pesados e Nutrientes foram realizadas no Laboratório do Aterro Sanitário de Matosinhos.

3.4. Métodos Analíticos

3.4.1. Determinações Físicas

3.4.1.1. Temperatura

A temperatura foi determinada pela leitura directa de termómetros digitais e sondas (par termoeléctrico) colocadas na massa de compostagem e já descrito o procedimento no §3.3.2.2.

3.4.1.2. Densidade

A densidade determinou-se pela relação directa dos pesos específicos.

Procedimento

Pesou-se um recipiente de volume ± 5 litros cheio de água.

Pesou-se o mesmo recipiente com a amostra bruta.

Determinação

$$d = P_{\text{amostra}}/P_{\text{água}}$$

3.4.2. Determinações Físico-Químicas

3.4.2.1. Teor de Humidade

Foi adoptado um procedimento rápido (Método do Microondas) adaptado de Pereira Neto^[32].

Procedimento

Colocou-se 30 g de amostra “*in natura*” num cadinho pesados rigorosamente.

Secou-se em microondas ventilado marca Balay MW-2435E, dotado de tubo de ventilação para o exterior (para minimizarão dos odores emitidos), durante 10 minutos a 80% da potência, com um goblé de água dentro do forno.

Deixou-se a arrefecer em excicador e pesou-se.

Determinação

$$H(\%) = 100 \times (P_{\text{inicial}} - P_{\text{final}}) / P_{\text{inicial}}$$

3.4.2.2. pH

Foi adoptado um procedimento de acordo com Pereira Neto^[30].

Procedimento

Pesou-se 10 g de amostra “in natura”.

Adicionou-se 250 ml de água.

Agitou-se a mistura durante 3 a 4 minutos em agitador magnético, seguido de um período de repouso de 5 minutos.

Filtrou-se a amostra em lã de vidro (pode-se utilizar papel de filtro de porosidade adequada).

Determinação

Mediu-se o pH no filtrado com medidor de pH digital, Hanna 8521 de eléctrodo combinado de vidro.

3.4.2.3. Teor de Sólidos Voláteis

Foi adoptado um procedimento de acordo com Pereira Neto^[30].

Procedimento

Pesou-se rigorosamente 2 g de amostra triturada num cadinho previamente colocado em mufla à temperatura de 550°C e arrefecido.

Submeteu-se por um período de 2 horas à temperatura de 550 ± 5°C numa mufla.

Deixou-se a arrefecer em excicador e pesou-se.

Determinação

$$SV(\%) = 100 \times (P_{\text{inicial}} - P_{\text{final}}) / P_{\text{inicial}}$$

3.4.3. Análises Químicas

3.4.3.1. Celulose Bruta

Foi adoptado um procedimento de acordo com Pereira Neto^[30].

Procedimento

Pesou-se rigorosamente 0.5 g de matéria seca num Erlenmeyer de pirex de 150 ml de boca esmerilada.

Juntou-se 50 ml de mistura ácida (90 ml de HNO₃ concentrado completando a 1 litro com CH₃COOH a 80%).

Adaptou-se o condensador e deixou-se a ferver durante 25 minutos, agitando frequentemente.

Desmontou-se o condensador e filtrou-se a quente sob sucção através de um cadinho de Goosh (G3), previamente tarado. A sucção foi obtida usando uma trompa de água.

O resíduo que permaneceu no filtro foi lavado primeiramente com 5 ml de mistura ácida quente e depois com água destilada quente até o filtrado apresentar reacção neutra.

Lavou-se depois com álcool a 95°, por diversas vezes e finalmente com éter.

O cadinho foi seco na estufa a 100 - 105°C durante 12 horas.

Transferiu-se para o excicador e pesou-se rigorosamente, uma vez arrefecido.

Colocou-se de nova na estufa por 2 horas, deixou-se arrefecer no excicador e pesou-se novamente. O processo terminou quando o peso é constante.

Determinação

$$P_{\text{Celulose Bruta}} = P_{\text{cadinho+celulose bruta}} - P_{\text{cadinho}}$$

$$CB(\%) = 100 \times P_{\text{Celulose Bruta}} / P_{\text{amostra}}$$

3.4.3.2. Azoto Total

A determinação do azoto total foi feito pelo método normalmente designado de Semi-Micro-Kjeldahl.

Equipamento e Material

Sistema de digestão Kjeldahl – Tecator 2006

Sistema de destilação Kjeldahl – Tecator Kjelttec System 1002

Sistema de purificação de gases de digestão

Medidor de pH

Material de Vidro: tubos de Kjeldahl (250 ml), provetas, pipetas e bureta

Reagentes

Ácido sulfúrico concentrado

Pastilhas “Kjeltabs” 3.5/Se (composição de 3.5 g K_2SO_4 + 0.0035 g Se)

Hidróxido de sódio a 40%

Solução absorvente de ácido bórico com solução indicadora combinada: dissolveu-se 40 g de H_3BO_3 em água destilada em aproximadamente 500 ml, adicionou-se 10 ml de solução indicadora combinada e diluiu-se a 1 litro.

Solução indicadora combinada: dissolveu-se 200 mg de indicador de vermelho de metilo em 100 ml de álcool etílico a 95%. Dissolveu-se 100 mg de azul de metileno em 50 ml de álcool etílico a 95%. Combinou-se as soluções.

Ácido clorídrico 0.02 N

Procedimento da Digestão da Amostra

Colocou-se 0.10 g de amostra triturada pesada rigorosamente num tubo kjeldahl de 250 ml e adicionou-se cuidadosamente à amostra duas pastilhas de digestão (pastilhas kjeltabs 3.5/Se).

Adicionou-se 15 ml de ácido sulfúrico concentrado.

Após colocação do sistema de lavagem de gases nos tubos, inseriu-se o conjunto de tubos de digestão no bloco digestor a 420°C.

Quando a quantidade de fumos libertada era reduzida, foi diminuído o vácuo.

A digestão foi continuada durante cerca de 2 horas até que se constate que a amostra se encontra digerida (incolor).

Quando a amostra apresentou coloração amarelada prolongou-se o tempo de digestão (cerca de 30 minutos) até se tornar incolor.

Após a digestão deixou-se arrefecer e adicionou-se 75 ml de água destilada.

O branco foi elaborado por substituição da amostra por água destilada.

Procedimento da Destilação da Amostra e Determinação do Azoto Amoniacal

Fez-se inicialmente a destilação de uma amostra de água destilada para aquecimento do sistema.

Colocou-se o tubo Kjeldahl com a amostra digerida no sistema de destilação Kjeldahl e os 75 ml de água destilada.

Colocou-se num Erlenmeyer 25 ml de solução de H_3BO_3 (ácido bórico) com o indicador combinado e colocou-se no sistema de destilação Kjeldahl, no local de recolha do destilado, tendo o cuidado de garantir que o tubo de saída do destilado se encontra inserido no seio da solução de ácido bórico.

Adicionou-se solução de hidróxido de sódio a 40%, através de accionamento manual da alavanca existente no aparelho (50 ml de NaOH).

Ligou-se o sistema de vapor, para se iniciar a destilação.

Recolheu-se o destilado até se atingir um volume final dos 300 ml.

Desligou-se o sistema de vapor.

Retirou-se o tubo, e o Erlenmeyer do sistema de destilação.

Colocou-se um tubo de digestão Kjeldahl no sistema e desligou-se o aparelho.

Titulou-se o destilado com ácido sulfúrico 0.02 N até viragem do indicador para cor alfazema pálida.

Determinação

$$N (\%) = (V_A - V_B) \times N_{HCl} \times 14 \times 100 / (1000 \times m_{amostra})$$

V_A – Volume de HCl 0.02 N gasto na titulação da amostra [ml]

V_B – Volume de HCl 0.02 N gasto na titulação do branco [ml]

N_{HCl} – normalidade do HCl

m – massa de amostra seca [g]

3.4.3.3. Carbono Orgânico Total

O carbono orgânico total foi obtido pelo Método de ANNE.

Procedimento

Pesou-se rigorosamente 0.1 g amostra triturada num balão fundo plano.

Adicionou-se 20 ml de Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) a 8 % e 30 ml de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) concentrado.

Adaptou-se um refrigerador ao balão e levou-se a mistura a ebulição lenta durante 5 minutos, deixando-se arrefecer ao ar durante 15 minutos.

Ajustou-se o volume a 250 ml com água destilada.

Tomou-se uma alíquota de 10 ml e diluiu-se com 200 ml de água destilada, num Erlenmeyer de 500 ml.

Adicionou-se 200 ml de uma solução de Fluoreto de Sódio (NaF), à concentração de 7.5 g/l e 3 a 5 gotas de Difenilamina.

Titulou-se com uma solução de Sal de Mohr 0.2N ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ 0.2 N) até viragem de azul → azul esverdeado

Determinação

$$COT = (V_B - V_A) \times \underline{N} \times 7.5/m_{amostra}$$

onde:

COT – carbono orgânico expresso em % de matéria seca

V_A – Volume de Sal de Mohr gasto na titulação da amostra [ml]

V_B – Volume de Sal de Mohr gasto na titulação do branco [ml]

\underline{N} – normalidade do Sal de Mohr

m – massa de amostra seca [g]

3.4.3.4. Carbono Orgânico Oxidável

O carbono orgânico oxidável foi obtido pela metodologia de Walkley-Black (1934).

Procedimento

Pesou-se rigorosamente 0.1 g amostra triturada num Erlenmeyer 500 ml.

Adicionou-se 20 ml de Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) – 1 N e 20 ml de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) concentrado. Agitou-se manualmente durante 1 minuto, deixando-se de seguida em repouso durante 30 minutos. Ajustou-se o volume a 200 ml com água desionizada. Adicionou-se 10 ml ácido fosfórico a 85% e 10 ml de Fluoreto de Sódio (NaF) a 2% e 15 gotas de Difenilamina.

Titulou-se com uma solução de Sal de Mohr 0.5 N [$Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$] até viragem de castanho-esverdeado → verde brilhante.

Determinação

$$\text{COO (\%)} = 20 \times (1 - V_A/V_B) \times \underline{N} \times (0.03) \times (100/m_{\text{amostra}})$$

onde:

V_A – Volume de Sal de Mohr gasto na titulação da amostra [ml]

V_B – Volume de Sal de Mohr gasto na titulação do branco [ml]

\underline{N} – normalidade do Dicromato de Potássio

20 – Volume de Dicromato de Potássio adicionado

m – massa de amostra seca [g]

3.4.3.5. Relação C/N

A relação C/N foi obtida a partir dos valores de COT obtido pelo método de Anne no §3.4.3.4 e N_{total} obtido pelo método Kjeldahl no §3.4.3.3.

$$C/N = COT/N_{\text{total}}$$

3.4.3.6. Metais Pesados e Nutrientes

Utilizou-se a metodologia descrita no Standard Methods para metais pesados.

Procedimento

Pesou-se 0.1000 g de amostra previamente seca em estufa a $75^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$, durante 24 horas, triturada e peneirada a 300 μm . Transferiu-se para o vaso de digestão e adicionou-se 2 ml de HNO_3 concentrado e levou-se ao microondas. Deixou-se arrefecer a mistura e transferiu-se o conteúdo do vaso para um balão volumétrico de 100 ml, lavando o vaso com água desionizada, completando-se em seguida com água desionizada para perfazer o volume do balão.

Determinação

A determinação foi efectuada em Espectrofotómetro de Emissão Atómica marca Jobin Yvon modelo JY24, com chama de argon. O aparelho calibrou-se com soluções padrão dos elementos escolhidos, depois de estabilizado o aparelho. Todas as determinações foram feitas em triplicado.

3.4.4. Análises Microbiológicas

Para determinação de contaminação biológica na compostagem foram feitas análises microbiológicas de detecção de microorganismos indicadores através da contagem de colónias em Placas de Petri, mediante a utilização de um meio de cultura selectivo – Chromocult Coliform Agar da Merck.

Procedimento

Pesaram-se 10.0000 gramas de amostra fresca, sempre em condições de assepsia total (junto a uma chama de bico de Bunsen) e colocaram-se num frasco Gallenkamp com 90 ml de água peptonada, agitando-se energeticamente por 10 minutos à máxima velocidade. Procedeu-se a diluições decimais, transferindo-se 1 ml da amostra preparada para tubos de ensaio com 9 ml de água peptonada de 0.1% como diluente. De cada amostra foram preparadas diluições de 10^{-2} até 10^{-8} , e as diluições necessárias para a inoculação das placas foram escolhidas de modo a obter placas contendo 30 a 300 unidades formadoras de colónias (UFC). As placas de Petri foram inoculadas com 0.1 ml das diluições escolhidas, sendo o espalhamento feito com vareta de vidro, flamejada e arrefecida, de modo a distribuir a suspensão contendo os microorganismos de uma maneira uniforme na superfície do meio de cultura. As placas foram incubadas em estufa durante 48 horas a 37°C .

Determinação

Consiste na contagem do número de colónias viáveis ao longo do tempo (placas contendo de 30 a 300 UFC), sendo os resultados apresentados em UFC/100 ml.

Capítulo 4

Resultados e Interpretação

4.1. Introdução

Os resultados observados durante a fase experimental serão apresentados na sequência da descrição do Capítulo 3 – Trabalho Experimental.

Apresentam-se em primeiro lugar os resultados das análises efectuadas no produto final produzido na LIPOR, com a sua interpretação, procurando-se ainda estabelecer a razão de ser dos resultados obtidos face ao procedimento industrial instalado.

Apresentam-se depois os resultados e determinações das análises de monitorização das experiências efectuadas, com a explicação dos valores observados e comparação entre as experiências, de modo a melhor caracterizar a eficiência de cada uma delas e dos factores que possam ter afectado essa eficiência.

4.2. Resultados das Amostras da ETRSU da LIPOR

Tal como foi referido no §3.2 o material depois de crivado é colocado em armazém e empilhado, formando pilhas de altura superior a 4 metros, aí permanecendo até ensacamento e venda. O material pode ficar assim retido por diferentes períodos consoante as necessidades do mercado.

Com o objectivo de avaliar a eficiência do processo implantado na LIPOR e a qualidade do seu produto final (composto), fizeram-se análises ao composto armazenado (pronto para comercialização) em pilhas. A colheita de amostras foi feita a cerca de 90 cm de profundidade em três pilhas, com intervalos de 30 dias. Os quadros seguintes apresentam os resultados das análises efectuadas a essas amostras.

Quadro 4.1 – Avaliação do Composto Armazenado – Pilha LIPOR 1

Parâmetro	Pilha LIPOR 1			
	0 dias*	30 dias	60 dias	90 dias
pH	6.15	6.95	4.95	7.10
Sólidos Voláteis	23.1%	18.6%	26.5%	18.4%
COT	13.4%	10.8%	15.4%	13.2%
N _{total}	0.47%	0.51%	0.42%	0.49%
C/N	28.5	21.2	36.7	26.9
Teor de Humidade	61.1%	59.5%	62.5%	63.3%
Teor Húmico	3.28%	3.75%	2.86%	3.18%

* Material com 3 meses de “Pátio de Fermentação Lenta” e no início da fase de maturação

Quadro 4.2 – Avaliação do Composto Armazenado – Pilhas LIPOR 2 e 3

Parâmetro	Pilha LIPOR 2		Pilha LIPOR 3	
	60 dias	90 dias	90 dias	120 dias
pH	5.93	7.15	6.43	7.45
Sólidos Voláteis	18.4%	17.3%	20.4%	15.5%
COT	10.65%	10.0%	11.8%	9.0%
N _{total}	0.28%	0.32%	0.51%	0.48%
C/N	38.0	31.3	23.1	18.8
Teor de Humidade	62.4%	62.9%	51.1%	63.8%
Teor Húmico	4.27%	1.98%	4.37%	2.10%

Para além destas análises mediu-se a temperatura em diversas pilhas armazenadas (incluindo as analisadas) a diversas profundidades, tendo-se registado valores entre os 24°C e os 30°C para as pilhas armazenadas à menos de 15 dias. Para as pilhas com períodos de 60 dias, 90 dias e 120 dias, obtiveram-se valores que oscilavam entre os 30°C no fundo das pilhas a valores de 45°C a 54°C a cerca de 50 cm de profundidade.

De referir que quando reviradas, ou quando se montou uma pilha de 1.60 m de altura com este material, se atingiram temperaturas termofílicas ao fim de 2 a 3 dias.

Assim da análise dos quadros 4.1 e 4.2 e dos registos de temperatura, pode concluir-se que o produto final da LIPOR ainda não atingiu o estado de estabilização característico dum produto maturado.

Esta ideia é reforçada com a diminuição da relação C/N (quadro 4.1 e 4.2) com o decorrer do tempo, bem como pela facilidade com que o material atinge temperaturas termofílicas se oxigenado.

A análise do valor do pH, indica que o material se encontra, enquanto armazenado, em decomposição anaeróbia, reforçada pelo facto de quando se revira o material se observar um odor muito intenso característico dos processos de decomposição anaeróbios. O odor do material, mesmo o do ensacado é muito intenso, não sendo portanto característico dum composto correctamente maturado. Este facto é reforçado pelas temperaturas que foram registadas (24 a 30°C) e que são características de processos anaeróbios.

Durante o decurso destas experiências, foi aplicado no solo do jardim de uma moradia unifamiliar, 400 kg de composto comercial da LIPOR, devidamente ensacado, tendo-se constatado que o cheiro característico que o composto apresenta só desapareceu cerca de 60 dias depois, apesar de ter chovido vários dias durante esse período e do produto ter sido muito bem misturado com a camada superficial de solo.

Mediu-se ainda a temperatura das pilhas no “*Pátio de Fermentação Lenta*” da LIPOR, onde o material é colocado na primeira fase de degradação, tendo-se registado temperaturas de 45°C a cerca de 70 cm de profundidade, numa pilha com 15 dias de pátio, decrescendo a temperatura para o interior das mesmas, ou seja, a camada superficial que concede um pouco

de arejamento natural regista temperaturas mais altas. Numa pilha com 2.5 meses de pátio registaram-se temperaturas de 40 a 50°C entre os 50 e 100 cm de profundidade e temperaturas da ordem dos 30°C no meio da pilha.

A análise destes valores indica que as pilhas apresentam durante todo o período de retenção no pátio (3 meses), temperaturas características de anaerobiose, o que aliás é reforçado pelo odor que emanam.

O principal motivo encontrado foi a dificuldade de oxigenação devido à grande dimensão das pilhas (cerca de 4 a 5 metros de altura) e ao facto de não ser feito habitualmente qualquer reviramento das mesmas. Tudo isto se reflecte obviamente na qualidade do produto final obtido, que não pode ser considerado um composto orgânico.

Relativamente ao aspecto do produto final ele é condicionado pelo seu teor de inertes. Fizeram-se diversas determinações para fazer a sua caracterização, representando-se no quadro seguinte os valores médios encontrados distribuídos por 4 categorias.

Quadro 4.3 – Teor Médio de Inertes Presentes no Composto Armazenado

Grupos de Inertes	Constituintes	% Presente
1 – Matérias plásticas pesadas	PVC, PS, têxteis, madeira, alumínio	2.06%
2 – Matérias plásticas leves	Filmes plásticos e PSE	0.35%
3 – Vidro, pedras, cerâmicas, metais		5.84%
4 – Finos	Granulometria < 2 mm	6.92%

4.3. Resultados das Amostras da Experiência

Tal como já foi referido os resultados das amostras da experiência apresentam-se por ordem idêntica à da sua descrição no Capítulo 3 – Trabalho Experimental. Para além destes resultados apresentam-se gráficos de correlação entre alguns factores, cuja correlação é importante, nomeadamente enquanto parâmetros de controle ou que se relacionam entre si.

4.3.1. Determinações Físicas e Físico-Químicas de Controle do Processo

4.3.1.1. Temperatura

A temperatura foi um dos principais parâmetros de controle das experiências, sendo referido por alguns autores^[11, 38] que a sua evolução diz mais sobre o processo de compostagem que qualquer outro parâmetro.

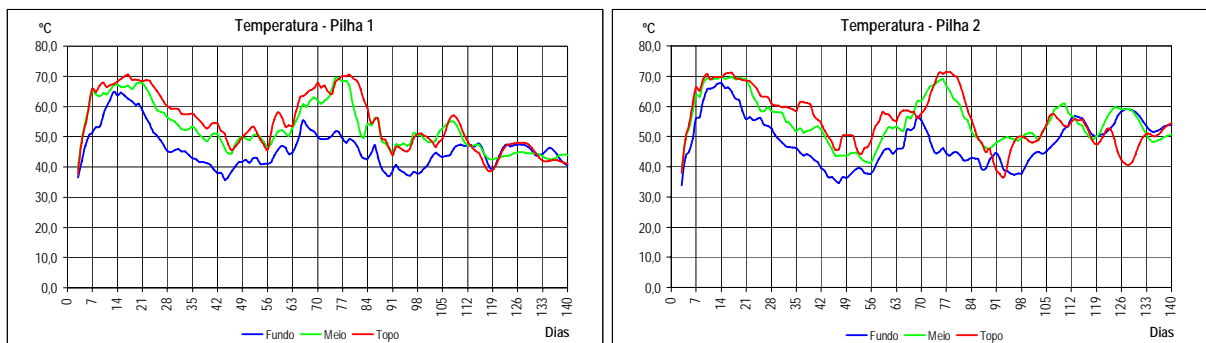


Gráfico 4.1 – Evolução da Temperatura das Pilhas 1 e 2 (fundo, meio e topo)

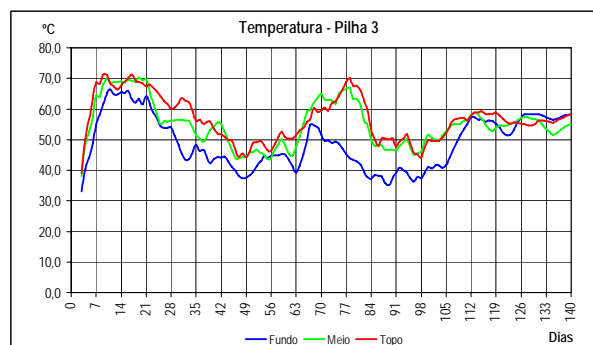


Gráfico 4.2 – Evolução da Temperatura da Pilha 3 (fundo, meio e topo)

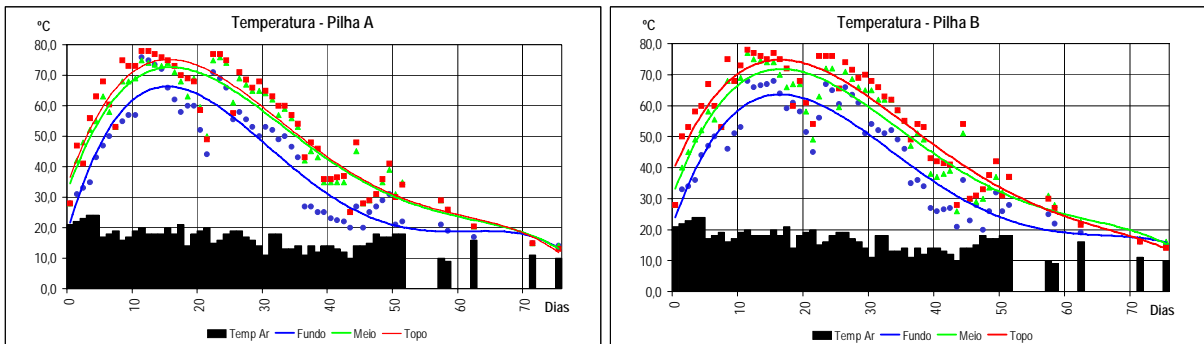


Gráfico 4.3 – Evolução da Temperatura nas Pilhas A e B (fundo, meio e topo)

Da análise dos gráficos de evolução da temperatura nas diferentes pilhas observa-se que as pilhas 1, 2 e 3 tiveram um início do processo de acordo com o esperado, atingindo temperaturas termofílicas em poucos dias (3 a 5 dias), tendo-se mantido assim durante alguns dias. Seguidamente observou-se uma descida pronunciada da temperatura, coincidente com vários dias de pluviosidade intensa, o que impediu a oxigenação desejada (apesar dos reviramentos), pelo que só depois de alguns dias é que a temperatura recuperou novamente. Esta ocorrência foi determinante em todo o processo não mais voltando a temperatura e ter um comportamento uniforme, mesmo após várias semanas.

Quanto às pilhas A e B observou-se que o seu comportamento foi mais regular, tendo atingido temperaturas termofílicas em 3 dias (no fundo das mesmas ao fim de 5 dias), seguindo-se um período de intensa actividade microbiológica com temperaturas termofílicas durante cerca de 40 a 45 dias. Após este período as temperaturas decresceram para valores mesofílicos, indiciando o término da fase de degradação activa.

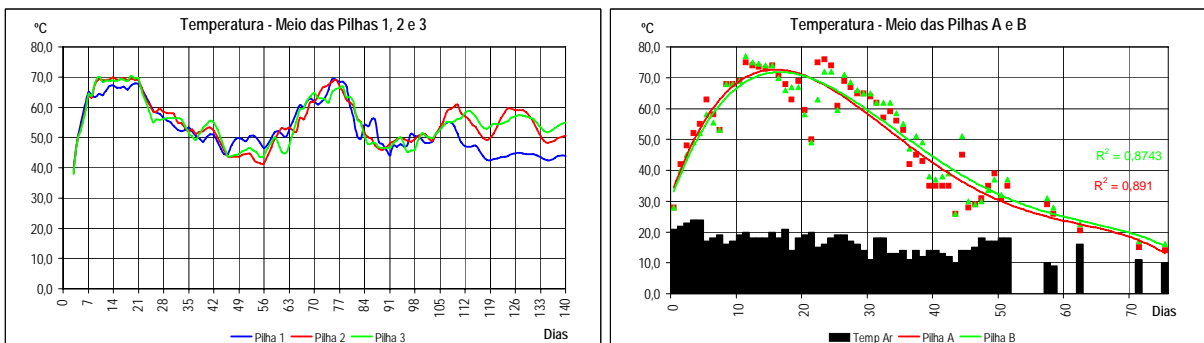


Gráfico 4.4 – Comparação da Temperatura no Meio das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

No último gráfico pode-se observar que apesar das pilhas serem montadas no mesmo dia e com material idêntico, apresentaram diferentes comportamentos, atingindo temperaturas

relativamente diferentes, como decorre da análise das temperaturas no meio das pilhas 1, 2 e 3. Nas pilhas A e B, como se encontravam em pátio coberto, foi possível controlar melhor outros parâmetros condicionantes como o teor de humidade (não estando sujeitas ao clima), observando-se que as diferenças de temperatura de uma pilha para a outra são menores e quase desprezáveis.

4.3.1.2. Teor de Humidade

O teor de humidade nas pilhas 1, 2 e 3 foi fortemente condicionado pelas condições atmosféricas que ocorreram durante grande parte do período de compostagem das mesmas. Nas pilhas A e B, quando se observou o abaixamento do teor de humidade fez-se a sua correcção durante o reviramento.

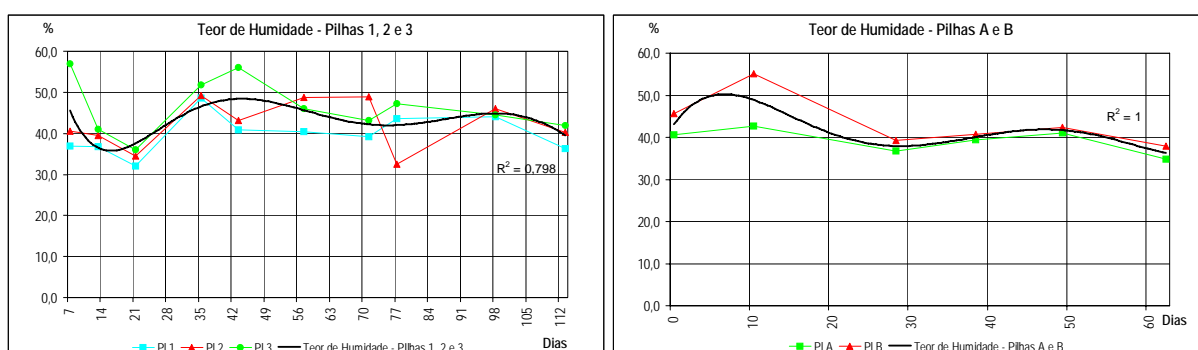


Gráfico 4.5 – Evolução do Teor de Humidade das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

No início do processo a massa de compostagem (das pilhas 1, 2 e 3) apresentava um teor de humidade adequado (entre 40 e 60%), tendo com o evoluir do processo descido até valores da ordem dos 30%. Depois com a pluviosidade que se abateu sobre a região o teor de humidade subiu, primeiro lentamente, pois as camadas superficiais dificultaram a entrada da água, mas depois mais acentuadamente. Neste período a temperatura decaiu tendo o processo atingido momentos anaeróbios⁷, aspecto que se veio a revelar determinante nesta série da experiência.

⁷ Identificados pela existência de um odor intenso, excesso de humidade e registo de baixas temperaturas

Nas pilhas A e B, foi possível manter sempre o teor de humidade em valores óptimos com a correcção do teor de humidade a cada reviramento, pelo que o processo nunca foi condicionado negativamente por este factor.

4.3.1.3. Sólidos Voláteis

O teor de sólidos voláteis é um indicador muito útil sobre a evolução do processo, permitindo avaliar de forma simples acerca da sua eficiência. O teor em sólidos voláteis deve decrescer ao longo da fase de degradação activa do processo (fase termofílica), sendo um indicador do grau de degradação da matéria orgânica.

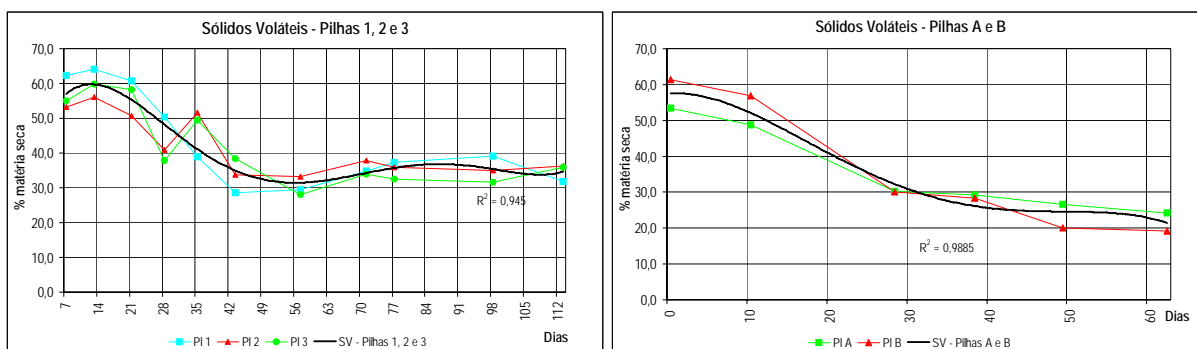


Gráfico 4.6 – Evolução dos Sólidos Voláteis das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

A análise destes gráficos vem confirmar o que se observou da análise dos gráficos referentes à temperatura e teor de humidade. Observa-se um comportamento irregular na descida do teor de sólidos voláteis das pilhas 1, 2 e 3, onde após um decréscimo se observa um aumento do seu valor. Já no gráfico correspondente às pilhas A e B, observa-se um comportamento uniforme, partindo de valores iniciais da ordem dos 50 a 60%, decrescendo mais acentuadamente na fase de degradação activa até aos 40 dias para valores entre os 20 a 30% até estabilizar em valores próximos dos 20%. Em termos relativos a redução do teor de sólidos voláteis relativamente aos valores iniciais foi de 39% e 61%, respectivamente nas pilhas 1, 2 e 3 e nas pilhas A e B.

Segundo Pereira Neto^[30], um processo de compostagem eficiente deve reduzir o teor de sólidos voláteis para cerca de metade do seu valor inicial, considerando contudo que reduções de 30 a 35% são suficientes, pelo que as reduções observadas em ambas as experiências neste parâmetro se mostraram perfeitamente adequadas.

4.3.1.4. pH

Como já foi referido alguns autores consideram o pH um factor limitativo do processo de compostagem (ver §2.5.6). Todavia Pereira Neto^[30, 38], tal como também já se referiu, não considera o pH um factor limitativo pois observou que este parâmetro era auto-regulado ao longo do processo de compostagem.

O gráfico seguinte apresenta a variação do pH ao longo do processo nas pilhas A e B.

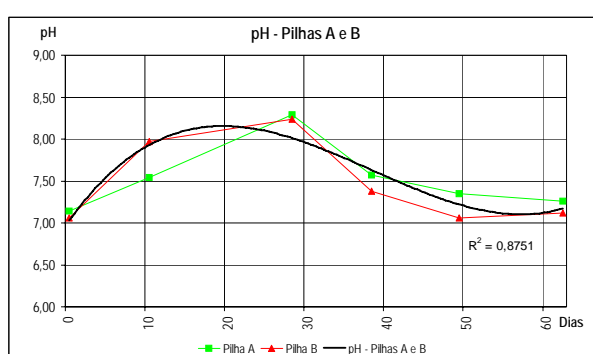


Gráfico 4.7 – Evolução do pH nas Pilhas A e B

Analisando o gráfico 4.7 observa-se que o pH inicial era próximo da neutralidade (pH=7.10), tendo registado uma subida gradual ao longo da fase de degradação activa até valores de pH da ordem de 8.27, seguida duma neutralização terminando em valores de pH da ordem de 7.20. Normalmente observa-se um ligeiro decréscimo do pH nos primeiros 2 a 3 dias, subindo depois gradualmente com uma tendência idêntica à observada nesta experiência.

4.3.1.5. Densidade

A densidade foi determinada ao longo do processo em ambas as séries da experiência tendo-se observado um menor decréscimo nas pilhas 1, 2 e 3 do que nas pilhas A e B. A densidade média inicial do material era de 0.69, não se tendo observado grandes variações.

A primeira série apresentou uma redução média de cerca de 21.7% enquanto que a segunda série apresentou uma redução média de 29.9%. Este facto deve-se provavelmente ao facto das pilhas da primeira série terem sido influenciadas pelo teor de humidade.

4.3.1.6. Teor de Inertes

A quantidade de inertes encontrada considera-se directamente influenciada pelo processo de separação mecânica da instalação da LIPOR e pelo facto dos resíduos sólidos urbanos não serem provenientes de uma recolha selectiva.

Fizeram-se algumas determinações tendo-se encontrado valores iniciais entre 27% e 36%, consoante os dias, caracterizando assim uma variação na composição dos RSU. Os inertes encontrados eram constituídos fundamentalmente por materiais que se agruparam em 4 grupos:

- Grupo 1 – Materiais plásticos pesados, incluindo PVC e poliestirenos densos, fibras têxteis, madeiras e alumínio;
- Grupo 2 – Materiais plásticos leves, incluindo filmes plásticos e poliestirenos expandidos;
- Grupo 3 – Vidros, pedras e metais;
- Grupo 4 – Finos de granulometria inferior a 2 mm.

O gráfico seguinte apresenta a composição média encontrada no material bruto, sendo de referir que mesmo estas relações são muito variáveis ao longo do ano.

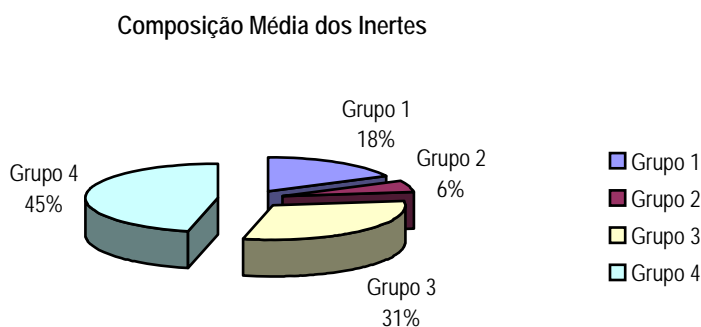


Gráfico 4.8 – Inertes do Material das Pilhas em % Inertes Totais

Apesar de não serem decompostos no processo a presença destes inertes reveste-se de alguma importância na melhoria da porosidade do material, tendo contudo o inconveniente de conferirem um aspecto pouco agradável ao produto final. No final do processo, este teor é menor após passar pela segunda unidade de crivagem da instalação, reduzindo-se para os valores que se apresentaram no §4.2.

4.3.2. Análises Químicas

4.3.2.1. Azoto Total

O azoto kjeldahl registou uma evolução ao longo do processo de compostagem, tendo-se observado nas pilhas 1, 2 e 3 um valor inicial próximo de 1% atingindo no final valores muito próximos de 2%. Quanto às pilhas A e B partiram de valores de cerca de 0.82% atingindo valores no final do processo de 1.65 a 1.95%. Em ambas as experiências observou-se que o valor do azoto total vai subindo ao longo do processo de compostagem, atingindo valores finais cerca de 100% superiores aos valores iniciais.

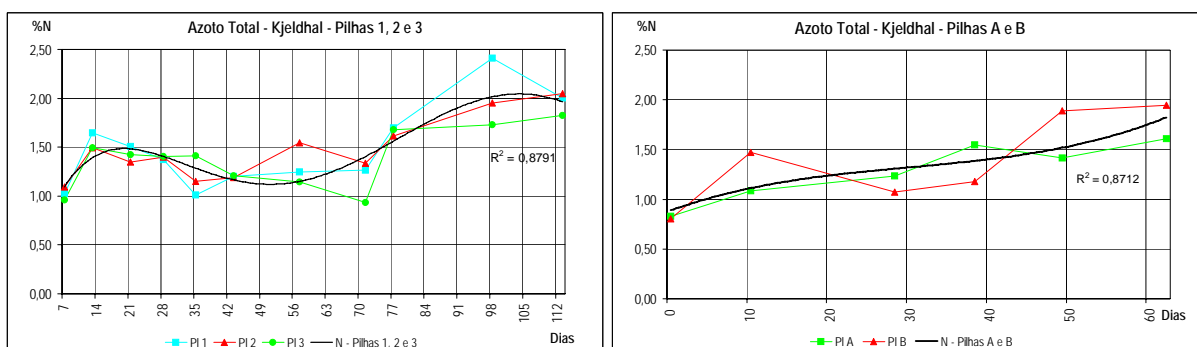


Gráfico 4.9 – Evolução do Azoto Total das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Como se pode observar dos gráficos acima, nas pilhas 1, 2 e 3 a evolução do azoto foi um pouco mais incaracterística do que nas pilhas A e B que apresentou um comportamento médio mais uniforme.

Contudo apesar das transformações complexas do azoto, originadas por grupos diversificados de microorganismos, por assimilação, nitrificação, desnitrificação, fixação e até lixiviação, não se observaram grandes variações com subidas ou descidas injustificáveis, apresentando ambas as experiências um comportamento bastante uniforme.

Por vezes a conjugação de temperaturas elevadas que ocorrem no processo e valores de pH superiores a 8 pode levar à volatilização de amónia com correspondente perda do teor de azoto. As experiências efectuadas não apresentaram sintomas de se ter dado esta volatilização, pelo menos em grande escala, desequilibrando desse modo a relação C/N, cuja análise se faz no §4.3.2.4.

4.3.2.2. Carbono Orgânico Total

O carbono orgânico total tende a decrescer ao longo do processo de compostagem, sendo um indicador da estabilização do material à semelhança do teor de sólidos voláteis.

O carbono orgânico determinado pelo método de Anne, não corresponde à totalidade do carbono orgânico total, já que não considera totalmente o carbono dos plásticos. Contudo este facto apresenta vantagens pois a determinação reporta o carbono existente na matéria orgânica atacável pela mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico, que é a fracção passível de ser degradada pelos microorganismos durante a compostagem.

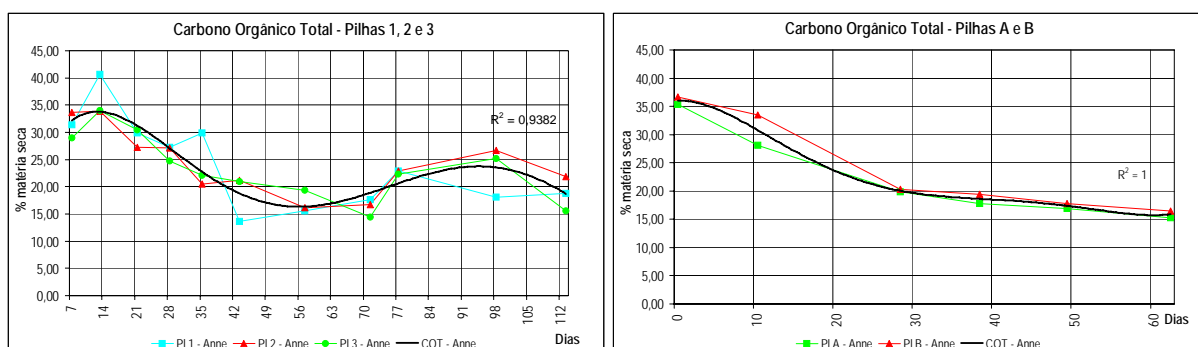


Gráfico 4.10 – Evolução do Carbono Orgânico Total das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Analisando os gráficos correspondentes à evolução do COT (método de Anne) nas experiências observa-se uma vez mais o comportamento pouco regular que as pilhas 1, 2 e 3 apresentaram quando comparada com a diminuição uniforme e gradual ao longo do processo observada nas pilhas A e B. Porém todas as pilhas apresentaram uma clara tendência para a redução do teor de carbono orgânico, sendo esta redução mais significativa na fase de degradação activa, tal como era esperado.

A redução do COT nas pilhas 1, 2 e 3 foi de cerca de 40% em relação ao valor inicial, partindo de valores médios iniciais de COT de 31.3% e terminando em valores de 18.7%. Já as pilhas A e B partiram de valores médios de COT da ordem de 36% terminando em valores médios de 15.9% (expressos em % de matéria seca), observando-se um decréscimo de 56% em relação ao valor inicial. Nas pilhas A e B o COT nos primeiros 40 dias reduziu-se cerca de 48% em relação ao seu valor inicial, o que indica bem da eficiência global observada nesta série da experiência.

4.3.2.3. Carbono Orgânico Oxidável

O carbono orgânico oxidável apresentou um comportamento em tudo idêntico ao observado para o carbono orgânico total, tendo ocorrido uma redução em relação ao valor inicial de 50 e 33%, respectivamente nas pilhas 1, 2 e 3 e nas pilhas A e B.

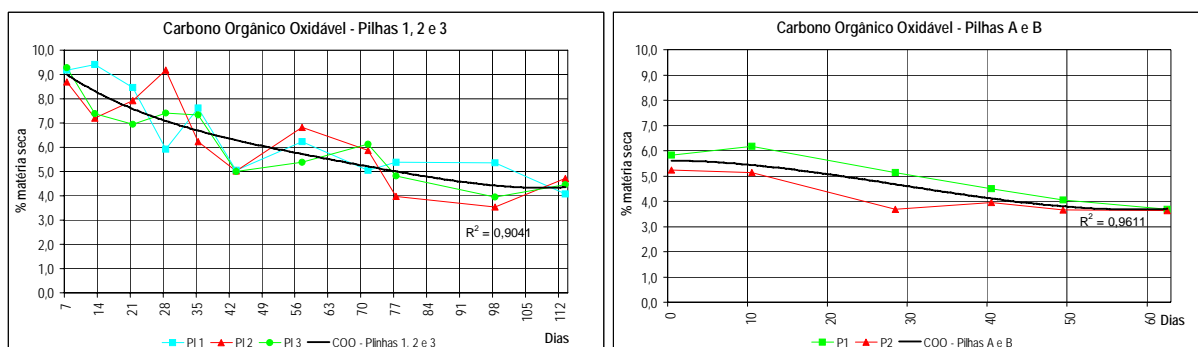


Gráfico 4.11 – Evolução do Carbono Orgânico Oxidável das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

O carbono orgânico oxidável nas pilhas 1, 2 e 3 partiu de valores iniciais médios de 9% atingindo valores médios no final do processo de 4.4%. Nas pilhas A e B os valores médios iniciais eram de 5.5%, tendo sido reduzidos para valores médios da ordem dos 3.7% (valores expressos em % de matéria seca).

É de assinalar as diferenças nos valores iniciais do COO entre as pilhas 1, 2 e 3 e as pilhas A e B, o que mostra quão diferentes se podem apresentar as características dos resíduos sólidos ao longo do ano, apesar da homogeneização inerente ao processo de separação mecânica instalado na LIPOR.

4.3.2.4. Relação C/N

A relação C/N é um dos principais parâmetros que podem condicionar o processo de compostagem, tal como já foi descrito no §2.5.4. As experiências apresentaram valores da relação C/N adequados ao processo de compostagem não tendo havido qualquer necessidade de fazer o balanço desta relação. Nas pilhas 1, 2 e 3 o valor médio da relação C/N inicial foi de 30.5/1, enquanto que nas pilhas A e B o valor médio da relação C/N inicial foi de 44/1.

As pilhas 1, 2 e 3 apresentaram um comportamento um pouco irregular na redução da relação C/N ao longo do processo apesar da relação C/N final ser de 9.5/1 o que correspondeu a uma

redução de 68.8% relativamente aos valores iniciais. O seu valor inicial também se apresentava no limiar do que é considerado um valor óptimo deste parâmetro.

As pilhas A e B partiram de um valor inicial de relação C/N de 44/1 tendo terminado com relação C/N de 9/1, o que correspondeu a uma redução de 78.7% da relação C/N. Observou-se ainda que nos primeiros 40 dias a redução da relação C/N nesta série foi de 69% do valor inicial.

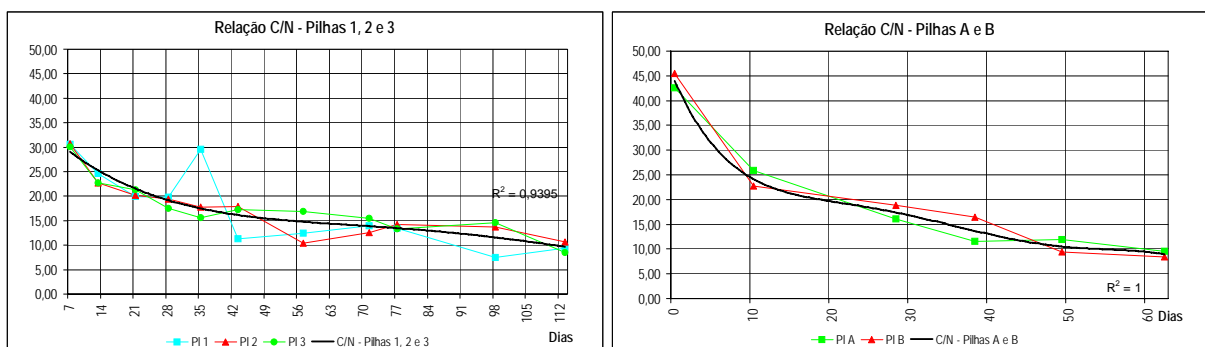


Gráfico 4.12 – Evolução da Relação C/N das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Os valores finais da relação C/N obtidos são característicos de um composto correctamente degradado, muito próximo do húmus que apresenta relações C/N de 10/1^[24].

Refira-se porém que uma relação C/N baixa, só por si, não é indicadora do material estar humificado, sendo mais significativa a redução relativa da relação C/N do que o seu valor absoluto. A redução observada nas experiências, superior a 69%, permite concluir da degradação ocorrida no processo.

4.3.2.5. Relação Sólidos Voláteis/Carbono Orgânico Total/Carbono Orgânico Oxidável

Os sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico oxidável (COO), são parâmetros que se relacionam entre si, sendo o comportamento destes parâmetros ao longo do processo de compostagem muito idêntico.

Da análise do gráfico 4.13 pode-se observar essa semelhança de comportamento, com um decréscimo de todos os parâmetros ao longo do processo de compostagem. Esse decréscimo é um indicador da evolução no processo de compostagem, sendo as percentagens de redução em cada um dos parâmetros muito idênticas entre si tal como já se observou. Com base nessa

semelhança de comportamento alguns autores como Walkley & Black, propõem métodos expeditos de determinação do COT a partir do teor de sólidos voláteis^[39].

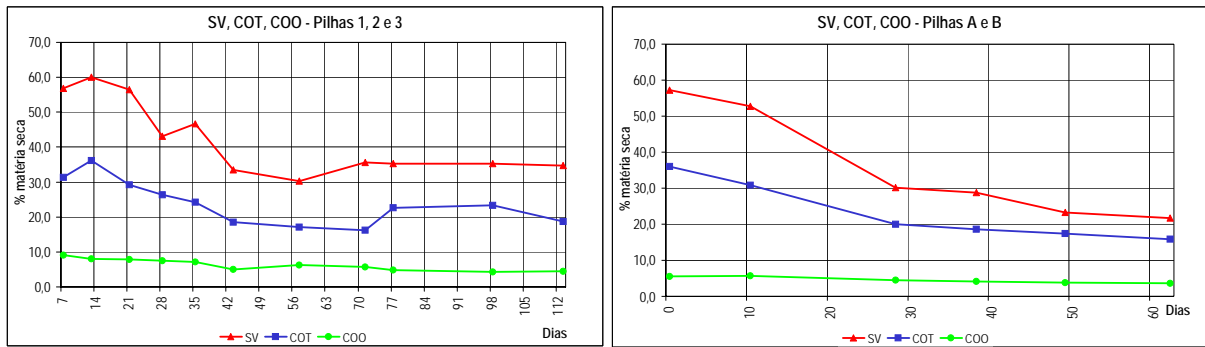


Gráfico 4.13 – Evolução da Relação entre SV/COT/COO das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Contudo nas experiências que se realizaram não foi possível verificar uma relação constante entre o teor de sólidos voláteis e o carbono orgânico total, como se pode evidenciar no gráfico 4.14, onde se apresentam para todas as pilhas o valor do COT (expresso em % de matéria seca) determinado pelo Método de Anne e pelo Factor de Walkley & Black (segundo o qual o COT pode ser obtido a partir do teor de sólidos voláteis, dividido por 1.8, considerando deste modo que em 100% de matéria orgânica compostável total há aproximadamente 56% de carbono orgânico total).

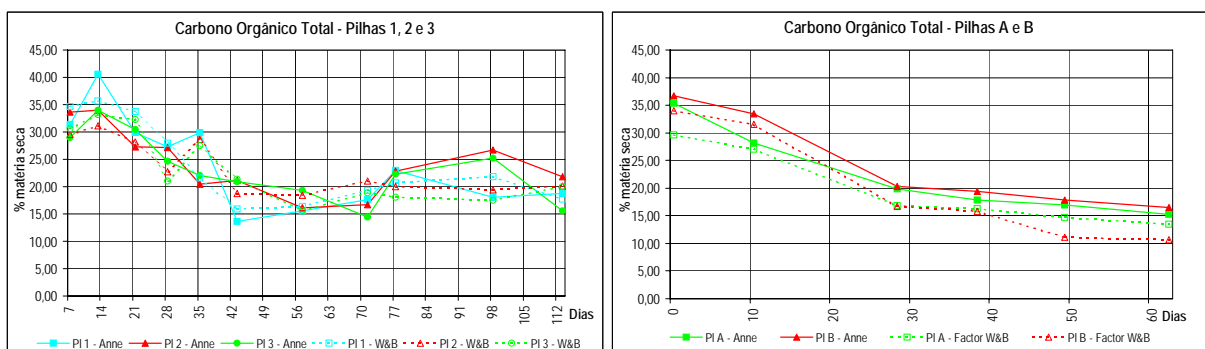


Gráfico 4.14 – Evolução da Relação no COT – Comparação entre Método de Anne e Factor de Walkley&Black das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Da análise do gráfico 4.14 observamos que o comportamento médio nas experiências já denota uma maior semelhança, contudo em determinadas fases do processo as diferenças acentuam-se. Por este motivo e também pela diversidade dos materiais que se podem encontrar na compostagem de RSU, não nos parece adequado a determinação do COT a partir dos SV, somente pela divisão por um factor fixo, a não ser como método expedito de pátio,

pois a determinação dos sólidos voláteis é consideravelmente mais simples e rápida que a determinação química do COT (por exemplo pelo Método de Anne).

4.3.2.6. Celulose Bruta

A celulose bruta dá-nos uma indicação da degradação do constituinte polimérico mais abundante em plantas, tais como as hemiceluloses e as ligninas.

Nas experiências observaram-se dois comportamentos completamente distintos no que respeita à evolução da celulose bruta. Nas pilhas 1, 2 e 3 o comportamento é bastante aleatório, parecendo que em determinadas fases do processo o seu valor aumentava consideravelmente, depois decaindo e voltando a subir como se pode observar nos gráficos seguintes.

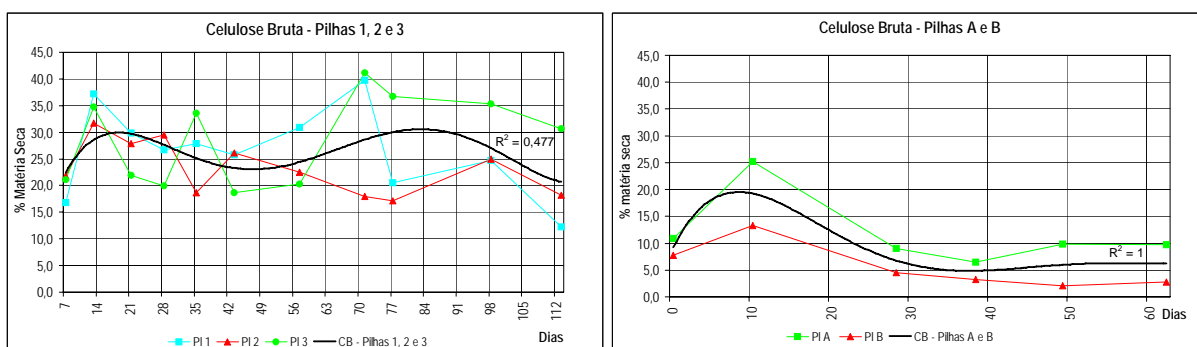


Gráfico 4.15 – Evolução da Celulose Bruta das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Destaca-se ainda o facto do diferente comportamento das pilhas (entre as pilhas 1, 2 e 3), apesar de formadas pelo mesmo material inicial e dos valores idênticos à partida, ao longo do processo apresentaram comportamentos completamente distintos umas das outras, o que acaba por se reflectir no gráfico do seu valor médio.

Quanto às pilhas A e B o seu comportamento já foi mais uniforme, e apesar de cada uma das pilhas ter apresentado valores distintos, o seu comportamento é idêntico na evolução, o que também se reflecte no gráfico do seu valor médio, com uma redução da celulose bruta no final do processo.

Este comportamento talvez esteja ligado com o facto das pilhas 1, 2 e 3 terem em determinadas alturas passado por fases mesofílicas ao longo do processo (por excesso de teor

de humidade devido à chuva), dificultando assim a degradação da celulose, já que os processos aeróbios têm uma maior eficiência na decomposição da celulose, facto que se observou sempre nas pilhas A e B.

Pa ao comportamento inicial do teor de celulose bruta, aumentando nos primeiros dias do processo, só se encontraram duas justificações: ou se deve a defeitos de amostragem; ou resulta de nos primeiros dias as outras formas de matéria orgânica serem muito mais fáceis de mobilizar o que eleva o seu valor relativo, expresso em % de matéria seca.

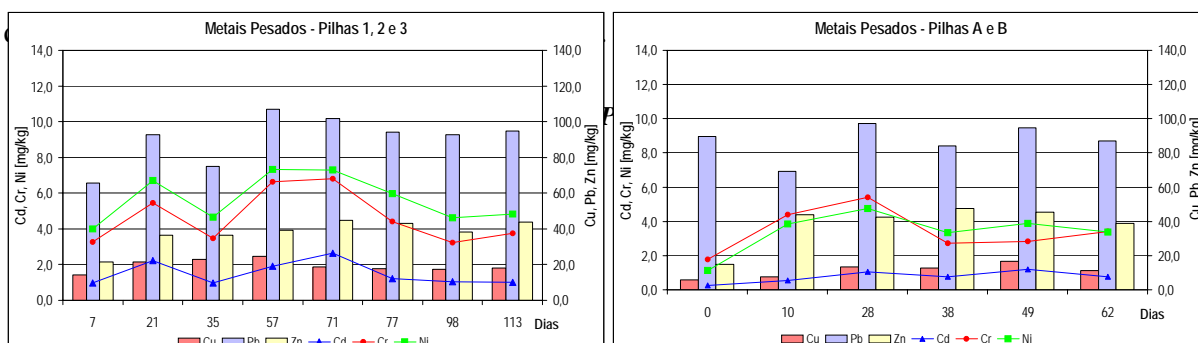
4.3.3. Metais Pesados e Nutrientes

Os resultados da determinação dos teores de metais pesados e nutrientes, foram realizados por espectrofotometria de absorção atómica, tendo-se realizado as seguintes determinações: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Ca, Mg, K e P. Seguem-se os resultados obtidos e suas interpretações, em ambas as experiências.

4.3.3.1. Metais Pesados

Tal como se referiu procurou-se determinar alguns metais pesados como o Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, com o objectivo de analisar a sua evolução ao longo do processo, apresentando-se os resultados obtidos no gráfico 4.16.

Da observação do gráfico 4.16 destaca-se imediatamente o facto de não aparecer a representação de qualquer valor relativamente ao teor de mercúrio (Hg) nas amostras. Em todas as amostras realizadas e, apesar de cada determinação ter sido obtida pela média de três determinações não se detectou qualquer vestígio de mercúrio em qualquer uma das amostras. A hipótese de análise estar incorrecta foi posta de parte face aos resultados obtidos por Russo(1998)^[39], que utilizando o mesmo procedimento e equipamento detectou Hg em amostras de compostos analisadas. Outro aspecto que pode justificar tal resultado prende-se com o facto dos circuitos de recolha da LIPOR destinados à compostagem não incluírem



Relativamente ao teor de chumbo observa-se que o mesmo é relativamente alto com valores que se aproximam muito dos 100 mg/kg, não ultrapassando apesar disso as recomendações das normas comunitárias que indica um VMA de 140 mg/kg.

No quadro seguinte resumem-se os valores finais encontrados em ambas as experiências e os valores recomendados pela UE.

Quadro 4.4 – Comparação do Teor de Metais Pesados e as Recomendações da UE [mg/kg]

Elemento	Recomendação UE	Pilhas 1, 2 e 3	Pilhas A e B
Cd	1.5	1.0	0.8
Cr	140	3.7	3.4
Cu	75	17.9	11.2
Hg	1	n.d.	n.d.
Ni	50	4.8	3.4
Pb	140	94.9	86.9
Zn	300	43.8	38.9

4.3.3.2. Cálcio, Magnésio, Potássio e Fósforo

No gráfico 4.17 apresentam-se os teores de Ca, Mg, K e P obtidos nas análises realizadas às duas séries da experiência.

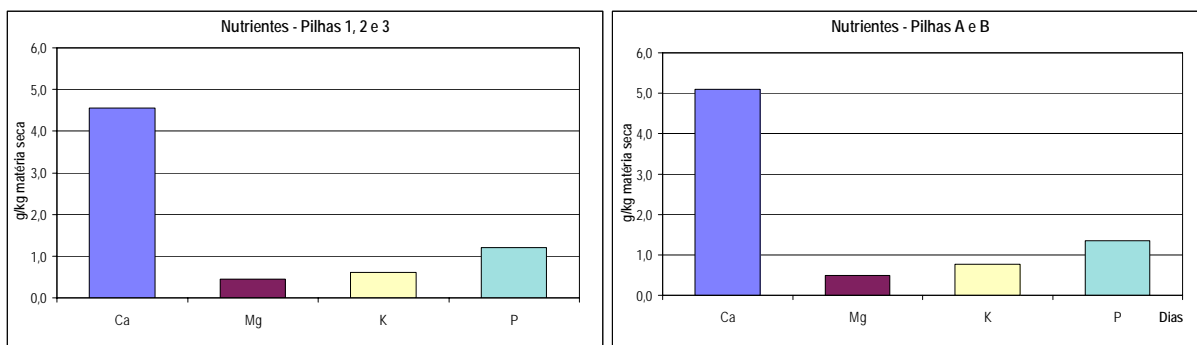


Gráfico 4.17 – Evolução de Nutrientes das Pilhas 1, 2 e 3 e das Pilhas A e B

Do gráfico ressalta o elevado valor do teor de cálcio (Ca), com valores entre 4.5 e 5.2 g/kg, para o qual apenas se encontrou justificação na elevada dureza das águas da região e no facto de estarmos numa região costeira, observando-se a existência de frutos do mar e peixe.

Para o magnésio (Mg) os valores médios observados foram da ordem de 0.45 e 0.49 g/kg para as pilhas 1, 2 e 3 e para as pilhas A e B, respectivamente.

O potássio (K) apresenta valores médios da ordem de 0.61 e 0.76 g/kg para as pilhas 1, 2 e 3 e para as pilhas A e B, respectivamente.

Os valores médios de fósforo (P) obtidos foram de 1.20 e 1.34 g/kg para as pilhas 1, 2 e 3 e para as pilhas A e B, respectivamente.

Face aos valores encontrados pode-se concluir que não se observam valores muito distintos de nutrientes entre as séries da experiência, não se tendo registado flutuações significativas destes teores ao longo do processo.

4.3.4. Análises Microbiológicas

As análises microbiológicas foram utilizadas fundamentalmente com dois objectivos: por um lado verificar quais as fases de maior higienização no processo de compostagem, e por outro verificar a qualidade do produto final em termos de microorganismos patogénicos.

Tal como foi referido no §3.4.4. essa avaliação foi feita por recurso à contagem do número de colónias viáveis de microorganismos indicadores, a *Escherichia Coli* e Coliformes Totais, em meio de cultura selectivo.

O quadro seguinte resume os resultados obtidos.

Quadro 4.5 – Resultados das Análise Microbiológicas [UFC/g]

Dias	Pilha A		Pilha B	
	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes Totais
0	9.00×10^6	4.60×10^7	8.50×10^6	4.33×10^7
10	n.d.	1.13×10^{10}	n.d.	5.84×10^8
20	n.d.	2.73×10^7	n.d.	3.36×10^7
38	n.d.	4.32×10^6	n.d.	2.83×10^8
49	n.d.	3.20×10^5	n.d.	3.30×10^5
62	n.d.	2.12×10^4	n.d.	2.28×10^4
70	n.d.	3.35×10^3	n.d.	1.99×10^3

Os resultados obtidos permitem concluir que a presença de coliformes fecais é bastante reduzida na compostagem de resíduos sólidos urbanos e os seus vestígios desapareceram nos primeiros 10 dias do processo, devido às temperaturas registadas. Estudos realizados por Pereira Neto^[30], demonstram que a *Escherichia Coli* e *Salmonellas*, são considerados como microorganismos pouco termotolerantes, sendo a sua eliminação muito eficaz na compostagem, quando se observam temperaturas termofílicas.

Quanto aos coliformes totais, o seu número foi decrescendo ao longo da fase de degradação activa, apesar de se observar um aumento nos primeiros 10 dias, o que se pode ter devido ao facto de nesse período as pilhas terem sido invadidas de larvas de moscas, admitindo-se que tenha sido esse o mecanismos de contaminação.

Contudo as larvas a partir do 10º dia não conseguiram resistir às elevadas temperaturas, deixando de ser observável qualquer vestígio da sua presença nas pilhas.

O valor encontrado no 38º dia na pilha B não deve corresponder à realidade, admitindo-se que tenha sido contaminação entre o momento da amostragem e o local onde se realizaram as análises.

Se tivesse sido possível cobrir as pilhas com composto maturado para evitar a atracção das moscas talvez não se observasse aumento dos coliformes totais do 1º para o 10º dia. Contudo face ao processo utilizado e ao ciclo de reviramento de 3 em 3 dias tal procedimento mostrou-se inviável.

Os resultados obtidos confirmam que é durante a fase de degradação activa face às temperaturas termofílicas, que se processa a higienização da massa de compostagem, observando-se no entanto que a fase de maturação, também contribui para a melhoria do produto final em termos de patogenicidade.

Os resultados obtidos permitem ainda concluir que o produto final é um produto seguro.

4.3.5. Resumo das Características do Produto Final Obtido

No quadro 4.6 apresenta-se a título de síntese os resultados das análises obtidos à matéria fresca (média de várias determinações) e aos produtos finais obtidos nas diferentes pilhas de cada uma das séries da experiência.

Quadro 4.6 – Comparação das Características da Matéria Fresca e Produtos Finais Obtidos

Parâmetro	Fresca	Pilha 1	Pilha 2	Pilha 3	Pilha A	Pilha B
pH	7.06	7.28	7.31	7.23	7.26	7.12
Sólidos Voláteis	57.1 %	31.8 %	36.2 %	35.9 %	24.2 %	19.2 %
COT	31.58 %	18.75 %	21.86 %	15.53 %	15.27 %	16.45 %
COO	7.3 %	4.1 %	4.7 %	4.5 %	3.7 %	3.6 %
N _{total}	0.93 %	2.00 %	2.05 %	1.83 %	1.61 %	1.94 %
C/N	37.25/1	9.37/1	10.66/1	8.50/1	9.50/1	8.46/1
Teor de Humidade	44.0 %	36.3 %	40.2 %	41.9 %	34.8 %	36.4 %
Celulose Bruta	14.6 %	12.3 %	18.2 %	30.6 %	9.7 %	2.8 %

No quadro 4.7 resumem-se os resultados observados em termos de qualidade do produto final obtido nas diferentes pilhas de cada uma das séries da experiência.

Quadro 4.7 – Resumo das Características do Produto Final Obtido (Nutrientes e Metais Pesados)

Parâmetro	Pilha 1	Pilha 2	Pilha 3	Pilha A	Pilha B
Nutrientes [g/kg matéria seca]					
Fósforo (P)	1.1	1.2	1.3	1.4	1.3
Potássio(K)	0.6	0.5	0.7	0.7	0.8
Cálcio (Ca)	4.8	4.0	4.8	5.0	5.2
Magnésio(Mg)	0.4	0.4	0.6	0.5	0.5
Metais Pesados [mg/kg matéria seca]					
Cádmio (Cd)	1.0	1.2	0.9	0.8	0.7
Chumbo (Pb)	93.4	94.5	96.6	88.4	85.4
Cobre (Cu)	19.6	18.4	15.8	12.1	10.4
Crómio (Cr)	3.8	2.9	4.6	3.4	3.5
Mercúrio (Hg)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel (Ni)	5.9	4.9	3.7	3.5	3.2
Zinco (Zn)	43.2	43.0	45.4	33.5	44.3

4.4. Comparação e Interpretação dos Resultados

Da observação dos resultados das experiências efectuadas, ressalta imediatamente a diferença entre a primeira e a segunda ronda de experimentos, com destaque para a diferença nos teores superiores de sólidos voláteis e celulose bruta das pilhas 1, 2 e 3 relativamente às pilhas A e B. Apesar destas diferenças a semelhança nos restantes parâmetros de todos os produtos finais sugerem que as suas qualidades são idênticas.

O aspecto mais importante nesta comparação prende-se com a duração de cada uma das experiências, uma vez que os resultados das pilhas 1, 2 e 3 são do final de um período de 140 dias enquanto os resultados das pilhas A e B foram obtidos aos 70 dias.

Isto mostra que um controlo efectivo (do arejamento, teor de humidade e temperatura), aumenta a eficiência do processo e consequentemente diminui o período de compostagem.

Devido a este facto a apreciação que se faz da primeira série da experiência não é muito positiva, pois o processo não foi tão controlado quanto se desejava, fundamentalmente pela elevada pluviosidade (observe-se as figuras 4.1 e 4.2 na página seguinte), mas também devido ao não cumprimento escrupuloso do período de reviramento de 3 dias, pois devido a problemas com a maquinaria destinada a esse fim, por mais de uma vez o período entre reviramentos chegou a atingir intervalos de 7 dias. A associação deste desvio operacional com a dificuldade de controlar o teor de humidade, levou a um arejamento insuficiente e consequentemente a um menor rendimento na actividade dos microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica ao longo do processo.

Por outro lado quando comparados os resultados das experiências com os resultados das amostras da ETRSU da LIPOR, as diferenças já são consideráveis, pois todas as amostras da LIPOR apresentam características de um produto que não se encontra perfeitamente estabilizado, com elevadas relações C/N, valores de pH ácidos, baixos teores de azoto, elevados teores de humidade, odor intenso, e uma capacidade de desenvolver rapidamente temperaturas termofílicas quando oxigenado, sem nenhuma redução considerável de sólidos voláteis, carbono orgânico total e relação C/N.

Em contrapartida os produtos finais das experiências apresentam relações C/N abaixo de 10/1, valores de pH ligeiramente alcalinos, teores de humidade médios de 38% (contra valores médios de 60% das amostras da LIPOR), teores de azoto próximos de 2%, e não menos importante uma cor castanho escura e um odor a terra, indicadores subjectivos mas importantes, de estarmos na presença de um produto final capaz de ser designado de composto e como tal um produto adequado à sua utilização na agricultura como condicionador de solos, ou mesmo como fertilizante.

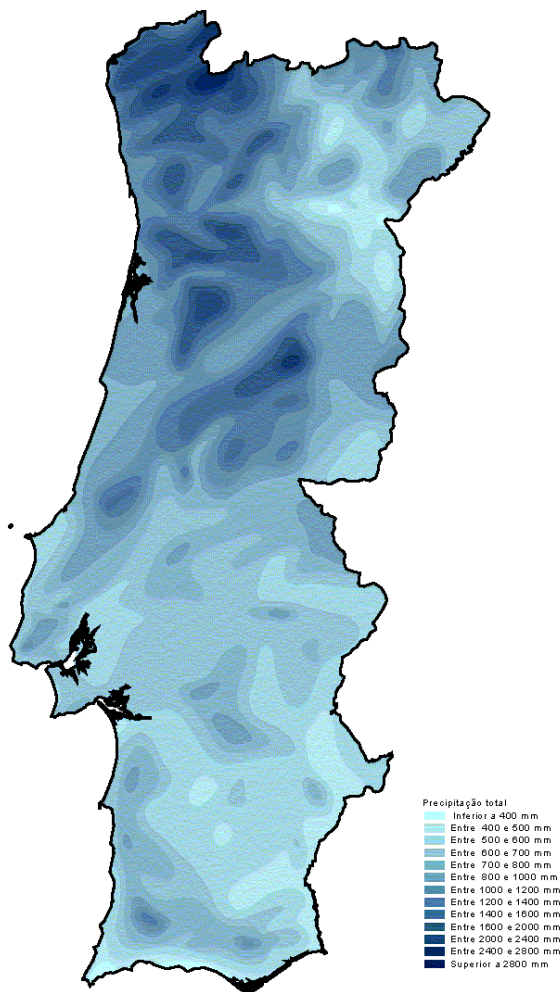


Figura 4.1 – Precipitação Total Média Anual

[Fonte: Atlas Digital do Ambiente – DGA]

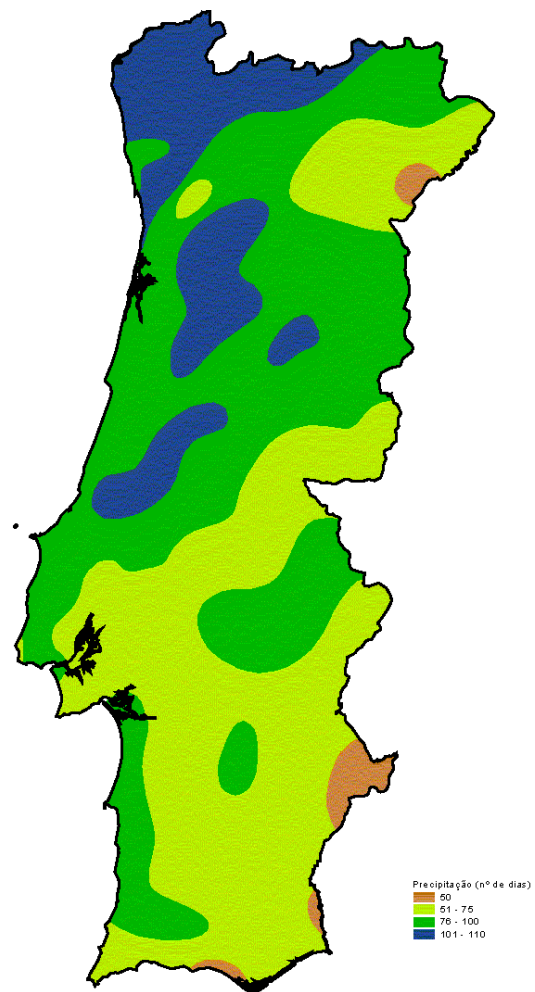


Figura 4.2 – Precipitação (nº de dias por ano)

[Fonte: Atlas Digital do Ambiente – DGA]

Capítulo 5

Conclusões

5.1. Apreciação Global

De uma forma geral pode-se concluir que as experiências efectuadas permitiram a obtenção de um produto final com boas características, capaz de ser designado de composto sem qualquer reserva e como tal um produto de valor, com qualidades para ser utilizado como condicionador de solos, apresentando mesmo muitas características próximas dos fertilizantes químicos na sua capacidade de fornecer nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas e culturas agrícolas.

O aspecto que mais sobressai das experiências efectuadas é a necessidade de um controlo efectivo de alguns parâmetros do processo de compostagem (nomeadamente do arejamento, teor de humidade e temperatura) como melhor garantia da qualidade do produto final obtido.

Os resíduos sólidos utilizados, apesar de provenientes de um sistema de recolha e pré-tratamento não selectivos e antiquado, apresentaram ter características adequadas à reciclagem da sua fracção orgânica por compostagem, permitindo a obtenção de compostos de boa qualidade, assumindo-se assim este processo como uma forma racional de valorização desta fracção tão importante dos resíduos sólidos urbanos, com as consequentes mais valias ambientais, sociais e económicas daí decorrentes.

O processo operacional experimentado mostrou uma grande capacidade de adaptação às condições particulares dos resíduos sólidos urbanos utilizados, sendo de referir somente a necessidade da primeira fase do processo se realizar em pátios cobertos, face à elevada pluviosidade associada a baixas temperaturas que se observa na região litoral norte durante longos períodos e que pode retirar ou condicionar a eficiência do processo.

5.2. Conclusões Operacionais

Sob o ponto de vista operacional as experiências efectuadas reforçaram uma vez mais a necessidade da compostagem ser um processo controlado, com especial atenção para o arejamento e teor de humidade.

O mau controlo do arejamento e teor de humidade observados na primeira série da experiência reflectiram-se na duração do processo de compostagem, só se atingindo um produto com as características finais apresentadas, após um período de 140 dias, tal como já foi referido, sendo um exemplo claro de como um mau controlo destes parâmetros, ao alargar o período de compostagem, conduz à necessidade de pátios de compostagem com áreas excessivas, o que certamente restringirá a aplicação do processo.

Na segunda série da experiência, o controlo do arejamento através de um rigoroso cumprimento do ciclo de reviramento, e do teor de humidade através da protecção relativamente às condições climatéricas pelo pátio coberto e da adição de água com uma mangueira quando se mostrava necessário, veio a demonstrar a importância destes parâmetros no aumento da eficiência da experiência (com resultados adequados ao fim de 70 dias) e da qualidade do produto final.

Quanto ao processo industrial instalado na ETRSU da LIPOR confirmou-se que o principal factor da menor qualidade do produto final obtido são os procedimentos operacionais de pátio fundamentalmente em três aspectos: por um lado as dimensões muito grandes das pilhas (5 metros de altura), por outro a quase ausência de reviramentos na fase de degradação activa e ainda a dificuldade de controlo do teor de humidade das pilhas, sendo assim impossível garantir as condições de arejamento necessária ao processo, o que limita a eficiência do processo e a qualidade do seu produto final. Estes aspectos levam a concluir que as principais adaptações operacionais passam por uma menor dimensão das pilhas (no máximo com 1.80 a 2.00 metros de altura), pela garantia de arejamento adequado através de ciclos de reviramentos de 3 dias e por um controlo do teor de humidade, abrigando as pilhas pela

cobertura de parte do pátio, bem como a colocação de pontos de água de modo a poder fazer a correcção do teor de humidade no pátio, sempre que tal for aconselhável.

A dimensão das partículas resultante da linha de separação da ETRSU da LIPOR mostrou-se compatível com a dimensão das partículas adequada à eficiência do processo de compostagem, não havendo portanto, sob o ponto de vista operacional, de efectuar qualquer correcção deste factor, nem se podendo atribuir a este qualquer responsabilidade na menor eficiência do processo fabril da LIPOR.

Um outro aspecto a considerar é o facto do controlo operacional do processo exigir pessoal com formação e conhecimentos adequados para a sua monitorização e acompanhamento, corrigindo assim os desvios a que o processo possa estar sujeito.

Face aos resultados pode-se concluir que o sistema LESA, com a observação dos parâmetros de controle ensaiados, demonstrou ser eficiente, tanto na redução do tempo de compostagem, quanto na produção de um produto final de qualidade.

Trata-se de um processo que poderá permitir, a partir duma tecnologia simples, a reciclagem e tratamento de resíduos orgânicos para utilização agrícola, mostrando-se como tal, como a forma de valorização da fracção orgânica dos RSU mais racional em Portugal.

5.3. Parâmetros Obtidos

O ciclo de reviramento de 3 dias, como principal factor de controle do arejamento e temperatura demonstrou ser um parâmetro de controle do processo adequado à compostagem de resíduos sólidos urbanos, assegurando os níveis de oxigenação exigidos pelos microorganismos aeróbios, e permitindo um controlo eficaz da temperatura, evitando deste modo as temperaturas muito elevadas que podiam reduzir a diversidade das populações microbiológicas presentes no processo degradativo.

Um outro factor capaz de condicionar fortemente o processo mostrou ser o teor de humidade, tornando-se necessário assegurar mecanismos de controlo deste factor, seja na sua limitação superior ou inferior. Sendo a pluviosidade média na região litoral norte do país muito elevada, com valores que atingem os 2400 a 2800 mm/m² anuais e períodos superiores a 100 dias/ano, observou-se a importância da fase inicial do processo decorrer em pátio coberto, evitando desse modo que o teor de humidade atinja valores limitativos do processo (superiores a 60%), dificultando desse modo o arejamento, ao colmatar os vazios com água. Por outro lado, durante o período mais seco torna-se necessário a adição de água de modo a manter o teor de humidade com valores superiores a 40%, para que a ausência de água não afecte a eficiência e celeridade desejadas.

Outro parâmetro que se veio a revelar decisivo, através da comparação entre os valores observados nas experiências e as pilhas de compostagem da ETRSU da LIPOR, foi a dimensão das pilhas de compostagem, que se reflectiu na capacidade de arejamento, devido à compactação do material. A dimensão máxima das pilhas deverá ser de 1.60 a 2.00 metros de altura e cerca de 4 metros de base, garantindo desse modo temperaturas mais uniformes no conjunto do material das pilhas, uma oxigenação adequada, para além de facilitar a operação de reviramento.

A conjugação de todos estes parâmetros contribui para a obtenção de temperaturas termofílicas (entre 45 e 65°C) durante toda a fase de degradação activa, garantindo assim uma

maior eficiência do processo de compostagem, tanto na celeridade quanto na higienização e qualidade do produto final obtido.

Os valores da relação C/N dos resíduos sólidos utilizados (entre 30 e 40/1) mostraram-se adequados ao processo de compostagem, não havendo portanto qualquer necessidade de correção deste parâmetro mas sendo necessário contudo, a sua monitorização para garantir as condições ambientais iniciais necessárias à eficiência desejada.

A dimensão das partículas entre os 20 e 50 mm mostrou-se adequada ao processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos, sendo a dimensão que melhor satisfaz o equilíbrio entre a porosidade, como forma de facilitar as necessidades de oxigenação e a superfície específica exposta ao ataque microbiológico.

O teor de inertes observados apesar de não influenciar (negativamente) o processo de compostagem, mostra-se menos adequado ao aspecto final do composto, sendo desejável que o material a utilizar na compostagem seja proveniente de um sistema de recolha selectiva, melhorando este aspecto estético do produto final que se pode vir a revelar importante em termos comerciais.

5.4. Eficiência do Processo e da Experiência

As experiências apresentaram eficiências diferentes, principalmente na celeridade do processo. Como já se referiu a menor eficiência da primeira série da experiência deveu-se a desvios operacionais e não cumprimento de todos os parâmetros do sistema LESA. Este facto traduziu-se assim num maior tempo necessário para obter um produto final com as características apresentadas.

Na segunda série da experiência, o cumprimento escrupuloso dos principais parâmetros do sistema LESA, associado ao controlo do teor de humidade, abrigando as pilhas, demonstrou a eficiência do processo, bem como a validade dos parâmetros a ele associados.

O produto final assim obtido apresentou elevado grau de estabilização, correcta higienização e níveis de metais pesados adequados à sua utilização na agricultura como se pode constatar pela comparação dos valores médios da experiência e os limites da legislação, já apresentados no quadro 4.4.

Assim, face aos resultados obtidos, podemos concluir que o sistema LESA analisado na experiência e desenvolvido pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa (Minas Gerais – Brasil), com os parâmetros de controlo propostos, apresenta elevada eficiência na compostagem da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos, quer em termos de redução do tempo de compostagem, quanto na qualidade do produto final obtido.

Refira-se ainda a elevada flexibilidade e capacidade de adaptação que o sistema LESA evidenciou nas experiências e que ficou patente nos resultados obtidos.

Capítulo 6

Sugestões e Recomendações

6.1. Sugestões de Prossecução das Investigações

As experiências efectuadas mostraram alguma dificuldade de atingir eficiências adequadas, na aplicação do sistema ensaiado (LESA) às pilhas de compostagem localizadas em pátio descoberto de compostagem nos períodos mais chuvosos da região litoral norte do país.

Persistindo algumas dúvidas das razões que podem ter levado à menor eficiência da primeira série da experiência, sugere-se a realização de um estudo, utilizando o mesmo material e montando as pilhas da experiência no mesmo dia, de compostagem em pátio descoberto e em pátio abrigado, com respeito escrupuloso do ciclo de reviramento de 3 dias e de todos os outros parâmetros de controlo em ambas as experiências, para averiguar da efectiva necessidade de pátios cobertos em regiões de elevada pluviosidade.

Por outro lado, e como foi referido no trabalho, não existem ainda estudos conclusivos relativamente à aplicação de compostos (devidamente maturados) nos solos portugueses adaptados às suas condições edafo-climáticas. Sugere-se assim a realização de ensaios, definindo as taxas de aplicação adequadas para diversas culturas, caracterizadores das vantagens de aplicação de compostos de RSU nos solos como condicionador e fertilizante, em diversas culturas.

Face ao desconhecimento (normalmente gerador de desconfiança) relativamente à mobilidade de metais pesados dos compostos para os produtos agrícolas, sugere-se a realização de ensaios de caracterização dessa mobilidade em diversas culturas, de modo a esclarecer o mercado de consumo final das reais consequências da utilização de compostos obtidos a partir de RSU na qualidade dos produtos agrícolas finais.

6.2. Sugestões e Recomendações para Aumentar a Eficiência da ETRSU da LIPOR

O aspecto que se mostrou mais deficiente no processo implementado na LIPOR prende-se com a fase de degradação activa. Sendo esta fase extremamente importante na eficiência do processo, tanto na celeridade quanto na qualidade do produto final, recomenda-se a sua adaptação em função dos seguintes parâmetros:

- As pilhas de compostagem deverão ter dimensões adequadas, não devendo ultrapassar os 2.00 metros de altura e tendo uma largura mínima da base de 4.00 m;
- Os ciclos de reviramento das pilhas deverão, nos primeiros 45 dias, ser de 3 dias como forma de garantia de condições de arejamento adequadas;
- O teor de humidade deverá ser controlado entre os 40 e 60%, devendo por isso existir no pátio instalação de água para fazer as adições sempre que tal se mostre necessário;
- A fase de maturação deverá ter uma duração mínima de 45 dias após a fase de degradação activa o que deverá continuar a ser feito em armazém;
- Se possível mostrava-se adequado a cobertura de pelo menos metade do pátio de compostagem, para melhorar o controlo do teor de humidade no período mais chuvoso;
- O processo deverá ser controlado e monitorado por técnicos com formação, efectuando determinações e análises periódicas controlando a temperatura, teor de humidade e teor de sólidos voláteis.

Em função destas recomendações a capacidade de operação pode-se estimar do seguinte modo:

Área do pátio de compostagem	→	13 600 m ²
Área por pilha + área de reviramento	→	35×4×2 = 280 m ²
Volume de cada pilha	→	70×4.0×2.0/2 = 280.0 m ³
Nº de pilhas novas diárias (t _R = 45 dias)	→	1
Peso de matéria orgânica utilizada	→	280×0.69 = 165.6 t/dia

Total de RSU processados → $165.6/0.5 = 331.2$ t/dia

Estes valores sugerem que se pode aumentar a capacidade de processamento em cerca de 100 t/dia, aumentando deste modo a rentabilidade da instalação, face ainda à maior qualidade do produto final.

6.3. Sugestões e Recomendações para Futuras Instalações em Portugal

Como se deduz dos resultados e conclusões da experiência, verifica-se a mais valia que o sistema LESA apresenta na compostagem de resíduos sólidos urbanos.

Nessa perspectiva sugere-se, e face aos resultados obtidos, que na instalação de futuras Estações de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal se considere a viabilidade técnico-económica do sistema, pela eficiência que apresenta e menores custos de investimento relativamente a outros sistemas mais mecanizados.

Estas vantagens parecem ser mais importantes em instalações de pequena e média dimensão, mais do que em grandes instalações, face às áreas normalmente requeridas, o que poderá mostrar-se uma menos valia.

Do sistema ensaiado, resulta que futuras instalações deverão ser projectadas em função de determinados parâmetros que se relacionam directamente com a sua eficiência. Assim propõe-se que no projecto de novas instalações se observem os seguintes parâmetros:

- Ciclos de reviramento de 3 dias durante a fase de degradação activa como parâmetro de controlo do arejamento e temperatura;
- Controlo do teor de humidade entre os 40 e 60%, sendo por isso de considerar mecanismos que evitem o encharcamento do material em locais de elevada pluviosidade média (pátios cobertos) e a disponibilidade de pontos de água para fazer correcções sempre que necessário;
- Declives adequados do pátio de modo a garantir uma drenagem rápida dos lixiviados e águas da chuva, evitando assim os maus cheiros resultantes desse modo;
- Dimensão média das partículas entre os 20 e 50 mm;
- Dimensão das pilhas, com secção triangular de 1.60 a 1.80 m de altura máxima e 3.00 a 4.00 m de largura;

- Áreas de pátio adequadas a tempos de retenção de cerca de 40 a 60 dias na fase de degradação activa;
- Utilização de resíduos sólidos urbanos provenientes de um sistema de recolha selectiva se possível, melhorando assim o aspecto do produto final obtido e minimizando os investimentos em equipamento de separação mecânica das diferentes fracções dos RSU.

Bibliografia

1. ALEXANDER, M. (1977) – *Introduction to Soil Microbiology*, J. Wiley and Sons, New York
2. BERTOLDI, M. de, VALLINI, G., PERA, A. (1983) – *The Biology of Composting: a Review*, Waste Management & Research, vol. 1
3. BIDDLESTONE, A.J., BALL, D., GRAY, K.R. (1981) – *Composting and Urban Waste Recycling*, Advances in Food Producing System for Arid and Semiarid Lands, Academic Press
4. BRITO, L.M.C.M. (1997) – *Taxa de Mineralização da Matéria Orgânica nos RSU: efeitos agronômicos e ambientais*, Seminário sobre a Produção de Correctivos Orgânicos a partir dos RSU, LIPOR, Porto
5. CARDENAS, Jr. R. R. & WANG, L.K. (1980) – *Handbook of Environmental Engineering*, Humana Press. Clifton N.J. USA
6. CHANG, Y., HUDSON, H.J. (1967) – *The Fungi of Wheat Straw Compost*, II Biochemical and Physiological Studies, Trans. Br. Mycol. Soc., Vol. 50
7. DIAZ, L.F., TREZER, G.J., SAVAGE, G.M. (1982)– *Preparation of MSW for Composting*, The J.G. Press, Emmaus, PA, USA
8. DIAZ, L.F., GOLUEKE, C., SAVAGE, G.M. (1987)– *Energy Balance in Compost Production and Use*, in *Compost: Production, Quality and Use*, Ed. M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P. l’Hermite, F. Zucconi, Elsevier Appl. Science

9. DIAZ, L.F., SAVAGE, G.M., EGGERTH, L.L., GOLUEKE, C.G. (1993) – *Composting and Recycling Municipal Solid Waste*, Lewis Pub.
10. EGREJA FILHO, F.B. (1993) – *Avaliação da Ocorrência e Distribuição Química de Metais Pesados na Compostagem do Lixo Domiciliar Urbano*, Tese de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil
11. EPSTEIN, E., WILLSON, G.B., BURGE, W.D., MULLEN, D.C., ENKIRI, N.K. (1976) – *A Forced Aeration System for Composting Waste-Water Sludge*, Journal of W.P.C.F. (48)
12. EPSTEIN, E., PARR, J.F., SIKORA, L.J., WILLSON, G.B. (1982) – *The Aerated Method of Sludge Composting*, in *Composting – Theory and Practice for City, Industry and Farm*, The J.G. Press, Emmaus, PA 18049
13. FERREIRA, F.C. (1996) – *Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal*, 1º Simpósio Internacional sobre Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos, ESTG/IPVC, Viana do Castelo
14. FINSTEIN, M.S., MORRIS, M.L. (1975) – *Microbiology of Municipal Solid Waste Composting*, Adv. Appl. Microbiol. Vol. 19
15. GOLUEKE, C.G. (1977) – *Biological Reclamation of Solid Wastes*, Rondale Press, Emmaus
16. GOLUEKE, C.G. (1977) – *Biological Processing: Composting and Hydrolysis*, Solid Waste Management, V.N. Reinholds Company
17. GOLUEKE, C.G. (1981) – *Principles of Biological Resource Recovery*, Biocycle (Vol. 22).

18. GOLUEKE, C.G. (1983) – *Epidemiological Aspects of Sludge Handling and Management*, Biocycle, August.
19. GOTAAS, H.B. (1956) – *Composting Sanitary Disposal and Reclamation of Organic Wastes*, OMS, Monografia nº31, Genebra, Suíça
20. HAUG, R.T. (1980) – *Compost Engineering – Principles and Practice*, Ann Arbour Science USA
21. HUGHES, E.G. (1980) – *The Composting of Municipal Wastes* – in Handbook of Organic Waste Conversion, Edit. Michael WM Bewick, Van Nostrand Reinhold, Env. Engrs. Series
22. HOWARD, A. (1938) – *The Manufacture of Humus from the Wastes of the Town and the Village* – Journal of the Royal Society of Arts
23. KANE, B.E., MULLINS, J.T. (1973) – *Thermophilic Fungi in a Municipal Waste Compost System*, Mycologia 65
24. KIEHL, E.J. (1985) – *Fertilizantes Orgânicos*, Piracicaba, Ed. Agronômica Ceres Ltda.
25. LEROY, J.B. (1997) - *Bad or Good Compost or Is the Recycling of Organic Compounds Really Wished*, in Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos, LNEC
26. LOBATO DE FARIA, A., CHINITA, A.T., FERREIRA, F.C., PRESUMIDO, M., INÁCIO, M.M. (1997) – *Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos*, Ed. Ministério do Ambiente
27. MCKINNEY, R.E. (1962) – *Microbiology for Sanitary Engineers*, McGraw-Hill Book Co., New York

28. PASCUAL, J.A., AYUSO, M., GARCIA, C., HERMANDEZ, T. (1997) – *Characterization of Urban Wastes According to Fertility and Phytotoxicity Parameters*, Waste Management & Research 15,
29. PEREIRA NETO, J.T. (1984) – *The Effect of Operational Parameters on Process Performance in Aerated Static Pile Composting System*, MPhil Report, submitted to Leeds University
30. PEREIRA NETO, J. T. (1987) – *A Low Cost Technology Approach on the Treatment of Municipal Refuse and Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting* – Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Leeds, Inglaterra
31. PEREIRA NETO, J.T. (1989) – *Conceitos Modernos de Compostagem*, Engenharia Sanitária, Imprensa Universitária – Univ. Federal de Viçosa, MG, Brasil
32. PEREIRA NETO, J.T. (1989) – *Proposição de um Método para a Determinação Rápida do Teor de Humidade*, in Anais do XV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém do Pará, Brasil
33. PEREIRA NETO, J.T. (1995) – *Um sistema de Reciclagem e Compostagem, de Baixo Custo, de Lixo Urbano para Países em Desenvolvimento*, Informe Técnico nº74, Universidade Federal de Viçosa
34. PEREIRA NETO, J. T., STENTIFORD, E.I., SMITH, D.V. (1986) – *Survival of Fecal Indicator Micro-Organisms in Refuse/Sludge Composting Using the Aerated Static Pile System* – Waste Management & Research England, UK
35. PEREIRA NETO, J. T., MARA, D.D., STENTIFORD, E.I. (1986) – *Compostagem do Lixo Urbano e Lamas de Esgotos Domésticos: Uma Análise para Aplicação em Áreas Carentes ou Industrializadas* – Encontro Nacional de Saneamento Básico/86-APESB, Lisboa, Portugal

36. PEREIRA NETO, J.T., CALMETO, J.C.N., AZEVEDO, M.A., MONTEIRO, G.P. (1989) – *Uma Nova Concepção de Compostagem por Reviramento*, in Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES Belém do Pará, Brasil
37. PEREIRA NETO, J.T., STENTIFORD, E.I. (1989) – *A Low Cost Controlled Windrow System*, in Anais do International Symposium on Compost Recycling of Waste, Atenas, Grécia
38. PEREIRA NETO, J.T., MESQUITA, M.M. (1993) – *Composting of Urban Solid Wastes: Theory, Operational and Epidemiological Aspects*, Informação Técnica Hidráulica Sanitária, LNEC, Lisboa
39. RUSSO, M.A.T. (1998) – *Avaliação de Parâmetros que Influenciam a Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos e a sua Importância na Qualidade do Composto: Aplicação e Casos de Estudo*, Dissertação para Prof. Coordenador da ESTG do IPVC.
40. SANTOS, J.Q. (1997) – *Produção de Correctivos Orgânicos a partir de RSU – sua Importância para a Agricultura Nacional*, Seminário Produção de Correctivos Orgânicos a partir de RSU – sua Importância para a Agricultura Nacional e Ambiente
41. STENTIFORD, E.I., PEREIRA NETO, J. T. (1985) – *Simplified Systems for Refuse/Sludge Composts* – Biocycle, vol. 26
42. STENTIFORD, E.I., PEREIRA NETO, J. T., MARA, D.D. (1996) – *Low Cost Composting of Solid Wastes* – Research Monograph nº4 in Tropical Public Health Engineering, Department of Civil Engineering, University of Leeds, England
43. STEVENSON, F.J., (1982) – *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, Wiley-Interscience, NY

44. STEVENSON, F.J., (1986) – *Cycles of Soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients*, John Wiley & Sons, UK
45. WAKSMAN, S.A. (1938) – *Humus: Origin, Chemical Composition and Importance in Nature*, Williams & Wilkins Co., Baltimore
46. WAKSMAN, S.A., STARKEY, R.L. (1924) – *Influence of Organic Matter upon the Development of Fungi, Actinomycetes and Bacteria in the Soil*, Soil Science, Vol. 17
47. WAKSMAN, S.A., SKINNER, C.E. (1926) – *Microorganisms Concerned in the Decomposition of Cellulose in the Soil*, Jour. Bact. Vol 12
48. WAKSMAN, S.A., STARKEY, R.L. (1931) – *The Decomposition of Proteins by Microorganisms with Particular Reference to Purified Vegetable Proteins*, Jour. Bact. Vol 23
49. WAKSMAN, S.A., UMBREIT, W.W., CORDON, T.C. (1939) – *Influence of Temperature upon the Microbial Population and Decomposition Process in Composts of Stable Manure*, Soil Science, Vol. 47
50. ZUCCONI, F., DE BERTOLDI, M. (1982) – *Utilizzazione in Agricoltura dei Prodotti di Trasformazione dei Rifiuti Solidi Urbani*, Ingegneria Ambientale, 11 (2)