

# UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Ciências e Tecnologia

## **Valorização de Resíduos da Indústria da Pasta e Papel – Compostagem e Aplicação do composto no Solo**

Vânia Filipa da Silva Oliveira

Mestrado em Engenharia do Ambiente  
Tecnologias Ambientais

2009

# UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Ciências e Tecnologia

## **Valorização de Resíduos da Indústria da Pasta e Papel – Compostagem e Aplicação do composto no Solo**

Vânia Filipa da Silva Oliveira

Mestrado em Engenharia do Ambiente  
Tecnologias Ambientais

Dissertação orientada por:  
Prof. Doutor Mário Reis

2009





## AGRADECIMENTOS

A Tudo por tudo....

São tantas as pessoas que directa ou indirectamente permitiram a realização deste trabalho que gostaria em geral de agradecer a todas elas.

Ao professor Doutor Mário Reis pela orientação, pela sua disponibilidade, atenção e paciência. E por todos os conhecimentos que me transmitiu ao longo deste ano e meio.

Ao Camilo por toda a ajuda em laboratório e sobretudo á Luísa que esteve sempre disponível e prestável para me ajudar.

Ao Sr. Isidro que permitiu o meu estágio no grupo *PortucelSoporcel* que foi um factor muito importante para o desenvolvimento deste trabalho, no fornecimento de dados e no adquirir de conhecimentos sobre esta actividade de valorização dos resíduos.

Á Eng.<sup>a</sup> Patrícia, pelo fornecimento dos resíduos utilizados neste trabalho, á sua ajuda, simpatia e disponibilidade essencial e na transmissão de informações vitais para o desenvolvimento desta tese.

Ao Eng.<sup>o</sup> Sérgio pela sua atenção, simpatia, disponibilidade, boa disposição e realização das análises finais de compostagem.

A todos os meus amigos e colegas que me suportaram durante este período da minha vida, e que foram essenciais para a minha “sanidade” mental.

Ao Diogo, que foi o meu pilar e o meu apoio durante toda esta etapa da minha vida, que me deu força para nunca desistir e me mostrou que eu era capaz, que foi essencial para a realização deste trabalho não estando eu em Faro. Obrigada pelo seu amor destes últimos quase sete anos da minha vida.

Aos meus queridos pais, que sem eles nada disto seria possível, ao seu carinho, amor, amizade, idas a Faro, educação e dedicação que fizeram de mim a pessoa que sou hoje, ao seu esforço e empenho que permitiram que eu pudesse alcançar tudo o que consegui. A eles dedico o meu trabalho e a eles agradeço do fundo do coração por tudo.

## RESUMO

A indústria da pasta e do papel gera elevadas quantidades de resíduos durante os processos de produção. Os resíduos sólidos, em especial as lamas resultantes do tratamento de efluentes e as cinzas da caldeira de biomassa são os resíduos produzidos em maior quantidade e que devido ao seu volume e características necessitam de um método de eliminação eficaz e sustentável. Diversos estudos têm demonstrado a aplicação no solo como um método economicamente viável e com benefícios para os solos e produtividade florestal. Contudo, deve processar-se mediante a elaboração de um plano de aplicação de forma a ser gerido de acordo com as melhores práticas ambientais e legais, considerando também a produtividade florestal. A compostagem surge como uma opção viável para a aplicação destes resíduos previamente á sua aplicação.

Através deste estudo verificou-se a necessidade e a importância da elaboração de um plano de aplicação de forma a assegurar o cumprimento de todas as regulamentações ambientais e legais que esta actividade acarreta associado a uma constante monitorização. O processo de compostagem realizado teve a duração de três meses e permitiu a obtenção de um composto maduro, não fito-tóxico, fácil de manusear e sem odor desagradável. O composto representa uma redução de cerca de 50% do volume inicial, o que permitirá uma redução de custos quando comparados com o transporte e aplicação de lamas frescas. O composto apresenta ainda uma boa qualidade para uso como substrato hortícola. Nas condições do ensaio, a compostagem é processo de tratamento e valorização que constitui uma opção economicamente viável para a empresa se for possível a sua realização a custo inferior 5,9 €/tonelada. A produção do composto permite vários benefícios na forma e qualidade da aplicação, redução dos efeitos nocivos para o ambiente, redução de impactes ambientais associados ao transporte e consumo de combustíveis fósseis.

**Palavras-chave:** Indústria da pasta e papel; Valorização de Resíduos; Aplicação no solo; Compostagem; Benefícios ambientais e económicos;

## **ABSTRACT**

The pulp and paper industry generates large amounts of solid and liquid waste through the production processes. Solid waste, particularly sludge from wastewater treatment and ashes of the biomass boiler are the most produced, which due to their size and features require a method of disposal effective and sustainable. Several studies have demonstrated the application on the soil as an economically viable and beneficial for the soil and forest productivity. However, this activity should be done by developing an implementation plan in the order to be managed according to best environmental practices and legal requirements, also considering the forest productivity. It is an activity that creates various costs and should be managed. Composting process appears to be a viable option for the application of these wastes.

Trough this study verified the need and importance of developing an implementation plan to ensure all environmental and legal regulations associated with constant monitoring. The composting process was carried out for three months and allowed to obtain mature compost, not phyto-toxic, easy to handle, without odor, with a small proportion of contaminants (metals), with a good quality horticultural substrate as well a reduction about 50% of the initial volume, which also reduce costs when compared with the transport and application of fresh sludge. This process is an economically viable option for the company if it can be attained at lower cost 5,90 €/ton, in addition to allowing multiple benefits in the form and application quality, reduce adverse effects on the environment, and reducing environmental impacts associated with transportation and consumption of fossil fuels.

**Keywords:** Pulp and Paper Industry; Waste Recovery; Land application; Composting; environmental and economic benefits.



## **ABREVIATURAS**

Al - Alumínio

AS – Aterro Sanitário

CBO- Carência Bioquímica de Oxigênio

CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional

CF – Complexo Fabril

CLT – Cloro livre total

CQO – Carência Química de Oxigênio

DRAP – Direção Regional de Agricultura e Pescas

ECF – Elemental Chlorine Free

Fe - Ferro

IPP – Indústria da Pasta e Papel

K- Potássio

LA – Local de aplicação

LF – Lamas frescas

LC- Lamas compostadas

Mg- Magnésio

MO – Matéria Orgânica

MS- matéria seca

N – Azoto

P – Fósforo

RIPP – Resíduos da Indústria da Pasta e do Papel

SS – Sólidos Suspensos

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

TCF – Total Chlorine Free





# ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Enquadramento Teórico .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2. Objectivos.....</b>	<b>3</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1. Caracterização dos processos de produção .....</b>	<b>5</b>
2.1.1. Produção da Pasta.....	6
2.1.1.1. Tipos de pasta .....	7
2.1. 2. Processamento da Pasta.....	7
2.1.3. Produção de Papel .....	10
<b>2.2.Resíduos.....</b>	<b>11</b>
2.2.4. Cinzas da caldeira de biomassa .....	12
2.2.5. Lamas primárias e secundárias .....	13
<b>2.3.Métodos de eliminação de resíduos.....</b>	<b>18</b>
2.3.1.Aplicação no solo .....	21
2.3.1.1. Aplicação de cinzas .....	23
2.3.1.2. Aplicação de lamas.....	24
<b>2.4. Plano de aplicação .....</b>	<b>27</b>
2.4.1 Aplicação .....	29
2.4.2. Transporte.....	30
2.4.3. Épocas e taxas de aplicação.....	31
2.4.4. Restrições de aplicação.....	31
2.4.5. Selecção do local de aplicação .....	31
2.4.5.1. Factores topográficos.....	32
2.4.5.2. Factores de transporte e acesso.....	32
2.4.5.3. Factores geológicos e de solo .....	33
2.4.5.4. Factores de vegetação e aquíferos .....	33
2.4.5.5. Factores climáticos .....	33

2.4.6. Custos .....	34
2.4.7. Preparação do local.....	34
<b>2.5. Compostagem.....</b>	<b>35</b>
2.5.1. Processo de compostagem .....	37
2.5.1.1.Principais factores ambientais .....	38
2.5.1.1.1. Temperatura.....	39
2.5.1.1.2. Humidade .....	41
2.5.1.1.3. Arejamento .....	42
2.5.1.1.4. Carbono, azoto e relação C:N.....	43
2.5.1.1.5.pH .....	44
2.5.1.1.6. Condutividade Eléctrica .....	45
2.5.1.1.7. Matéria Orgânica .....	46
2.5.1.1.8. Variáveis microbiológicas .....	46
2.5.1.1.9. Granulometria.....	47
2.5.1.1.10. Densidade aparente.....	47
2.5.1.1.11. Volume .....	47
2.5.1.1.12.Índice de Germinação.....	47
2.5.2.Sistemas de compostagem.....	49
2.5.2.1. Sistema céu aberto.....	50
2.5.2.2. Sistemas Reactor .....	51
2.5.4.Agentes “bulking” ou material estruturante .....	51
2.5.5.Qualidade do composto .....	52
2.5.6. Valor agronómico de um composto .....	53
2.5.6.1. Utilização de compostos como substratos hortícolas .....	53
2.5.7. Aspectos epidemiológicos da compostagem.....	54
2.5.8. Métodos analíticos em compostagem.....	55
2.5.9. Compostagem de resíduos da Indústria da pasta e do papel .....	55
<b>2.6.Optimização de circuitos.....</b>	<b>58</b>

<b>2.7. Legislação .....</b>	<b>59</b>
2.7.1. Aplicação de lamas nos solos .....	59
2.7.2. Utilização do composto .....	61
<b>3.CASO DE ESTUDO .....</b>	<b>62</b>
<b>3.1. Aplicação no solo de RIPP frescos .....</b>	<b>62</b>
3.1.1. Quantidades produzidas de RIPP .....	62
3.1.2. Locais de aplicação.....	63
3.1.2.1 Mapa de solos .....	63
3.1.2.2. Mapa de Itinerários ao local de aplicação .....	66
3.1.3. Transporte.....	70
3.1.4. Aplicação dos resíduos .....	70
3.1.5. Custos do processo de aplicação dos resíduos no solo.....	70
3.1.5.1. Custos de transporte .....	71
3.1.5.2. Custos de aplicação .....	71
3.1.5.3. Custos totais de aplicação de RIPP frescos .....	71
<b>3.2. Processo de compostagem.....</b>	<b>72</b>
3.2.1. Material e métodos .....	73
3.2.1.1. Revolvimentos e colheitas de amostra .....	75
3.2.1.2. Métodos para determinação das propriedades químicas .....	76
3.2.1.2.1. Teor em matéria orgânica (MO) e matéria mineral (MM) .....	76
3.2.1.2.2. Nutrientes .....	77
3.2.1.2.3. Metais pesados.....	77
3.2.1.3. Métodos para determinação das propriedades físico-químicas .....	77
3.2.1.3.1. pH.....	77
3.2.1.3.2. Condutividade Eléctrica (CE).....	78
3.2.1.3.3. Humidade (H).....	78
3.2.1.4. Métodos para determinação das propriedades físicas .....	78
3.2.1.4.1. Granulometria.....	78

3.2.1.4.3. Densidade aparente (dap) .....	79
3.2.1.4.4. Espaço poroso (EPT).....	79
3.2.1.4.5. Contracção do volume (CTR) .....	79
3.2.1.4.6. Relação ar-água .....	80
3.2.1.5. Métodos para determinação das propriedades biológicas .....	81
3.2.1.6. Temperatura.....	82
3.2.1.7. Volume .....	82
3.2.2. Resultados.....	83
3.2.2.1. Propriedades Químicas .....	83
3.2.2.1.1. Teor em matéria orgânica (MO) e matéria mineral (MM) .....	83
3.2.2.1.2. Nutrientes .....	84
3.2.2.2. Propriedades Físico-Químicas.....	85
3.2.2.2.1. pH .....	85
3.2.2.2.2. Condutividade Eléctrica (CE).....	86
3.2.2.2.3. Humidade (H).....	87
3.2.2.3. Propriedades físicas .....	88
3.2.2.3.1. Granulometria.....	88
3.2.2.3.2. Densidade aparente (dap), Espaço poroso (EPT) e Contracção do volume (CTR).....	88
3.2.2.1.3. Relação ar – água.....	89
3.2.2.4. Propriedades Biológicas .....	89
3.2.2.5. Temperatura.....	89
3.2.2.6. Variação de Volume .....	94
<b>3.3. Custo/Benefício do processo de Compostagem.....</b>	<b>95</b>
3.3.2. Custos de aplicação e transporte de lamas compostadas.....	96
<b>3.4. Discussão dos resultados .....</b>	<b>99</b>
3.4.1. Processo de compostagem.....	99
3.4.1.1. Propriedades Químicas .....	99
3.4.1.3. Propriedades Físicas .....	103

3.4.1.4. Propriedades Biológicas .....	105
3.4.1.4. Temperatura.....	106
3.4.1. Avaliação Custo/Benefício do processo de Compostagem para aplicação de RIPP no solo .....	108
<b>4. CONCLUSÃOJUIL .....</b>	<b>110</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>112</b>
<b>6. ANEXOS .....</b>	<b>I</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>I</b>
<b>ANEXO II.....</b>	<b>XIII</b>
<b>ANEXO III.....</b>	<b>XIV</b>

## Índice de Figuras

Figura 1. Diagrama de fluxo simplificado de uma fábrica integrada.....	6
Figura 2. Produção de resíduos sólidos.....	12
Figura 3. Diagrama esquemático do processo geral do tratamento de efluentes da IPP.....	14
Figura 4. Aplicações de resíduos da pasta e do papel na Europa.....	20
Figura 5. Destino dos resíduos produzidos.....	20
Figura 6. Esquema simplificado da evolução contínua dos resíduos orgânicos ao longo da compostagem.....	36
Figura 7. Evolução do processo de compostagem.....	41
Figura 8. Corte transversal de uma pilha sem arejamento forçado; temperaturas típicas em vários locais da mesma.....	42
Figura 9. Evolução pH durante a compostagem.....	45
Figura 10. Mapa de solos de Portugal (FAO, 2006) e localização das áreas consideradas.....	65
Figura 11. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Zambujal.....	67
Figura 12. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Espirra.....	68
Figura 13. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Latadas.....	69
Figura 14. Camião de transporte de resíduos.....	70
Figura 15. Aspecto de cada um dos resíduos a compostar e mistura final.....	74
Figura 16. Preparação da pilha.....	75
Figura 17. Aspecto da pilha de compostagem.....	75
Figura 18. Revolvimento.....	76
Figura 19. Representação dos locais onde foram determinadas as temperaturas.....	82
Figura 20. Percentagem de matéria orgânica (MO) de cada um dos RIPP considerados.....	83
Figura 21. Variação da matéria orgânica (MO) ao longo do processo de compostagem.....	83
Figura 22. Valores de pH para cada um dos RIPP considerados.....	85
Figura 23. Valores de pH ao longo do processo de compostagem.....	85
Figura 24. Valores de CE para cada um dos RIPP considerados.....	86
Figura 25. Valores de CE ao longo do processo de compostagem.....	86
Figura 26. Valores de humidade para cada um dos RIPP considerados.....	87
Figura 27. Valores de Humidade ao longo do processo de compostagem.....	87
Figura 28. Distribuição da granulometria do composto final.....	88
Figura 29. Perfil horizontal de temperatura.....	89
Figura 30. Perfil vertical de temperatura.....	90
Figura 31. Isotermas dia 20 Maio, 3º dia de compostagem.....	90
Figura 32. Isotermas dia 23 Maio, 6º dia de compostagem.....	91
Figura 33. Isotermas dia 26 Maio, 9º dia de compostagem.....	91
Figura 34. Isotermas dia 30 Maio, 13º dia de compostagem.....	92
Figura 35. Isotermas dia 05 Junho, 19º dia de compostagem.....	92
Figura 36. Isotermas dia 19 Junho, 33º dia de compostagem.....	93
Figura 37. Isotermas dia 28 Junho, 44º dia de compostagem.....	93
Figura 38. Isotermas dia 19 Julho, 63º dia de compostagem.....	94
Figura 39. Variação do volume da pilha ao longo da compostagem.....	94

## Índice de quadros

Quadro 1. Tipos de pastas de madeira produzidas. ....	6
Quadro 2. Tipos mais comuns de ECF e TCF.....	9
Quadro 3. Caracterização das cinzas.....	12
Quadro 4. Eficiência do processo de lamas activadas.....	14
Quadro 5. Principais características das lamas celulósicas primárias. ....	17
Quadro 6. Características químicas das lamas secundárias.....	18
Quadro 7. Custos associados a cada método de eliminação dos resíduos.....	34
Quadro 8. Relações C/N óptimas de compostagem. ....	44
Quadro 9. Parâmetros de qualidade para composto de origem vegetal e animal. ....	52
Quadro 10. Características das lamas celulósicas. ....	56
Quadro 11. Valores limite de concentração de metais pesados nos solos (mg/kg matéria seca) D.L. nº118/2006. ....	60
Quadro 12. Quantidades produzidas de RIPP para o ano de 2008.....	62
Quadro 13. Áreas identificadas para aplicação de RIPP. ....	63
Quadro 14. Distâncias do CF ao LA. ....	66
Quadro 15. Custos de movimentação e transporte dos resíduos. ....	71
Quadro 16. Distâncias e quantidades aplicadas para as diferentes áreas de aplicação.....	71
Quadro 17. Custos de transporte e aplicação para cada um dos locais de aplicação.....	72
Quadro 18. Número de camiões necessários para o transporte dos resíduos para cada local de aplicação. ....	72
Quadro 19. Parâmetros e quantidades de cada um dos resíduos a compostar.....	73
Quadro 20. Parâmetros considerados e mistura efectuada. ....	74
Quadro 21. Valores de azoto e fósforo da mistura inicial e do composto final. ....	84
Quadro 22. Valores metais pesados na mistura inicial e composto final. ....	84
Quadro 23. Valores de Dap, ETP e CTR para o composto final.....	88
Quadro 24. Valores de CA, AFU, AR e ADU para o composto final.....	89
Quadro 25. Quantidades óptimas para aplicação de lamas frescas e compostadas.....	95
Quadro 26. Quantidades de lamas compostadas a aplicar em cada LA. ....	96
Quadro 27. Custos compostagem para as quantidades dos três LA. ....	96
Quadro 28. Número de camiões necessários para cada LA. ....	97



## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Enquadramento Teórico

Nas sociedades desenvolvidas, que representam cerca de 20% da população mundial consome-se 87% da produção mundial de produtos de papel e cartão, esperando-se até ao ano 2020 um aumento de 77% deste consumo.

De forma a atender às necessidades dos clientes, a indústria da pasta e do papel (IPP) fabrica produtos diferentes tais como papel de impressão e escrita, jornais, revistas, embalagens, caixas, *tissues* (higiénico, cozinha, etc.) e um grande número de papéis especiais (selos, filtros de ar, filtros de café, panificação, etc.) onde cada um destes produtos requer propriedades específicas e um processo de produção adequado (Surh, 2000).

Através das suas actividades de produção a indústria papeleira torna-se responsável por uma grande quantidade de resíduos da indústria da pasta e do papel (RIPP) inorgânicos (cinzas, *dregs* e *grits*), orgânicos (lamas) e ainda outros subprodutos. No entanto existe cada vez mais interesse e preocupação na sua utilização como recursos e não eliminados como resíduos (Nurmesniemi *et al.*, 2007). Neste âmbito, as recentes preocupações ambientais e económicas têm incentivado o desenvolvimento de novas tecnologias de eliminação destes subprodutos (Hackett *et al.*, 1999).

O aterro sanitário (AS) constitui a técnica mais comum de deposição (Reid, 1998; Stein *et al.*, 1998), no entanto, factores como a sua capacidade limitada, oposição pública e a produção de lixiviados tóxicos, têm demonstrado não ser uma solução viável do ponto de vista socioeconómico e ambiental (Lagacé *et al.*, 1998).

A incineração, o segundo método mais utilizado, devido à subida do custo dos combustíveis, o alto custo de capital e preocupações relacionadas com poluição atmosférica apresenta actualmente diversas limitações não constituindo uma alternativa viável para a valorização destes resíduos.

Aparentemente, os métodos de gestão destes resíduos foram aceites no passado, mas não podem ser considerados como solução definitiva para atender aos requisitos presentes e futuros (Jala *et al.*, 2006).

Actualmente, a nível global e nacional já se valorizam muitos destes resíduos via aplicação em solos florestais e agrícolas, designadamente as cinzas, lamas primárias e

secundárias. Diversos estudos têm demonstrado resultados benéficos da aplicação destes resíduos no solo, como uma melhoria significativa das propriedades físico-químicas deste e com um maior rendimento a nível de produção de culturas (Henry *et al.*, 1993; McDonald *et al.*, 1994; Beyer *et al.*, 1997; Camberato *et al.*, 1997; Tripepi *et al.*, 1994). No entanto, alguns problemas associados a estes tipos de produtos como as variáveis razões C: N, presença de alguns metais, compostos tóxicos (nomeadamente organoclorados e dioxinas) devem ser tidos em conta quando se processa a este tipo de método, assim como um conhecimento das propriedades e necessidades físico-químicas dos solos para aplicação.

A aplicação destes resíduos nos solos deve ser efectuada após um estudo pormenorizado da sua qualidade e quantidade e após caracterização das áreas de aplicação, para tal, é de extrema importância a elaboração de um plano de aplicação.

Todos estes factores são bastante importantes para avaliar as quantidades a serem aplicadas de forma a serem não tóxicas para o ambiente nem para os organismos vivos e a assistir á legislação existente ao nível de aplicação de compostos orgânicos no solo.

Os custos associados ao transporte e ao processo de espalhamento dos resíduos também representam avultadas importâncias económicas para as empresas, onde muitas vezes os percursos utilizados nem sempre são os mais viáveis nem as técnicas de espalhamento as mais indicadas.

A compostagem surge assim como um processo que poderá apresentar algumas vantagens do ponto de vista económico e ambiental, pelo facto de geralmente reduzir a concentração de elementos contaminantes existentes nos RIPP, como compostos orgânicos e metais pesados e uma redução de volume de resíduos a transportar e efectivar uma redução dos custos de aplicação e de transporte desde o complexo fabril (CF), ao local de aplicação (LA).

## 1.2. Objectivos

Este trabalho tem assim como principais objectivos:

- A concepção das etapas mais importantes de um plano de aplicação de resíduos, cinzas, lamas primárias e secundárias da IPP em solos florestais ou agrícolas;
- Georeferenciar as características dos solos em mapas de distribuição espacial e os percursos economicamente mais viáveis aos locais seleccionados para aplicação de resíduos;
- Projectar e conceber um processo de compostagem de uma mistura de RIPP (lamas e cinzas) utilizando casca de eucalipto triturada como agente “bulking” e avaliar as propriedades do composto final.
- Avaliar e comparar os custos de aplicação de resíduos frescos e resíduos compostados em solos florestais;

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Embora os produtos de pasta e papel sejam quase indispensáveis para a nossa sociedade este sector industrial sempre foi associado a uma grande pegada ecológica, sendo por isso necessário transformar a produção através de processos mais sustentáveis a nível ambiental e social (*Center for new american dream*, 2002). Desde sempre este tipo de indústria tem sido considerada uma grande consumidora de recursos naturais (madeira, água) e energia (combustíveis fósseis, electricidade) (Thompson, *et al.*, 2001). Encontra-se em terceiro lugar no *ranking* mundial de consumo de água, após a metalurgia e a indústria química (Kallas & Munter, 1994), é a sexta maior indústria de descargas poluentes sobre a forma de gases, líquidos e resíduos sólidos (Ali & Sreekrishnan, 2001).

Nos últimos anos tem surgido um grande interesse na biomassa florestal como fonte de energia, representando aproximadamente 14% do consumo final de energia no Mundo (Senneca, 2006). A madeira é a maior fonte de biomassa, especialmente feita para a produção de calor à escala industrial. A necessidade de substituir os combustíveis fósseis por recursos renováveis a fim de melhorar problemas associados com o aquecimento global é uma razão importante para a promoção do uso de biocombustíveis.

Na IPP, devido à sua grande necessidade de energia, a maioria é produzida pela combustão de todos os resíduos apropriados para a queima tais como a casca e resíduos da preparação da madeira (ex. aparas, serradura) (Harila & Kivilinna, 1999). O uso da madeira para produção de energia tem numerosas vantagens sobre outras fontes: é renovável, usada no local, cria empregos e promove a silvicultura.

Uma vez que a biomassa é queimada numa caldeira, os metais pesados são libertados do combustível e transformados em cinzas, as várias fracções de cinzas podem conter concentrações relativamente elevadas de metais pesados (Narodoslawsky & Obernberger, 1996; Obernberger *et al.*, 1997; Fujimori *et al.*, 2004).

O sector da IPP representa anualmente uma receita de 300 milhões de toneladas de produtos que excede os 500 biliões de dólares (CPBIS, 2003). Existem cerca de 500 fábricas kraft de produção de pasta e milhares de outros tipos de fábricas a nível global, constituindo assim, uma das mais importantes actividades económicas no Mundo e em Portugal, empregando um número considerável de funcionários e um movimento de

volumes elevados de recursos financeiros. Com o intuito de melhorar o seu desempenho ambiental têm sido efectuados grandes investimentos ao nível dos processos de produção, e também nos sistemas de tratamento de gases e de efluentes líquidos de forma a atingir o conceito de sustentabilidade.

O maior produtor de pasta para papel e cartão é a América do Norte, com metade da produção mundial, na Europa os valores atingem os 20% da produção mundial (FAO, 2006), Portugal é 7º maior produtor na União Europeia com 4,9% da pasta produzida (CELPA, 2006). Enquanto a produção de papel rondou no ano 2006 aproximadamente 33 milhões de toneladas, representando 2% da produção total europeia.

As primeiras fábricas de pasta foram estabelecidas no nosso país no início do século XX e a IPP é agora um dos maiores sectores da economia nacional (Carvalho, 1999) juntamente com os têxteis e vestuário, a agricultura e a indústria alimentícia.

## **2.1. Caracterização dos processos de produção**

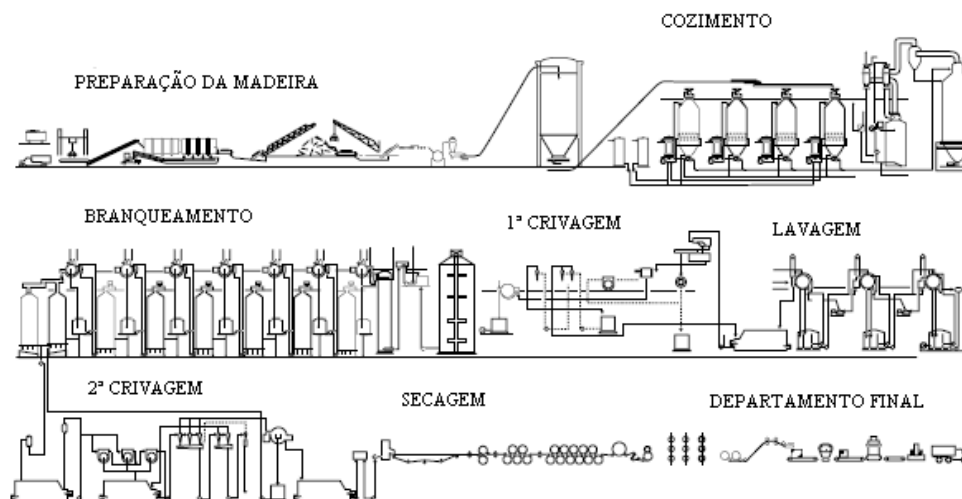
De forma a compreender a geração dos resíduos estudados neste trabalho será feita uma introdução geral aos processos de produção da pasta e do papel.

As etapas principais para a produção da pasta e papel são geralmente: a preparação da madeira (descasque e corte em aparas), produção e branqueamento da pasta para produção do papel (Ochoa de Alda, 2008).

No fabrico da pasta pode ser utilizada qualquer madeira, macia e clara, cuja dimensão das fibras seja adequada. Destaca-se a madeira de eucalipto, devido à formação excepcionalmente uniforme combinada com a resistência e características de impressão óptimas, estabilidade dimensional superior a outras fibras celulósicas e facilidade de secagem permitindo velocidades de produção elevadas (CELPA, 2006). As partículas fibrosas utilizadas para fazer papel são constituídas por celulose, uma componente primária das paredes do tecido vascular das plantas (EPA, 2002).

As fábricas deste sector podem ser fábricas de papel, fábricas de pasta e fábricas integradas com a produção de pasta destinada à produção de papel na mesma unidade fabril.

Os processos gerais de produção de papel e cartão podem, em termos gerais, ser divididos em três etapas: A **produção da pasta, processamento da pasta e produção de papel/cartão.**



**Figura 1.** Diagrama de fluxo simplificado de uma fábrica integrada.  
 Fonte: Smook, 1992.

### 2.1.1. Produção da Pasta

A produção da pasta é o processo de dissolução de madeira em fibras individuais por métodos químicos, semi-químicos ou mecânicos. A produção da pasta é a maior fonte de impacto ambiental na indústria da celulose e papel (EPA, 2002).

No quadro 1 apresentam-se os tipos de pasta de papel existentes, dos quais a pasta mecânica, semi-química, madeira dissolvida e crua ao sulfito não são produzidas no nosso país.

**Quadro 1.** Tipos de pastas de madeira produzidas.

Produção Total De Pastas para Papel	Pasta Mecânica de Madeira *	
	Pasta Semi- Química de Madeira*	
	Pasta de Madeira Dissolvida*	
	Pasta Química de Madeira	Pastas Branqueadas ao Sulfito
		Pastas cruas ao Sulfito*
Pastas Brancas ao Sulfato		
		Pastas cruas ao Sulfato
* Não produzidas em Portugal. Fonte: CELPA, 2008		

As pastas químicas constituem a maioria produzida a nível global (73%), seguidas pelas pastas mecânicas (20%). Dentro das pastas químicas, as pastas ao sulfato, ou processo kraft, constituem o produto dominante com 96% da produção, a maioria (73%) é branqueada (CELPA, 2008).

### 2.1.1.1. Tipos de pasta

As pastas químicas são tipicamente para produção de produtos com elevadas qualidades standard de impressão e escrita, geralmente envolve a digestão/cozimento da madeira em soluções químicas aquosas a elevadas temperaturas e pressões onde os químicos degradam a madeira pela dissolução das ligações da lenhina, que juntam as fibras de celulose. Os dois processos mais utilizados são o processo ao sulfato, comumente designado por processo kraft e o processo ao sulfito. Estes dois diferem principalmente nas vantagens do primeiro em relação ao segundo, com produtos químicos de cozimento selectivos para os constituintes da madeira, uma pasta notavelmente mais forte, flexível a muitos tipos de matérias-primas diferentes, tolerância a contaminantes frequentemente encontrados na madeira (ex., resinas) (EPA, 2002), sistema de recuperação química tornando-o um processo mais económico com redução das preocupações ambientais, embora acarrete um problema de compostos mal odorosos (IPPC, 2001). O processo ao sulfito introduz problemas ambientais mais difíceis de resolver, por exemplo, a regulação do pH dos condensados de evaporação, minimização das emissões de enxofre e remoção de compostos orgânicos.

O processo kraft utiliza uma base alcalina de sódio na solução de pasta, constituída por sulfureto de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}$ ) e hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ) (EPA, 2002), o processo ao sulfito baseia-se na produção de pasta em soluções ácidas de ácido sulfuroso ( $\text{H}_2\text{SO}_3$ ) e ião biossulfito ( $\text{HSO}_3^-$ ) (CELPA, 2008).

As pastas semi-químicas caracterizam-se por temperaturas de cozimento mais baixas, licor de cozimento mais diluído ou tempo de cozedura mais curto que os processos químicos e a desintegração das fibras é feita mecanicamente. No máximo, o passo de digestão neste processo consiste no aquecimento da pasta em sulfito de sódio ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) e carbonato de sódio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) (CELPA, 2008).

A pasta mecânica é fraca e de baixa qualidade, usada sobretudo para jornais e outros papéis de mercadorias. Depende da pressão física para separar as fibras, no entanto às vezes podem ser adicionados produtos químicos nas diversas fases de refinação (CELPA, 2008).

## 2.1. 2. Processamento da Pasta

Devido à sua elevada produção a nível mundial, e sobretudo pelo caso de estudo deste trabalho apenas o processo kraft será abordado.

A produção de pasta kraft envolve os seguintes passos:

- Recepção, armazenamento e preparação da Madeira

A madeira é transportada do local de produção até à fábrica onde é recebida e alimentada às linhas de preparação cujo principal objectivo é o corte dos toros em aparas e o seu descasque (caso possuam cascas).

- Cozimento e deslenhificação

As aparas são introduzidas num digestor *batch* ou contínuo, com uma base alcalina de sódio (sulfureto de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}$ ) e hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ )), designada licor branco e sujeitada a calor. Nesta fase a lenhina é libertada da celulose e dissolve-se no licor branco enquanto as aparas, já sem a maior parte da lenhina continuam o seu percurso ao longo do digestor. A lenhina misturada com o licor branco é extraída sensivelmente a meio, designando-se agora por licor negro, devido à tonalidade escura que apresenta motivada pela dissolução da lenhina. Quando o conteúdo desejado de lenhina residual é alcançado, os conteúdos são descarregados para um tanque e o ciclo de cozimento é repetido (IPPC, 2001).

Os produtos de saída são fibras de madeira separadas (pasta) e um líquido que contém os sólidos dissolvidos da lenhina numa solução de produtos químicos (licor negro), que segue para recuperação química. Globalmente, o processo kraft converte cerca de 50% das entradas em pasta (EPA, 2002).

- Lavagem e crivagem

A pasta proveniente do digestor contém compostos inorgânicos e uma grande quantidade de substâncias orgânicas que podem funcionar como precursores dos compostos organoclorados (dioxinas e furanos), aumentando a probabilidade da sua formação (Suntio *et al.*, 1988). Além disso, durante o branqueamento formam-se polímeros de lenhina/cloro, altamente oxidados, dando origem a uma coloração escura no efluente (Desrochers *et al.*, 1983; Bergbauer *et al.* 1991) que representa um problema estético e contribui para o aumento do CBO no efluente (Bajpai, 1994).

Uma lavagem eficiente é muito importante, uma vez que reduz o consumo de químicos durante os processos de branqueamento e deslenhificação com oxigénio. O resultado da lavagem é altamente dependente da eficiência do equipamento utilizado, consistência da pasta que sai e quantidade de água aplicada.

Antes de continuar a ser processada a pasta é crivada com telas de pressão para separar feixes de fibras de celulose da pasta principal (IPPC, 2001).

- Deslenhificação com oxigénio

Após o cozimento, a deslenhificação pode ser continuada por oxigénio, normalmente um estado intermediário na lavagem da pasta, ocorre em meio alcalino, usualmente utiliza-se o licor branco oxigenado, onde o hidróxido de sódio é o principal químico alcalino e sulfito de sódio foi oxidado com tiosulfato.

Devido à relativamente baixa solubilidade do oxigénio em licor alcalino, o reactor de deslenhificação é pressurizado e elevado a uma temperatura superior a 100 °C. É ainda adicionado sal de magnésio (MgSO<sub>4</sub>) de forma a preservar a resistência da pasta.

- Branqueamento

O branqueamento é definido como o processo de alteração da pasta para aumentar a sua luminosidade, para criar papéis mais brancos, brilhantes, macios e mais absorventes do que as pastas cruas.

Em 1990 quase todas as fábricas de celulose química utilizavam branqueamento com cloro elementar (Cl<sub>2</sub>), mas devido a preocupações ambientais sobretudo dioxinas a maioria das fábricas já utilizam o *Elemental Chlorine Free* (ECF) e o *Total Chlorine Free* (TCF) nos processos de branqueamento (EPA, 2002).

No quadro 2 estão representados os químicos branqueadores ECF e TCF mais comuns utilizados no processo de branqueamento. Os ECF podem incluir tecnologias base com dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) e hipoclorito (HClO, NaOCl e Ca(OCl)<sub>2</sub>), sendo os mais comuns (EPA, 2002).

**Quadro 2.** Tipos mais comuns de ECF e TCF.

<b>Químicos Branqueadores</b>	<b>Fórmula Química</b>	<b>ECF/TCF</b>
Hidróxido de Sódio	NaOH	ECF e TCF
Dióxido de cloro	ClO <sub>2</sub>	ECF
Hipoclorito	HClO, NaOCl, Ca(OCl) <sub>2</sub>	ECF
Oxigénio	O <sub>2</sub>	ECF e TCF
Ozono	O <sub>3</sub>	ECF e TCF
Peróxido de hidrogénio	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Ecf e TCF
Dióxido de Enxofre	SO <sub>2</sub>	ECF e TCF
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	ECF e TCF

Fonte: U.S. EPA, 2001

- Secagem

Numa fábrica integrada a pasta é transferida para a fábrica de papel em estado húmido (cerca de 4% de consistência), onde é alimentada à máquina numa tela onde parte da água escorre da pasta, posteriormente é sujeita a prensagem num conjunto de prensas dispostas em série e secagem progressiva da água que ainda contém (IPPC, 2001).

- Recuperação de químicos

O sistema de recuperação química é uma parte complexa e ambientalmente muito importante, sendo uma componente crucial no processo de pasta uma vez que recupera os químicos utilizados no licor de cozimento para reutilizá-los. Apresenta a importante vantagem de poupanças nos químicos de 98% (Smook, 1992), que não são depois descarregados no meio ambiente (EPA, 2002).

O principal processo de recuperação é a evaporação do licor negro (IPPC, 2001), que é queimado numa caldeira, formando-se no fundo uma massa sob a forma líquida, contendo os produtos químicos inorgânicos derretidos, à qual se convencionou chamar “*smelt*”. Se a esta massa líquida, se adicionar uma solução muito diluída de composto de sódio (licor branco fraco), obtêm-se o licor verde, uma solução de compostos de sódio tal como o licor branco, residindo a única diferença na composição que apresentam.

O objectivo que preside à recuperação de químicos, é transformar o licor verde em licor branco, que ocorre quando cal é adicionada ao licor verde. Nesta reacção conhecida por reacção de caustificação, resulta licor branco que é de novo alimentado ao digestor e as lamas de carbonato de cálcio com as quais se volta a produzir a cal.

### **2.1.3. Produção de Papel**

A pasta em suspensão (no caso das fábricas integradas) é refinada e misturada num tanque, sendo depois conduzida em direcção à máquina de papel. Ao longo do percurso são adicionados vários produtos químicos com diferentes finalidades, tais como o carbonato de cálcio utilizado para preencher os espaços vazios entre as fibras contribuindo para que o papel tenha uma aparência mais compacta e homogénea.

O papel é produzido pela aplicação de uma suspensão aquosa de fibras de celulose numa tela que permite a drenagem da água e as partículas fibrosas deixadas para trás são transformadas numa folha.

A parte inicial da máquina de papel é a secção de formação onde ocorre a ligação das fibras e a formação da folha de papel, que segue posteriormente a secção das prensas, onde é prensada para reduzir a espessura e produzir uma superfície lisa, os revestimentos podem ser aplicados ao papel, neste momento para melhorar o brilho e a cor, a folha de papel é depois seca.

A máquina de papel termina no enrolador, formando um grande rolo de cerca de 40 toneladas, ao qual se dá o nome de “jumbo”, que é transportado por meio de uma ponte rolante para outra máquina – a bobinadora – que tem como objectivo cortar o papel do jumbo para voltar a enrolar em rolos mais pequenos, as bobines.

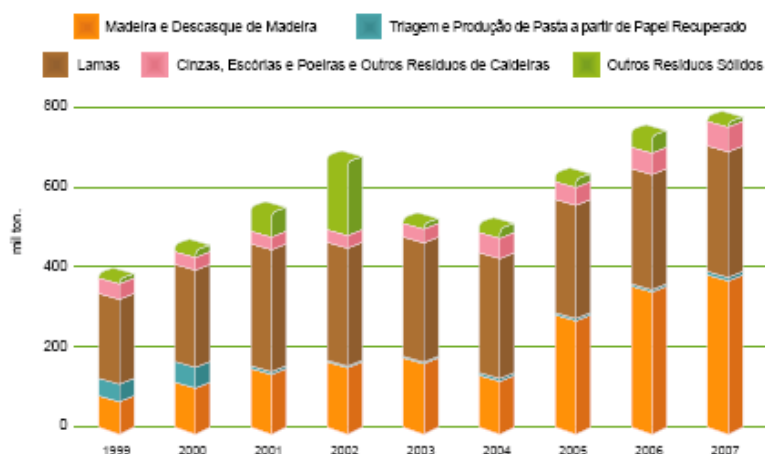
O produto é então papel para armazenagem (EPA, 2002).

## **2.2. Resíduos**

Define-se como resíduo das indústrias de base florestal as sobras que ocorrem no processamento mecânico, físico ou químico, e que não são incorporadas ao produto final, encontram-se representados na figura 2. Os resíduos gerados ao longo do processo produtivo da IPP podem ter origem sólida, líquida ou gasosa, e representam uma enorme preocupação ambiental. Porém, os de origem sólida que representam reactividade devido á sua composição físico-química e ocupam grandes espaços físicos devem receber um cuidado especial (Almeida *et al.*, 2008).

No fluxo de resíduos para as empresas que utilizam o processo kraft incluem-se nos resíduos sólidos as lamas do tratamento de efluentes (lamas primárias e secundárias), lamas inorgânicas (*grits, dregs* do licor verde), cinzas da caldeira resultantes da queima de biomassa e outros resíduos resultantes do processamento da madeira (Almeida *et al.*, 2008). De entre todos os referidos os mais significativos são as lamas provenientes do tratamento de efluentes, as cinzas das caldeiras e outros materiais gerados nos processos de caustificação e recuperação química (NCASI, 2003).

Este sector industrial depara-se com problemas de ordem ambiental devido à elevada quantidade de resíduos gerados, aproximadamente 48 t de resíduos por cada 100 t de pasta de celulose produzida.



**Figura 2.** Produção de resíduos sólidos.  
Fonte: CELPA, 2008

### 2.2.4. Cinzas da caldeira de biomassa

A utilização de biomassa como fonte de combustível apresenta várias vantagens ambientais e económicas, no entanto, a sua utilização como biocombustível gera elevadas quantidades de cinzas, geralmente depositadas em AS. Uma vez que a biomassa é queimada os metais pesados são libertados na forma de combustível, no entanto algumas fracções de cinzas podem conter concentrações relativamente elevadas de metais pesados. Uma caracterização geral das cinzas está representada no quadro 3. De referir, que existem alguns factores que podem afectar a qualidade das cinzas, incluindo a espécie e a parte da árvore, o grau do processo de combustão e do processamento da madeira, a temperatura de combustão e o tipo de filtros utilizados no sistema de incineração (Oberberger *et al.*, 1997; Lind *et al.*, 1999).

**Quadro 3.** Caracterização das cinzas.

Parâmetros	Valores
Humidade (%)	0,2
pH	12,4
STF (%)	92,62
STV/Mat. Org. (%)	9,20
N	0,02
P (mg/kg)	700
S (mg/kg)	2300
Ag (mg/kg)	1,9
Cd (mg/kg)	11
Mg (mg/kg)	166 x 10 <sup>2</sup>
Na (mg/kg)	626 x 10 <sup>3</sup>
Ni (mg/kg)	39

Fonte: STAPPE, 1988

### **2.2.5. Lamas primárias e secundárias**

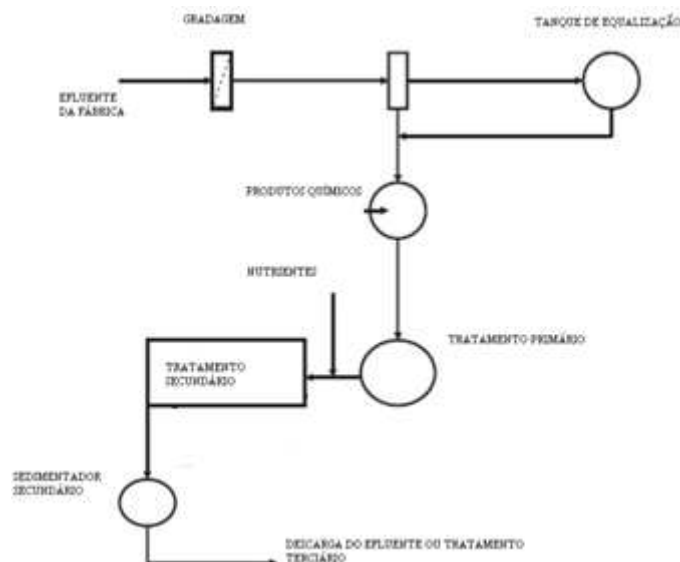
De forma a compreender a origem e produção das lamas primárias e secundárias será primeiramente abordado o processo de tratamento de efluentes no qual são originadas as lamas.

O processo de produção de pasta gera uma quantidade considerável de águas residuais, aproximadamente 200 m<sup>3</sup>/t de celulose produzida (Cecen *et al.*, 1992).

Embora o volume de efluente gerado durante a etapa de branqueamento seja significativamente menor (cerca de 10 m<sup>3</sup>/t pasta), é a etapa em que se formam os compostos mais nocivos para o ambiente uma vez que é utilizado cloro (numa proporção de 45 kg cloro/t pasta) para remoção da lenhina, sendo gerada uma enorme variedade e quantidade de substâncias organocloradas (2 a 1,5 kg/t de pasta). Mesmo a substituição de processos de cloro elementar por processos TCF e ECF, não eliminou totalmente o impacto ambiental do efluente, quer pela necessidade de se adicionar grandes quantidades de quelantes como EDTA, que geram um novo problema de contaminação ambiental, quer pela persistência de alguns compostos organoclorados no ambiente (Mansilla *et al.*, 2001; Santos, 2001).

Estes efluentes são descarregados a uma taxa de 20-250 m<sup>3</sup>/t de pasta, possuindo elevadas concentrações em CBO (10-40 kg/t de pasta), SS (10-50 kg/t de pasta), CQO (20-200 kg/t pasta), compostos organoclorados (0-4 kg/t de pasta), fósforo (P) e azoto (N). Os efluentes podem ter diversas origens como o parque das madeiras, cozimento/lavagem da pasta, branqueamento da pasta, caustificação, evaporação, fornos de cal, caldeiras, turbinas, triagem, etc.

Os principais processos de tratamento de efluentes utilizados por este sector industrial são tipicamente constituídos por uma sedimentação primária, sucedida de tratamento secundário, geralmente de natureza biológica de lamas activadas (Figura 3), os processos terciários para eliminação da cor, estão raramente presentes, (Thompson, 2001).



**Figura 3.** Diagrama esquemático do processo geral do tratamento de efluentes da IPP.  
 Fonte: Thompson, *et al.*, 2001

O tratamento primário é processado de forma a separar a matéria sólida (fibras, restos de madeira, etc.) que é arrastada no efluente, normalmente com uma sedimentação. A remoção de sólidos suspensos (SS) é elevada (superior a 80%) (Thompson, 2001), que sedimentam no fundo do decantador originando as lamas primárias.

A maioria das fábricas utiliza no tratamento secundário sistemas biológicos por lamas activadas, onde são retirados os sólidos biodegradáveis consumidos por acção microbiológica, (geralmente com adição de N e P para promover uma maior degradação microbiana) em grandes bacias equipadas com agitadores que ao promoverem a agitação do efluente introduzem oxigénio indispensável à manutenção da vida destes microrganismos. As eficiências de remoção de CBO e CQO são bastante elevadas (Thompson, 2001), como representadas no quadro 4, em fábricas kraft do Reino Unido e Finlândia.

**Quadro 4.** Eficiência do processo de lamas activadas.

Eficiência lamas activadas (%)		País
CBO	CQO	
73,5 – 99,2	50,0 – 92,2	Finlândia
-	90,6	Reino Unido
97,9 – 98,5	72,5 – 92,4	Reino Unido

Fonte: Thompson, *et al.*, 2001; Horan & Chen, 1998

Por último poderá fazer-se a correcção do pH com adição de cal e ácido sulfúrico, seguindo o efluente por conduta para o mar. No final do tratamento de efluentes obtemos assim dois subprodutos: água depurada, descarregada nos meios receptores e resíduos sólidos que têm de ser sujeitos a tratamentos específicos.

Os resíduos do tratamento de efluentes tradicionalmente designados por lamas, são depois sujeitos a tratamento. Esse tratamento pode ser conduzido por um espessamento, com vista a aumentar o teor em sólidos conseguido com a remoção de uma porção da fracção líquida, uma estabilização química para reduzir os microrganismos patogénicos, eliminação de maus cheiros e eliminação de agentes de putrefacção, que pode ser química (cloro ou hidróxido de cálcio), térmica ou digestão anaeróbia/ aeróbia e por último sofrem uma desidratação para reduzir a quantidade de água tornando-se menos húmidas facilitando o seu manuseamento (Metcalf & Eddy, 2001).

A quantidade e qualidade das lamas produzidas estão relacionadas com a qualidade e o fluxo de efluentes tratado, a altura do ano, as características dos sistemas de tratamento e o método de processamento das lamas (Mahmood & Elliot., 2006). Um tratamento de efluentes não otimizado poderá originar uma elevada produção de lamas e gerar graves problemas a nível da saúde e opinião pública, questões legais, aspectos económicos e ambientais. O processamento destes sólidos, gestão e utilização representa aproximadamente 50% dos custos totais de todo o tratamento de efluentes (Davis ,1994; Sastre, 1995).

As lamas provenientes do tratamento de efluentes da pasta geram o maior volume de resíduos sólidos produzidos em todo o sector papelero. Por cada tonelada de pasta produzida são gerados entre 50-150 kg de lamas e estas representam um dos maiores problemas ambientais (EPA, 2001), associado sobretudo à presença de compostos organoclorados, pH muito alcalino, elevado teor em matéria orgânica e elevada produção diária nas unidades fabris distribuídas pelo país, tornando-as potenciais focos de poluição ambiental na vizinhança das instalações fabris onde se acumulam (Santos, 1993; Falcão, 1988). Em Portugal, são geradas cerca de 40.000 t/ ano de lamas secas equivalente a mais de 120 000 t/ano de lamas frescas. A sua produção é aproximadamente de 4,3% do produto final, aumentando entre 20 - 40% nos casos de fábricas de papel reciclado.

Com um crescimento anual estimado em 2,5% para o sector papeleiro, a produção de lamas é projectada para um aumento entre 48% e 86%. Este aumento indica que a produção de lamas das actuais indústrias, situada em 3 milhões de toneladas por ano irá aumentar para cerca de 5 milhões de toneladas, criando um excedente de 2,5 milhões de toneladas (para o ano 2050) que requerem eliminação adequada (Rashid *et al.*, 2006).

- **Lamas primárias**

As lamas primárias obtidas no tratamento primário reflectem sobretudo as características da madeira e dos reagentes usados no processo de fabrico.

Cerca de 98% das lamas primárias produzidas em Portugal são obtidas em unidades fabris que utilizam o processo ao kraft caracterizando-se por teores muito elevados de matéria orgânica e de cálcio, e baixo teores em N, P e magnésio (Mg). No caso das lamas obtidas no processo ao sulfito as principais características, excepção feita ao Mg (teor muito mais elevado), são bastantes semelhantes (Santos, 2001).

Além disso, as lamas primárias contêm um elevado teor em sólidos de 20-45%, constituídos por cerca de 85% fibras de madeira como componente orgânico principal, materiais inorgânicos como  $\text{CaCO}_2$  (cerca de 10%), resinas da madeira, subprodutos de lenhina e sólidos inertes rejeitados durante o processo de recuperação química, cinzas (WorldBank Environmental, 2007) e uma elevada razão C: N. A quantidade produzida depende da eficiência do sistema de recuperação de fibras instalado na fábrica, variando entre 3 - 4 % nas fábricas de pasta e 15 – 30% nas fábricas de papel (Trutscheler, 1999). Alguns dos seus parâmetros principais estão representados no quadro 5.

**Quadro 5.** Principais características das lamas celulósicas primárias.

<b>Características</b>	<b>Valores obtidos</b>	
Humidade (105°C, %)	66,98	
pH (1:2, 5 H <sub>2</sub> O)	7,9	
MO (%)	74	
N <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,05	
P (%)	vestígios	
C:N	200	
K (%)	0,26 *	0,20**
Ca (%)	5,86 *	2,45**
Mg (%)	0,24 *	0,14**
Na (%)	0,16 *	0,09**
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	14,00 *	9,34**
Fe (%)	0,34 *	3,58**
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	91,60 *	7,44**
Cl (mg 100 g <sup>-1</sup> )	74, 55*	

\* Estes valores foram obtidos através de espectrofotometria de absorção atômica em chama, após mineralização das cinzas com HCl a 5% (INRA – Bordeaux).

\*\* Estes valores foram obtidos através de espectrofotometria de absorção atômica em chama, pelo método de solubilização em água-régia com sistema fechado (3), indicado pela Portaria n.º 177/96 (6).

\*\* Fonte: Portaria n.º 176/96 (5)

Fonte: (Campos, 1998)

#### • Lamas secundárias

As lamas secundárias resultam do tratamento secundário, no qual existe uma intervenção de microrganismos cuja acção é beneficiada pela incorporação de nutrientes (N e P), sobretudo N uma vez que a própria madeira já é rica em P, aumentando-lhes o conteúdo em matéria orgânica. A sua composição reflectirá normalmente o resultado do tratamento complementar a que foram submetidas as lamas primárias apresentando sobretudo um teor em N mais elevado e uma razão C: N muito baixa que lhes confere um carácter alcalinizante menos acentuado que o existente nas lamas primárias e a presença de substâncias potencialmente fito-tóxicas torna-se menos evidente, e muito provavelmente mais reduzida (Santos, 2001). Uma caracterização geral das lamas secundárias está descrita no quadro 6.

**Quadro 6.** Características químicas das lamas secundárias.

Fonte: Nunes, 2008.

Propriedade química	Lamas secundárias
C (g/kg)	283
pH	7,8
N total (g/kg)	26,7
K (g/kg)	0,90
P (g/kg)	15,3
Na (g/kg)	6
Ca (g/kg)	25,6
Mg (g/kg)	2,60
Fe (g/kg)	3,05
Cu (g/kg)	$22,75 \times 10^{-3}$
Mn (g/kg)	4,03
Zn (g/kg)	$58,50 \times 10^{-3}$
C: N	10,6
C: P	18,5
Ca:Mg	9,8

### 2.3.Métodos de eliminação de resíduos

Nas últimas décadas a hierarquia de resíduos tem sido o princípio orientador da política de gestão de Resíduos Europeia, com o objectivo de reduzir as quantidades totais de resíduos de forma a salvaguardar energia e recursos. Vários estudos ligados à hierarquia de resíduos concluíram que se deveria dar prioridade ao processo de reciclagem em detrimento da incineração e da deposição em AS. (Brisson, 1997).

A opção de eliminação em AS torna-se quase inevitável, sendo este o método mais comum de eliminação (Stein *et al.*, 1989). Efectivamente, o AS é um órgão imprescindível porque é comum a toda a estrutura de equacionamento de resíduos sólidos. Apresenta algumas vantagens como uma grande flexibilidade para receber uma gama muito grande de resíduos, fácil operacionalidade, relativo baixo custo comparativamente a outras soluções, disponibilidade de conhecimento, não conflituante com formas avançadas de valorização dos resíduos, devolução da utilização do espaço imobilizado durante a fase de exploração e potencia a recuperação de áreas degradadas (Russo, 2003). Está no entanto a aumentar a sua dificuldade em executar devido ao seu rápido preenchimento, oposição pública na abertura de novos aterros (Rouleau & Sasseville, 1996), problemas relacionados com lixiviados e acima de tudo uma má gestão. Em muitos casos os custos de abertura de um novo aterro são proibitivos devido simplesmente a restrições legais (Lagacé *et al.*, 1998).

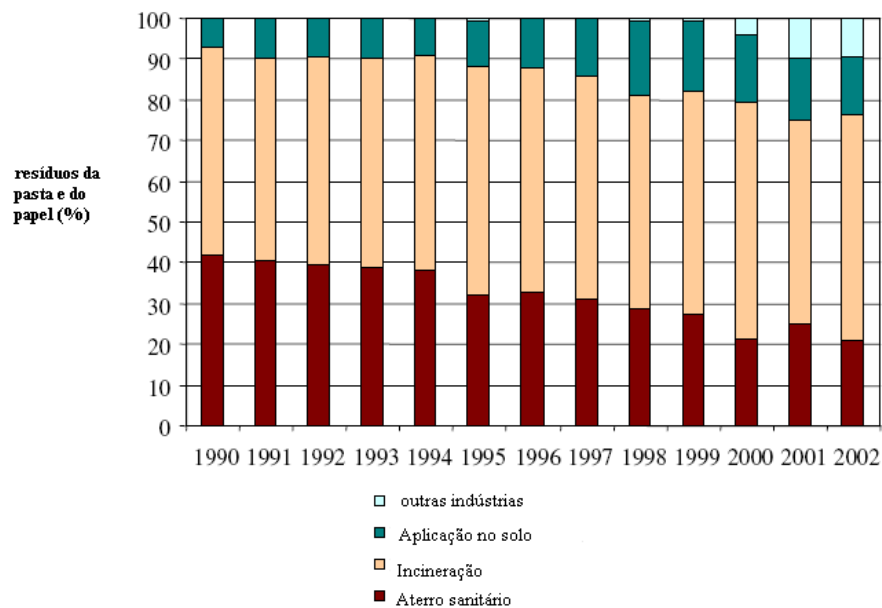
A incineração é o segundo método mais utilizado para tratamento dos resíduos sólidos, tanto urbanos como industriais, utilizada em especial nos países nórdicos devido à necessidade de diversificação das fontes energéticas para aquecimento, à elevada densidade populacional e à falta de terrenos apropriados para outras soluções. A incineração tem vantagens na redução do volume a depositar em aterros, que pode chegar a 90%, na eliminação de resíduos e tóxicos e na produção de energia sob a forma de electricidade ou de vapor de água (Russo, 2003).

No entanto apresenta vários inconvenientes como os elevados custos de combustível suplementar, alto custo capital e a poluição do ar (Mahmood *et al.*, 2006). Esta técnica pode ser aplicada a quase todos os tipos de lamas, incluindo as lamas biológicas ou secundárias, contudo devido à humidade e ao conteúdo em cinzas da maioria das lamas o processo de incineração pode ser deficiente em produção de energia.

Aparentemente os métodos de gestão destes resíduos foram aceites no passado mas não podem ser considerados como uma solução definitiva para atender aos requisitos presentes e futuros (Jala & Goyal, 2006). Preocupações ambientais e realidades económicas levam a um incentivo para o desenvolvimento de novas tecnologias de gestão para estes resíduos, nomeadamente as que privilegiem a sua valorização potenciando a produção de novos produtos (Mahmood & Elliot., 2006).

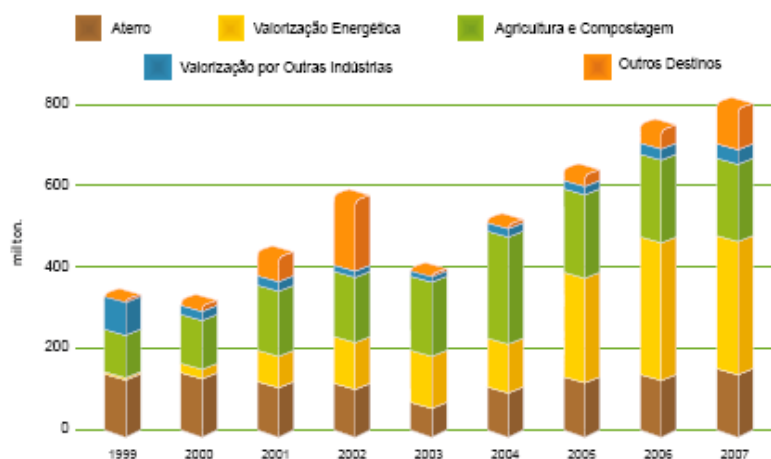
Encontrar um destino final ambientalmente adequado e economicamente viável ainda é um desafio para pesquisadores e gestores públicos. De entre as propostas, o seu uso como fertilizante orgânico e/ou condicionador de solos em áreas florestais é apontado por diversos autores como uma alternativa promissora (Faria & Rodrigues., 2001).

A aplicação no solo leva a que os materiais com destino aos aterros e incineradores possam ser utilizados pelas suas propriedades naturais como benefício para o solo, levando-nos a tirar vantagens dos atributos positivos dos RIPP enquanto elimina as consequências negativas dos outros métodos de eliminação. Este método de valorização representava até ao ano de 2002 pouco mais de 10%, figura 4.



**Figura 4.** Aplicações de resíduos da pasta e do papel na Europa.  
 Fonte: (CEPI, 2006)

No entanto já se começa a observar uma certa preocupação relativamente a estes métodos de eliminação como se verifica pela figura 5. Como destino final dos resíduos destacaram-se no ano 2007 em Portugal, a aplicação de lamas e cinzas na agricultura e compostagem, correspondente a 24% do total de resíduos, e a valorização energética, que representou 41% enquanto a deposição em AS absorveu 19% dos resíduos produzidos.



**Figura 5.** Destino dos resíduos produzidos.  
 Fonte: (CELPA, 2008)

### **2.3.1. Aplicação no solo**

A aplicação no solo, como estratégia de gestão de resíduos, é uma prática antiga. Estrumes animais, resíduos sólidos urbanos e palha têm sido utilizados para aumentar a fertilidade do solo desde que o homem conheceu a agricultura. Com o tempo, as estratégias de aplicação têm evoluído e passaram a incluir lamas biológicas municipais, resíduos de madeira, e outras descargas orgânicas industriais tais como os RIPP (*Pulp & Paper Association*, s.d).

A aplicação no solo deste tipo de resíduos industriais está a cativar várias indústrias papeleiras e felizmente Portugal já começa a manifestar esse interesse, permitindo não apenas uma forma de reciclagem e valorização destes resíduos como também benefícios ambientais e económicos. Como já foi referido a maior problemática de gestão de RIPP são as cinzas da caldeira de biomassa e as lamas geradas a partir do tratamento do efluente, pois são os resíduos gerados em maiores quantidades. Estes resíduos são actualmente já em grande parte, transportados para solos agrícolas e sobretudo para solos florestais dentro das unidades florestais de gestão das próprias empresas.

O solo, devido às suas características físicas, químicas e biológicas é um atraente meio de depuração destes resíduos. A eficiência do solo em depurar resíduos deve-se principalmente à sua grande biodiversidade.

As lamas da IPP são maioritariamente constituídas por fibras de madeira (90% da sua matéria seca), e estas contêm celulose, hemicelulose e lenhina como maiores componentes. Existe uma opinião geral que a decomposição da matéria orgânica fresca no solo é rápida e maioritariamente determinada pelo desaparecimento da celulose livre (holocelulose), enquanto a segunda fase é de decomposição lenta e guiada pela degradação da celulose incrustada na lenhina (lenhino-celulose) (Berg *et al.*, 1984). A proporção de material remanescente contabilizada por compostos como a lenhina aumenta com o tempo durante a humificação da matéria orgânica. A lenhina é considerada a fracção mais recalcitrante do tecido das plantas (Aber *et al.*, 1990) e como um precursor de substâncias húmicas no solo.

As lamas da IPP aparentam ter características de decomposição semelhantes aos materiais orgânicos que são comumente adicionados ao solo (Chantigny *et al.*, 2000).

A aceitação pela sociedade deste tipo de processamento de resíduos depende do controlo e monitorização dos níveis poluentes, de forma a melhorar a qualidade e imagem pública destes (Anderson, 2001).

Antes de se proceder à sua aplicação uma investigação exaustiva de possíveis efeitos na fertilidade dos solos, fauna, ciclo da água, cadeia alimentar e populações humanas deverá ser efectuada para determinar o nível aceitável de contaminantes dos resíduos destinados para uso agrícola (Anderson, 2001), assim como uma informação completa sobre os nutrientes dos solos e de como eles afectam as florestas é muito importante para uma gestão florestal sustentável (Landsberg & Gower, 1997).

De um modo geral, há um consenso entre os investigadores de que as áreas florestais são mais adequadas para o uso de lamas do que as áreas agrícolas, devido a alguns factores entre os quais:

- As companhias papeleiras têm as suas próprias unidades florestais e muitas vezes relativamente perto, por isso os custos elevados associados ao transporte dos resíduos é minimizada;
- Muitas florestas são limitadas no seu crescimento devido a deficiências nutricionais, as quais podem ser encontradas nos resíduos, especialmente N e P. A carência de nutrição adequada é o principal factor limitante da produtividade em florestas (Heilman 1981; Barros *et al.*, 1990).
- Muitos solos florestais têm produtividade marginal devido à sua textura geralmente pobre, já que normalmente os solos altamente produtivos são utilizados como zona agrícola. O acréscimo de matéria orgânica proveniente de resíduos orgânicos pode melhorar bastante tanto a retenção de humidade como os nutrientes no solo (Harrison *et al.*, 2003).
- Uma vez que pequenas quantidades de alimentos são colhidos de áreas florestais em comparação com áreas agrícolas, muitas das preocupações com a saúde pública e regulamentações de aplicação de resíduos no solo não precisam ser tão críticas quanto aquelas associadas com áreas agrícolas (Harrison *et al.*, 2003).
- Teoricamente, os solos florestais têm boas propriedades para receber a adição de resíduos orgânicos, incluindo: uma grande taxa de infiltração que deve minimizar o potencial de escoamento superficial, e um sistema de raízes perenes que na maioria dos casos assimila nutrientes durante todo o ano (Harrison *et al.*, 2003).

As lamas da IPP contêm vários elementos essenciais para as plantas que podem ser benéficos para devido à sua limitação nas florestas. Alguns desses elementos são: o azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) (Vance, 2000), contudo as concentrações de nutrientes das lamas podem variar de acordo com o método de produção utilizado e o nível de decomposição microbiológica que ocorreu.

As lamas primárias que representam cerca de 40% do total gerado (Vance, 2000) apresentam geralmente uma razão C: N bastante elevado (e.g. 100 – 300:1), tornando-as uma significativa fonte de carbono, a matéria orgânica contida nestas pode aumentar a capacidade de retenção de água e nutrientes em solos arenosos, assim como o arejamento e a permeabilidade em solos argilosos.

As lamas secundárias por sua vez apresentam rácios C:N bastante baixos, uma vez que são adicionados nutrientes para aumentar a decomposição microbiológica.

Quer as primárias quer as secundárias podem fornecer uma fonte significativa de macro e micronutrientes ao solo para assimilação das plantas (Camberato *et al.*, 1997).

A aplicação de lamas no solo com baixa concentração de N pode levar à imobilização temporária deste nutriente no solo (Camberato *et al.*, 1997; Henry, 1986). No entanto estes efeitos podem ser minimizados pelo controlo da taxa de aplicação e plantações após algum períodos de tempo de aplicação, assim como aplicação de fertilizante (Simpson *et al.*, 1983). Inversamente, grandes quantidades de N podem potencialmente causar lixiviação de nitratos (Bockheim *et al.*, 1988; Feldkirchner,*et al.*, 2003; Stites, 2000). Existem ainda alguns problemas relacionados com as concentrações em metais pesados, no entanto estes têm vindo a diminuir significativamente nos últimos anos devido a uma melhoria dos processos de produção, não se manifestando um aspecto de preocupação (Camberato *et al.*, 1997; Vance, 2000), assim como alguns problemas relacionados com orgânicos nocivos, tal como dioxinas que estão normalmente abaixo dos níveis máximos regulamentados (Gillespie & Abbott, 1998).

#### 2.3.1.1. Aplicação de cinzas

As cinzas são normalmente misturadas com as lamas primárias e secundárias, numa fracção mais reduzida de aproximadamente 30 - 70% em volume respectivamente, tornando-se também a sua caracterização um aspecto importante.

As cinzas resultam da queima de biomassa na caldeira, ficando retidas no electrofiltro, são geralmente pobres em N e S uma vez que estes nutrientes são volatilizados durante

a combustão, assim como também algum P e K podem ser perdidos com temperaturas mais elevadas. Em geral contêm elevadas concentrações de sais, óxidos e hidróxidos de Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Na e K que podem ser similares com os fertilizantes comerciais comparando a sua assimilação para as plantas (Mitchell & Black, 1997; Vance, 2000). Em relação a metais pesados as concentrações são geralmente baixas (Vance, 2000), se não houver adição de outros combustíveis que os possam conter (Campbell, 1990).

Contudo devido às actividades antropogénicas, as florestas estão constantemente sujeitas a deposições atmosféricas de metais que se acumulam na madeira e acabam nas cinzas.

A reciclagem das cinzas nos solos florestais pode combater a acidez do solo devido ao seu elevado pH, manter o balanço de nutrientes (Jacobson *et al.*, 2004; Moilanen *et al.*, 2002; Mandre *et al.*, 2006) e teor em sais (Clapham & Zibilske, 1992).

Alguns autores sugerem no entanto uma proibição de elevadas distribuições de cinzas nos solos devido a uma limitação de micronutrientes necessários para a nutrição das plantas (Mahmood *et al.*, 2003).

Perrucci *et al.*, (2008) realizaram estudos para determinar as alterações das características físico-químicas e bioquímicas em solos mediterrânicos após a adição de cinzas e concluíram que as propriedades dos solos podem ser afectadas pelos elevados rácios de cinzas, mas estes efeitos quando presentes desaparecem um ano após o início da aplicação.

Oldare *et al.*, (2009) ao efectuarem um estudo para observar potenciais efeitos na nitrificação/desnitrificação em solos agrícolas após a aplicação de cinzas frescas e compostadas verificaram que as cinzas são uma importante fonte de energia para os microrganismos existentes, contudo a sua taxa de aplicação deve ser controlada em solos agrícolas onde apresentaram algum efeito tóxico.

#### 2.3.1.2. Aplicação de lamas

Muitos estudos têm sido realizados de forma a indicar os benefícios da aplicação no solo das lamas da IPP (Henry *et al.*, 1993; MacDonald *et al.*, 1994; Beyer *et al.*, 1997; Camberato *et al.*, 1997; Tripepi *et al.*, 1994) entre os quais os mais generalizados são: a elevação do pH com conseqüente aumento da disponibilidade de determinados nutrientes; aumento da capacidade de retenção de água e do teor em carbono, melhoria da estrutura e textura do solo, promovendo assim a drenagem, arejamento, penetração

das raízes e redução dos riscos de erosão que são particularmente importantes em climas mediterrânicos; aumento do pH em solos ácidos devido ao sistema carbonato/bicarbonato, contudo, dever-se-á ter em conta quando aplicadas em solos neutros ou básicos (Albiach *et al.*, 2001; Chantigny *et al.*, 2000; Fierro *et al.*, 1997, 1999, 2000; Simard *et al.*, 1998; Trépanier *et al.*, 1996; Vasconcelos & Cabral, 1993); aumento da capacidade de troca catiónica; melhoria das propriedades físicas como a granulometria e densidade do solo. As partículas finas e os materiais orgânicos podem melhorar a capacidade do solo em reter humidade e nutrientes de uma maneira imediata e prolongada (Guerrini *et al.*, 2000). As produtividades de curto e longo prazo podem ser melhoradas.

Através de um estudo onde se pretendia examinar a influência de várias adições de lamas e cinzas da IPP nos solos florestais, Feldkirchner *et al.*, (2003) não constataram quaisquer efeitos no crescimento das árvores, apenas pareceu existir uma relação entre a produção da madeira com a aplicação das cinzas que parece estar correlacionado com o K existente nas folhas.

Em relação a efeitos de toxicidade causados pelos lixiviados nos solos e no crescimento de algumas espécies de árvores, *Eucalyptus globulus* e *Pinus radiata*, não foram observados quaisquer efeitos (Jordan & Rodriguez, 2004).

A incorporação destes resíduos como condicionadores de solo foi investigada em viveiros com três espécies florestais diferentes: *Douglas-fir* (definição inglesa para algumas espécies de coníferas), *Wester White Pine* (*Pinus monticola*) e *Noble-fir* (*Abies procera*) (Henry, 1986). A adição de lama secundária produziu respostas excelentes de crescimento com médias de 246%, 107% e 207% superiores às testemunhas nas espécies *Douglas-fir*, *Western White Pine* e *Noble fir*, respectivamente e crescimentos médios de diâmetro de 214%, 116% e 167% sobre as testemunhas, respectivamente. No entanto com a adição de lamas primárias o crescimento médio em altura foi significativamente reduzido: 68%, 85% e 78% sobre os controles em *Douglas-fir*, *Western White Pine* e *Noble fir*, respectivamente tal como um diâmetro de 68%, 89% e 70% sobre os controles, respectivamente.

Num outro estudo de campo os resultados foram inversos (Henry, 1991). Resíduos de IPP foram aplicados na superfície de uma plantação de *Cottonwood* híbrido (*Populus deltóides* x *P. trichocarpa*). A aplicação de lamas secundárias resultou, no final de três

anos de observação, em acréscimos médios em altura e diâmetro de 256% e 381%, respectivamente maiores do que as testemunhas, enquanto a adição das lamas secundárias levou a resultados na ordem dos 94% e 92%, respectivamente, maiores que as testemunhas.

Num estudo de avaliação de impactos da aplicação no solo de lamas da IPP, realizado por Bostan *et al.*, (2005) verificou-se que se a taxa de aplicação de 20 t/ha não for excedida não existem quaisquer efeitos adversos nas plantas, nem nas comunidades de minhocas nem nas águas receptoras por escoamento superficial.

Contudo, cada tipo de lamas de cada unidade industrial em particular, deve ser estudada rigorosamente antes de se proceder à sua aplicação.

A presença de contaminantes orgânicos tais como dioxinas e policlorinados bifenis (Bellamy *et al.*, 1995), a elevada relação C:N das lamas primárias (Beauchamp *et al.*, 2002) e os potenciais metais pesados perigosos nas lamas combinadas com cinzas têm vindo a sugerir possíveis problemas na sua aplicação nos solos, tal como verificado por Williams *et al.*, (1996) que observou um aumento em metais pesados nas águas subterrâneas na floresta ao longo da costa Atlântica após 44 t/ha de cinzas. No entanto, o efeito oposto também se verifica, vários autores admitem que a utilização das lamas da IPP pode ser uma boa prática para a remediação de solos contaminados por metais, permitindo uma redução da fito e biodisponibilidade de vários metais pesados (Brown *et al.*, 2004). A matéria orgânica é capaz de formar complexos estáveis com vários metais, os silicatos são materiais com elevada capacidade de troca catiónica e o sistema carbonato/bicarbonato é capaz de aumentar os valores de pH do solo. Estas características químicas são capazes de reduzir a fracção móvel de metais nos solos poluídos (Calace *et al.*, 2000, 2002).

Em relação à microbiologia do solo as conclusões variam mais uma vez segundo os autores. Jordan (2002) concluiu não haver quaisquer alterações nas populações microbiológicas quando as lamas são adicionadas aos solos. Perkiomäki & Fritze., (2002) por sua vez, verificaram um aumento na actividade microbiológica mas Bååth *et al.*, (1995) observaram que elevadas taxas de aplicação de cinzas reduz a biomassa microbiológica, afectando mais os fungos que as bactérias. O impacto a longo termo nos diferentes grupos de organismos da aplicação de lamas no solo é desconhecido e são

problemas potenciais que devem ser abordados para se continuar a praticar a aplicação no solo de forma sustentável.

Alguns aspectos devem ainda ser considerados, uma aplicação que exceda a capacidade de retenção e assimilação do solo poder ter impactes nas águas receptoras e na produtividade da vegetação.

Pesquisas conduzidas por Stanosz *et al.*, (1995) sugerem que a produtividade florestal pode ser ameaçada quando as lamas são aplicadas devido a uma intensificação dos efeitos nutricionais (Lokke & Van Gestel, 1998).

Associados ao acto de espalhamento das lamas no solo poderão existir alguns problemas relacionados com a compactação do solo durante o processo (Bostan *et al.*, 2005).

No entanto, é geral a escassa informação sobre o destino e impacte dos constituintes dos resíduos quando aplicado no solo, tanto para organismos terrestres como para organismos aquáticos, quando existe escoamento superficial para as águas receptoras (Ferrari *et al.*, 1999).

Efeitos relacionados com elevados teores de sais e a deficiência em N têm sido minimizados pelo controlo das proporções da aplicação de lamas e pelo período de espera antes da plantação (Simpson *et al.*, 1983).

Certamente, a capacidade de um ecossistema florestal para processar os resíduos sem causar impactos ambientais adversos não pode ser previsível até ser feita uma avaliação holística ambiental da recepção dos sólidos pelo ecossistema, envolvendo grande controlo laboratorial e monitorização no terreno.

## **2.4. Plano de aplicação**

Para que todo o processo de aplicação no solo seja bem sucedido deve ser controlado, atendendo às boas práticas ambientais sendo necessário e de extrema importância a concepção de um plano de aplicação antes de se iniciar a actividade.

A aplicação no solo não é um processo complicado, no entanto, requer alguns procedimentos para garantir que os programas de aplicação são conduzidos de forma segura e sustentável, entre os quais:

- Assegurar a qualidade dos resíduos da IPP através de testes laboratoriais independentes;

- Selecção dos locais de aplicação e taxas de aplicação baseados em propriedades ambientais, agronómicas e critérios de ordenamento do território;
- Desenvolvimento de planos de transporte, armazenamento, modos de aplicação no solo e monitorização dos RIPP.
- Manter a comunidade informada.

Uma aplicação em solos florestais ou agrícolas é precedida pelos seguintes passos:

1 - Inicialmente o primeiro factor a ter em conta é a recepção de informação das quantidades de resíduos a valorizar, esta informação é fornecida pela própria fábrica.

2 - O segundo passo deverá ser a selecção de áreas, em que é de extrema importância para a empresa a distância ao centro fabril, a acessibilidade, a orografia do terreno, a dimensão e a localização deste. Muitas destas áreas podem ser unidades de gestão da própria empresa (preferencialmente), mas muitas vezes podem ser áreas arrendadas ou de terceiros.

3- Para além de várias visitas ao local de forma a validar a zona como um possível receptor dos resíduos, é necessário efectuar o levantamento topográfico do local e uma recolha de amostras do solo, recolha que deverá ser feita de acordo com o procedimento constante no Decreto-Lei n.º 118/2006 e analisada também segundo os parâmetros exigidos no mesmo decreto – Lei.

4- Um dos passos fundamentais quando se pretende efectuar a aplicação destes resíduos nos solos é o processo de licenciamento (DRAP e CCDR), devendo ser efectuado um pedido deste junto das autoridades licenciadoras, de acordo com o modelo de requerimento constante do anexo III do Decreto-lei n.º 118/2006 e que dele faz parte integrante.

5 – Após toda a parte burocrática realiza-se o programa de distribuição, em que o espalhamento deverá respeitar as condições constantes no parecer emitido pela DRAP territorialmente competente.

### 2.4.1 Aplicação

Uma grande variedade de tecnologias para o espalhamento dos resíduos tem sido desenvolvida. A tecnologia escolhida é em maior parte dependente do teor em sólidos dos resíduos, do tipo de local e da acessibilidade.

Normalmente as zonas de aplicação dos resíduos da IPP no solo são basicamente duas: os solos agrícolas e os solos florestais, como já foi referido.

Quando se tratam de aplicações em solos agrícolas geralmente as indústrias deixam as lamas disponíveis para os agricultores espalharem nos seus campos, com o seu próprio equipamento. Os resíduos são normalmente incorporados no solo quando os campos estão a ser preparados para as plantações, podendo receber uma ou mais aplicações de lamas por ano, durante um ano ou mais anos (EPA, 1991), de acordo com o tipo de solo segundo o Decreto-Lei nº118/2006.

A aplicação em solos florestais é a mais comum onde a maioria das áreas pertence normalmente às empresas produtoras dos resíduos.

A aplicação em solos florestais é normalmente acompanhada pelo espalhamento em zonas antes da sementeira ou por pulverização em forma líquida, no entanto, em Portugal este último caso não é muito comum (EPA, 1991).

As práticas de aplicação podem variar consideravelmente entre as regiões, fábricas e locais de aplicação. As características apresentadas são baseadas nas descrições encontradas na literatura geral EPA (1991):

A aplicação pode ser efectuada em três situações diferentes: em áreas de corte raso, aplicações em plantações jovens, aplicação em plantações adultas (Harrison *et al.*, 2003).

- **Corte raso**

As áreas de corte raso oferecem os locais mais fáceis e económicos para aplicação dos resíduos. Quando a aplicação for realizada antes da plantação das árvores, muitos dos métodos de aplicação utilizados na agricultura também são apropriados neste caso.

Os veículos podem descarregar directamente na área a ser plantada, seguindo-se de dispersão por tractor e grade. A aplicação será mais ou menos difícil, dependendo da preparação da área (remoção de troncos, queima ou manutenção dos resíduos de colheita, etc.), declive, condições do solo e condições climáticas. Outras opções

disponíveis são: sistemas temporários de rega por aspersão, injectores e aspersores para matérias mais líquidas e reboques especiais ou adaptadas espalhadoras de resíduos para materiais mais sólidos (Harrison *et al.*, 2003).

- **Plantações jovens**

As aplicações de resíduos em plantações jovens já estabelecidas, reduzem os problemas com competição e animais. Entretanto, algumas das alternativas de aplicação utilizadas para áreas de corte raso não são apropriadas para este caso.

Este método requer a construção de trilhos de aplicação. A época é um factor importante quando se faz a aplicação sobre a copa das árvores, sendo favorecida a aplicação nos períodos mais secos (Harrison *et al.*, 2003).

- **Plantações adultas**

As aplicações em plantações mais velhas têm a vantagem de os resíduos poderem ser aplicados durante todo o ano, excepto em época de chuva, segundo a legislação nacional. Os métodos de aplicação são similares aos usados em plantações jovens, embora algumas das alternativas possam ser eliminadas quando as plantações não são alinhadas (Harrison *et al.*, 2003). É no entanto o local em que a aplicação se torna mais difícil.

## **2.4.2. Transporte**

Vários meios de transporte estão disponíveis para efectuar a deslocação das lamas desde o Centro fabril, CF ao Local de aplicação, LA. A forma de transporte mais comum são os camiões, mas também se pode recorrer ao uso de *pipelines*, barcos ou por via férrea. As lamas submetidas ao tratamento de desidratação ficam consistentes e podem ser transportadas por camiões de caixa aberta. As lamas líquidas contêm mais água e têm de se recorrer a camiões de tanque para o seu transporte.

Os mesmos camiões que transportam as lamas até ao local de aplicação podem ser utilizados para o próprio processo de aplicação com equipamento especial (EPA, 1991).

### **2.4.3. Épocas e taxas de aplicação**

As taxas de aplicação de resíduos são baseadas geralmente pela quantidade de N presente nos resíduos ricos em nutrientes (sobretudo as lamas secundárias) ou na contribuição de matéria orgânica dos resíduos para o solo para que se atinja uma percentagem pré-fixa de matéria orgânica no solo. As aplicações com o objectivo único de aumentar o teor de matéria orgânica normalmente são feitas apenas uma vez. Essas doses de aplicação são estabelecidas no Decreto-Lei n.º 118/2006, de acordo com o tipo de solos e o tipo de resíduos a aplicar.

### **2.4.4. Restrições de aplicação**

Sempre que se proceder à aplicação existem algumas restrições que deverão ser consideradas:

- O pH do solo;
- Aplicação de cálcio (sendo os resíduos ricos neste mineral e os solos serem por vezes alcalinos);
- Cumprir os limites estabelecidos no Decreto-Lei n.º118/2006;
- Não aplicar em dias chuvosos;
- O espalhamento deve efectuar-se no prazo máximo de 2 dias após a entrega;
- Não aplicar em culturas hortofrutícolas, prados ou culturas forrageiras nas condições estabelecidas no Decreto-Lei n.º118/2006;
- Não aplicar em solos destinados ao modo de produção biológica;
- Não aplicar a menos de 50 m de captações de água de rega, 100 m de habitações ou captações de água para consumo humano, 200 m relativamente a aglomerados populacionais, escolas ou zonas de interesse público.

### **2.4.5. Selecção do local de aplicação**

Uma vez que os objectivos da aplicação de resíduos em florestas são aumentar o crescimento das árvores, prevenir a contaminação ambiental e minimizar os custos operacionais é importante que as áreas em potencial sejam avaliadas com esses objectivos em mente.

Em particular, deve-se considerar os aspectos físicos dessas áreas, tais como: topografia, acesso á floresta e transporte; solos e geologia; vegetação (características do povoamento e do sub-bosque); recursos fluviais e clima (Harrison *et al.*, 2003), assim como outros factores que tornem os custos viáveis para as empresas sobretudo as distâncias aos CF.

#### 2.4.5.1. Factores topográficos

O critério mais importante é provavelmente a topografia. O declive e a continuidade do local (terreno que não é interrompido por cursos de água, penhascos, etc.) são aspectos importantes. Ambos têm grande impacte na utilidade do local e nos custos do seu desenvolvimento. A continuidade do terreno está relacionada com o número de áreas dentro do local que talvez requeiram áreas de protecção, tais como cursos de água, estradas, terrenos íngremes, etc. Dependendo da distância da área de protecção, essas descontinuidades podem reduzir rapidamente o tamanho de área utilizável e tornar mais difíceis as aplicações. Outro factor que pode melhorar a operação é a posição do terreno, esse aspecto afecta a quantidade de radiação solar recebida pelo local em questão que ajuda a estabilizar os resíduos e também derrete neve e descongela terrenos congelados em regiões propícias a esses factores (Harrison *et al.*, 2003).

#### 2.4.5.2. Factores de transporte e acesso

Frequentemente, o maior custo dos planos de aplicação deve-se ao transporte dos resíduos para o local desejado. Portanto, a distância até ao LA deve ser incluída como um dos principais critérios de selecção. Além da distância, a classe das estradas também afecta os custos de transporte. Outro factor importante é a rota dos veículos longos e pesados usados no transporte onde se deve considerar o limite de peso permitido em estradas e pontes e a passagem por áreas sensíveis (centros urbanos).

Um dos custos principais do desenvolvimento da área é a construção de estradas de acesso onde ainda não existe e sistemas de trilhos. Em muitos locais florestais uma porção significativa desses sistemas já existe, especialmente naqueles em que há utilização intensiva e nos quais as operações comerciais de desbaste ocorreram recentemente.

Frequentemente, o investimento feito na construção de sistemas de acesso é recuperado pelo menos parcialmente durante o corte final da madeira (Harrison *et al.*, 2003).

#### 2.4.5.3. Factores geológicos e de solo

Felizmente os locais mais fáceis de serem desenvolvidos e operados possuem solos que podem beneficiar biologicamente da adição de resíduos, tais como os solos de cascalho ou arenosos. Esses solos não só são deficientes em propriedades que podem ser fornecidas por esses materiais (nutrientes e matéria orgânica), mas também são em geral melhor drenados. A Infiltração/percolação, profundidade do solo, pH e capacidade de troca catiónica (CTC) têm papéis importantes (Harrison *et al.*, 2003).

#### 2.4.5.4. Factores de vegetação e aquíferos

A idade da plantação e as suas condições afectam o método de aplicação e efectivamente de se conseguir aplicações niveladas. A espécie das árvores afecta a taxa de aplicação de resíduos. Um sub-bosque bem estabelecido aumenta a absorção de nutrientes, ajuda a estabilizar as matérias líquidas e produz uma superfície irregular a qual pode minimizar o potencial de escoamento superficial (Harrison *et al.*, 2003).

As taxas de aplicação deverão ser planeadas de modo a minimizar o impacte em águas subterrâneas. Para a maior parte das aplicações de resíduos ricos em nutrientes, a única preocupação é com os nitratos. Aplicações apropriadas são feitas de modo que o N não seja colocado em excesso, de tal forma que não é esperada uma lixiviação significativa de nitratos. Uma vez que a utilização de nutrientes se faz nas camadas superficiais do solo, a distância até ao lençol freático deve ser maior que 0,7 m durante o ano todo.

As áreas de aplicação em geral não devem conter partes substanciais de bacias hidrográficas as quais são usadas para o fornecimento de água potável. Áreas onde há espelhos de água permanentes e como potencial para enchentes devem sempre ser evitadas (Harrison *et al.*, 2003).

#### 2.4.5.5. Factores climáticos

Os factores climáticos a serem considerados na avaliação do terreno incluem a temperatura e precipitação, o número de dias durante o ano em que neva, baixas temperaturas ou chuva que podem interferir na aplicação (Harrison *et al.*, 2003).

Recorda-se que a legislação exige que não deverão ser aplicados resíduos em dias chuvosos.

#### 2.4.6. Custos

Muitas vezes os custos de transporte para o local de aplicação são os maiores custos implícitos numa gestão de resíduos. Em muitos casos pode ser mais que metade do custo total após deixar o CF. Têm um elevado custo primário que depende da distância do local e das condições da estrada. Como tal, poderá ser o factor determinante na escolha de um local, em vez de considerações ambientais ou de respostas de crescimento (Henry *et al.*, 1997). No entanto, como se verifica pelo quadro 7 a aplicação agrícola e florestal encontram-se com os menores custos em relação a outros métodos de eliminação.

**Quadro 7. Custos associados a cada método de eliminação dos resíduos.**

<b>Tipo de eliminação</b>	<b>Custo por tonelada (dólares)</b>
Aplicação agrícola	\$40,40
Aplicação florestal	\$75,56
Minas	\$30,35
Distribuição/comercialização	\$92,11
Aterro sanitário	\$113,54
Incineração	\$ 139, 75
Aterro municipal	\$ 162,00

*Fonte: EPA 2001*

O preço de transporte e distribuição dos resíduos nas áreas florestais é em média entre 90 e 120 euros por ha, variando com o prestador de serviços (Rodrigues, 2009).

#### 2.4.7. Preparação do local

Os locais de aplicação requerem normalmente alguma preparação antes da recepção dos resíduos. O tipo e quantidade de preparação vão variar de local para local, dependendo da consistência da lama, os nutrientes, o tipo de vegetação, culturas que vão ser cultivadas e outras características locais. A preparação do local pode ser necessária para o acesso e transporte e/ou veículos de aplicação, controlo de escoamentos superficiais e

erosão, armazenamento das lamas antes da aplicação e controlo do acesso público aos locais de aplicação (EPA, 2001).

### ***Plano de preparação da aplicação***

Inclui a determinação das taxas de aplicação e a eliminação de áreas inaceitáveis. As taxas de aplicação são tipicamente baseadas nas necessidades de nutrientes do solo, particularmente N, os limites legais para os resíduos e para o solo (de acordo com o seu pH). Também podem ser incluídos balanços de P e K, e metais. O grau de estabilização (redução de patogénicos) é considerado no desenvolvimento de restrições de acesso ao local (Henry *et al.*, 1997).

### ***Plano do local***

Um plano do local, que será submetido à aprovação da autoridade pode incluir: descrição do local com as áreas e tipos de culturas, boletim de análise de resíduos, mapa topográfico, limitações do solo, metodologia de aplicação e esquema de monitorização (Henry *et al.*, 1997).

## **2.5. Compostagem**

O processo de compostagem é definido como a degradação biológica aeróbia controlada dos resíduos orgânicos até à sua estabilização, podendo ser acelerado pelo Homem. É caracterizada por ser um processo de oxidação biológica através do qual os microrganismos decompõem os materiais libertando dióxido de carbono, vapor de água e energia sobre a forma de calor (Zucconi & Bertoldi, 1987; Brito, 2005).

Na Portaria n.º 15/96 de 23 de Janeiro, alínea i), define-se compostagem como um “processo de reciclagem onde há 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”. Constitui uma definição pouco seguida pela maioria dos autores e ao arripio do conceito moderno de compostagem, que é considerado um processo estritamente aeróbio (Russo, 2003).

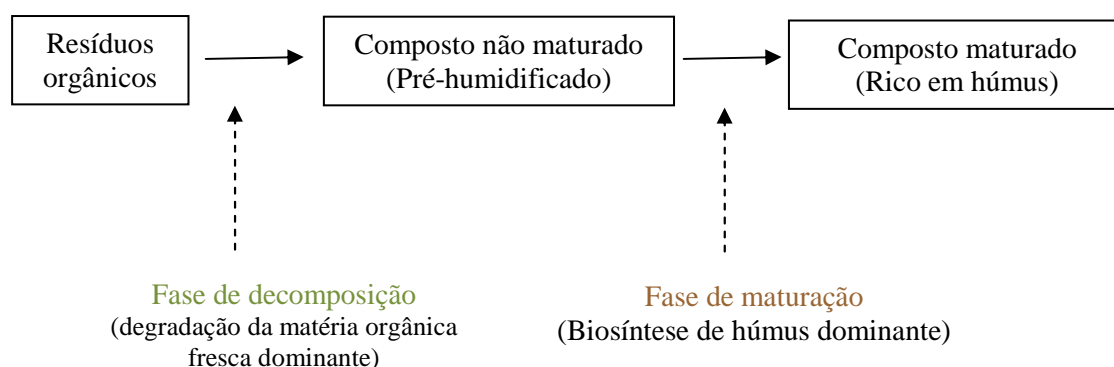
Obviamente que não há ainda uma universalização do conceito de compostagem, apesar de modernamente ser considerado um processo aeróbio que se desenvolve obedecendo a determinados parâmetros de controlo. De facto, ainda há alguns autores que consideram a compostagem um processo que pode ser aeróbio e anaeróbio (Russo, 2003).

Outra definição de compostagem foi apresentada por Haug, em 1980 que a considera um processo aeróbio de decomposição que produz calor que é conservado na massa de acordo com factores físicos tais como a capacidade calorífica, radiação e convecção. O mesmo autor dá uma definição mais lata posteriormente considerando a compostagem um processo biológico de decomposição e estabilização de substratos orgânicos, sob condições que permitam o desenvolvimento de temperaturas termófilas, resultando na produção de calor por via biológica, para produzir um produto final estável, livre de microrganismos patogénicos e de sementes de ervas daninhas, que pode ser aplicado beneficemente nos solos (Russo, 2003).

A técnica de compostagem utiliza os conhecimentos resultantes do estudo da evolução do processo de decomposição/humidificação da matéria orgânica para visando objectivos de natureza ambiental e agronómica, criar as condições na massa de resíduos que permitam o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela decomposição aeróbia, controlando factores nutricionais e ambientais de forma a assegurar a optimização das condições de vida daqueles microrganismos ao longo do processo (Gonçalves & Batista, 2001).

Os principais resultados de um processo de compostagem em condições adequadas são: a obtenção de correctivos orgânicos, a eliminação de substâncias fito-tóxicas, a neutralização de agentes patogénicos, a eliminação de germes/sementes indesejados, o aumento da estabilidade da matéria orgânica, a eliminação de maus odores e o fácil manuseamento (Bertoldi *et al.*, 1982).

A figura 6 esquematiza os principais aspectos de um processo de compostagem



**Figura 6.** Esquema simplificado da evolução contínua dos resíduos orgânicos ao longo da compostagem.  
 Fonte: Mustin, 1987, In: Santos (2001)

Este processo é referido como um dos métodos de destino final de resíduos que requer baixos custos se excluirmos a parte da necessidade de uma grande área para espalhamento dos resíduos e alguns custos adicionais da compostagem (Jokela *et al.*, 1997; Christmas, 2002).

A compostagem pode constituir um processo de tratamento dos resíduos integrado num sistema de reciclagem de materiais ou como um único sistema de tratamento da fracção orgânica dos resíduos.

Entre as principais vantagens dos sistemas de compostagem podem-se citar:

- Rápida decomposição microbiana e oxidação da matéria orgânica tornando-a estável com mínima produção de odores;
- Higienização do material devido às reacções exotérmicas de decomposição;
- A maior parte dos sistemas usam poucas quantidades de energia externa para funcionar, comparando com outros sistemas de tratamento (Pereira Neto, 1987);
- Produção de fertilizantes naturais não contaminantes das águas subterrâneas ou superficiais, como acontece com os fertilizantes minerais (químicos, que lexiviam);
- Grande flexibilidade em escala de operação;
- Tratamento menos caro que os outros tipos de tratamento, quando se entra em consideração com os ganhos ambientais resultantes.

Como limitações ou desvantagens são citadas a necessidade de área disponível maior que para outros processos de tratamento e maior utilização de mão-de-obra (em certas circunstâncias poderá não ser uma desvantagem, mas exactamente o contrário, por absorver mão-de-obra, quase sempre não especializada) (Russo, 2003).

### **2.5.1. Processo de compostagem**

Durante a compostagem os materiais contendo carbono e azoto são transformados em matéria orgânica estável e mais complexa química e biologicamente através de actividades sucessivas de microrganismos, na presença de oxigénio e humidade (Paré *et al.*, 1998). A taxa e extensão desta transformação dependem da disponibilidade dos substratos e das variáveis utilizadas para controlar o processo, podendo até ser adicionados alguns fertilizantes para aumentar o conteúdo em nutrientes. Através desta transformação os microrganismos obtêm energia e nutrientes para o seu crescimento e

reprodução, utilizando as substâncias mais simples passando posteriormente para as mais complexas. A energia não utilizada é libertada sob a forma de calor, sendo também libertados outros subprodutos como dióxido de carbono, água e subprodutos gasosos (Gray *et al.*, 1971; Day & Shaw, 2005) e um composto final constituído por fracções mais resistentes de matéria orgânica, produtos da sua decomposição e organismos vivos ou mortos (Hoitink *et al.*, 1976).

Poder-se-á interpretar a compostagem como sendo um sistema “substrato - microrganismos”, em que o substrato se apresenta na fase sólida, constituída por partículas insolúveis de resíduos orgânicos, sendo a fase aquosa, indispensável ao desenvolvimento microbiano, limitada à camada de água envolvente das partículas. A este sistema está associada uma fase gasosa que ocupa o espaço entre as partículas. Os microrganismos aeróbios exercem a sua actividade metabólica na superfície de separação das fases sólida e líquida, utilizando o oxigénio dissolvido na água.

Assim sendo, a cinética da compostagem (avaliada pela taxa de decomposição dos resíduos orgânicos) é determinada:

- i) Pelas características do substrato, que constitui o suporte físico do processo, retendo a água, promovendo as trocas gasosas, fornecendo energia e nutrientes essenciais aos microrganismos envolvidos e conservando o calor;
- ii) Pela quantidade e diversidade dos microrganismos actuantes no processo;
- iii) Pelos factores ambientais que vigoram à partida e no decurso do processo, que influenciam as condições de vida desses microrganismos (Gonçalves, 2005)

A duração do processo pode ser variável dependendo da composição dos resíduos, da tecnologia seleccionada e, em menor extensão, das características climáticas do local onde o processo é implementado (Martinho & Gonçalves, 2000).

#### 2.5.1.1.Principais factores ambientais

Os factores que afectam o processo de compostagem são os que determinam a existência duma população diversificada de microrganismos necessários para completar a degradação, como sejam: o oxigénio, para suprimir a procura biológica, a temperatura que afecta a velocidade das reacções bioquímicas e a água (expressa em termos de humidade), sem a qual não se processam as actividades metabólicas (Russo, 2003).

Além destes factores ambientais, também é preciso nutrientes balanceados, expressos sobretudo pela relação C:N, em quantidades adequadas para que os microrganismos possam exercer a sua actividade. Outro factor que afecta o processo é de ordem operacional, o tamanho das partículas, ou seja, a granulometria que influencia o arejamento e a estabilidade das pilhas.

Pereira Neto (1987) reconhece que o arejamento, a temperatura, o teor em humidade, a concentração de nutrientes e a granulometria do material são os principais factores que afectam a compostagem. Mas para além destes existem factores importantes a monitorizar durante o processo, sejam o pH, condutividade eléctrica, matéria orgânica, volume e as variáveis microbiológicas.

Todos são possíveis de controlo durante o processo, sendo para tal necessário ter em consideração a sua interacção no desenvolvimento da actividade microbiana ao longo dos diversos estágios daquele processo (Gonçalves, 2005).

#### 2.5.1.1.1. Temperatura

A temperatura é o factor indicativo do equilíbrio biológico, reflectindo a eficiência do processo de compostagem, sendo o factor mais importante para determinar se este se processa correctamente.

A temperatura de um determinado material depende do balanço entre o calor libertado e o calor produzido, a produção de calor depende da velocidade a que os microrganismos estão a efectuar a decomposição (velocidade em que crescem e actuam) e esta depende do teor em humidade, arejamento, relação C:N, forma e tamanho da pilha de compostagem e da temperatura exterior à pilha (Brito, 2005).

Altas temperaturas têm sido consideradas necessárias para uma boa compostagem. No entanto, há limites a controlar, porque uma temperatura excessiva (80 °C) por longos períodos é prejudicial ao processo devido à inibição do crescimento e mesmo à morte de microrganismos não termo tolerantes, reduzindo deste modo a taxa de decomposição (Russo, 2003).

O processo de compostagem pode ser dividido em três etapas tendo em conta a variável temperatura: fase inicial ou mesófila, fase intermédia ou termófila, e uma fase final também denominada de estabilização ou de maturação (Zucconi & Bertoldi, 1987).

*i) Fase inicial ou mesófila*

Esta fase inicial tem uma duração relativamente curta, ocorrendo durante as primeiras 24-48 horas uma vez que a abundância de substratos assegura uma grande actividade microbiológica. Ocorre uma diminuição do pH e um rápido aumento da temperatura, até que esta se eleve aos 40-50 °C sendo decompostas as substâncias de degradação mais fácil (hidratos de carbono, lípidos e proteínas) (Day & Shaw, 2005), dominando as bactérias mesófilas consumidoras destas substâncias (Hoitink *et al.*, 1976).

*ii) Fase intermédia ou termófila*

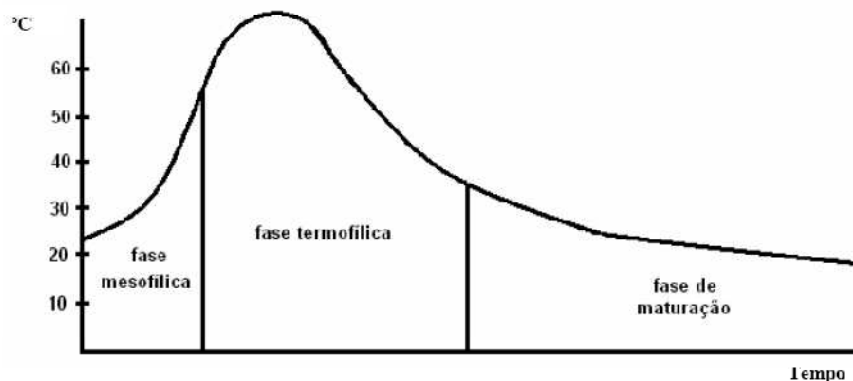
A temperatura ultrapassa 40 a 45 °C. É produzida bastante energia calorífica metabólica através da actividade dos microrganismos originando um aumento da temperatura, as condições tornam-se favoráveis a bactérias termófilas, actinomicetes e fungos e a compostagem entra então na fase termofílica.

Quando o aumento da temperatura atinge o seu valor máximo libertam-se toxinas, degradam-se rapidamente os açúcares, gorduras, amido e proteínas, a maioria dos patogénicos são destruídos, sendo nesta fase que ocorre a maior higienização do material e o pH sobe (Day & Shaw, 2005).

Esta fase pode demorar desde poucas semanas a vários meses e no final desta verifica-se uma diminuição súbita da temperatura.

*iii) Fase final ou de estabilização/maturação*

Com a redução das fontes nutritivas, a actividade microbiana decresce, a temperatura diminui voltando-se a uma etapa mesófila e o material entra em fase de maturação (Day & Shaw, 2005). Nesta última fase de um processo de compostagem observa-se uma diminuição da taxa de decomposição dos materiais, da temperatura e da libertação de toxinas. O pH torna-se ligeiramente alcalino.



**Figura 7.** Evolução do processo de compostagem.

Fonte: Coelho, 2007

Muitos estudos têm sido feitos de modo a estabelecer a temperatura óptima para a compostagem e a sua relação com os microrganismos envolvidos na degradação da matéria orgânica (Nakasaki *et al.*, 1985). Assim, bactérias termofílicas e actinomicetos termofílicos aparecem na massa em compostagem com temperaturas na faixa do 45-50 °C.

Segundo Stentiford (1993) e Beata- Hall *et al.*, (2002), a máxima higienização ocorre a temperaturas de 55 °C. A máxima biodegradação tem lugar a temperaturas compreendidas entre os 45 e os 55 °C e a máxima actividade microbiana ocorre a temperaturas mesófilas, entre os 35 e os 40 °C.

A temperatura afecta assim dois aspectos importantes: a obtenção de compostos higienizados e a taxa de decomposição do material.

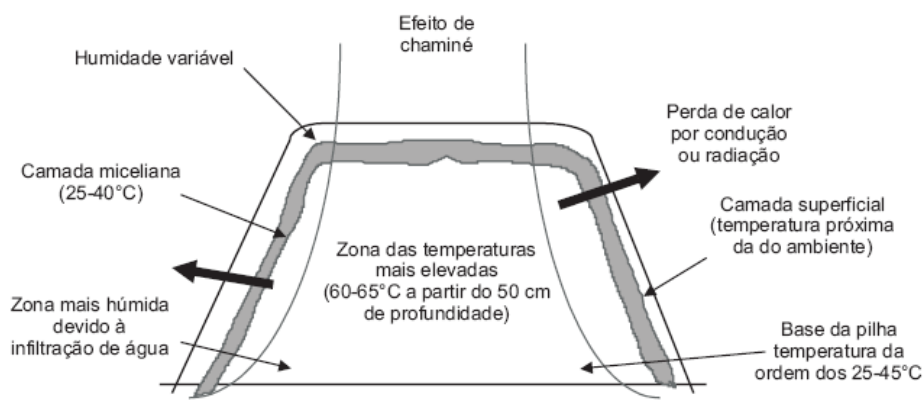
#### 2.5.1.1.2. Humidade

A humidade é um dos factores cujo controlo é de máxima importância nos processos de compostagem. Os níveis máximos admissíveis de humidade no substrato dependem da natureza dos resíduos a compostar.

As necessidades de água variam ao longo da compostagem e são maiores durante a fase de degradação da matéria orgânica facilmente biodegradável (termófila), na qual as bactérias são dominantes, reduzindo-se gradualmente a partir da fase de arrefecimento e humidificação, na qual dominam os actinomicetos e os fungos, que exercem a sua actividade com níveis mais reduzidos de humidade (Golueke, 1991).

Teoricamente deveria ser de 100% para fornecimento de água necessária aos microrganismos na degradação da matéria orgânica, porém, factores operacionais limitam este teor em torno dos 45 a 60% (Golueke, 1991).

Como regra geral, o teor de humidade do substrato no início do processo de compostagem deverá ser da ordem dos 50-55%, não convindo que atinja valores abaixo dos 40%, uma vez que níveis na ordem dos 30% já afectam a actividade de alguns grupos microbianos, cessando toda a actividade microbiológica quando tais níveis são inferiores a 8-12%, inversamente demasiada humidade, impede a difusão do oxigénio para os organismos presentes levando a situações de anaerobiose (Day & Shaw, 2005), à libertação de substâncias tóxicas, tais como metano e ácido acético e podendo ainda ocorrer perdas de nutrientes e organismos por lixiviação. A Figura 8 mostra um exemplo geral de humidade e temperatura nos diversos pontos de uma pilha de compostagem.



**Figura 8.** Corte transversal de uma pilha sem arejamento forçado; temperaturas típicas em vários locais da mesma.  
 Fonte: Merillot (1995) e SONEGA (1991) In Gonçalves, 2005

### 2.5.1.1.3. Arejamento

O arejamento da massa em compostagem deve ser constante para que não se alterem as actividades metabólicas dos microrganismos e o processo de degradação da matéria orgânica seja mais rápido por via da oxidação das moléculas orgânicas presentes na massa.

O ar contido nos interstícios da massa de material é importante para o metabolismo e tipo de microrganismos envolvidos no processo. O dióxido de carbono aumenta gradualmente enquanto o oxigénio vai diminuindo. Em média, a concentração de  $\text{CO}_2 + \text{O}_2$ , nos interstícios é cerca de 20%, a concentração em oxigénio é de 15 a 20% e a de  $\text{CO}_2$  é de 0,5 a 5% (MacGregor, 1981). Quando o oxigénio cai abaixo deste nível os microrganismos aeróbios começam a rarear e aparecem os anaeróbios, levando assim a emanção de gases de cheiro desagradável. Deve realçar-se que num sistema de

compostagem é muito difícil eliminar completamente cheiros desagradáveis, mesmo com uma boa operação do sistema (Russo, 2003).

Para garantir essas condições será necessário manter o espaço intersticial do substrato bem provido de ar, levando a efeito, quando necessário, operações de revolvimento ou forçando a entrada de ar na massa em compostagem por insuflação ou sucção. O revolvimento do material, mistura, homogeneiza, desgasta, reduz a granulometria, redistribui os organismos, água e nutrientes e expõe novas superfícies à colonização, possivelmente com o incremento da taxa de degradação.

Os mais elevados consumos de oxigénio ocorrem para valores de temperatura entre 28° C e 55 °C, em que existe maior actividade microbiológica. Após a degradação rápida as necessidades de oxigénio vão-se gradualmente reduzindo (Gonçalves, 2005).

#### 2.5.1.1.4. Carbono, azoto e relação C:N

Decorre da própria definição de compostagem, como processo biológico, que os elementos de C e N são fundamentais, pois constituem elementos presentes nas células microbianas, em que o C representa em média 50% e N de 2 a 8%. A relação C:N depende dos microrganismos e do meio de crescimento, onde 2/3 do carbono se perde como CO<sub>2</sub> e 1/3 se combina com azoto nas reacções celulares (Russo, 2003).

O carbono tem três funções fisiológicas principais: constituição do material celular, funciona como dador de electrões em metabolismos energéticos e funciona como receptor de electrões em reacções metabólicas de energia. Indo portanto fornecer os materiais orgânicos e a energia (Day & Shaw, 2005).

Por seu lado, o azoto: é o constituinte de proteína, ácidos nucleicos, co-enzimas e aminoácidos, funciona como dador de electrões em reacções metabólicas de energia de certas bactérias e na forma de nitrito e de nitrato actua como receptor de electrões em reacções metabólicas de energia da bactéria desnitrificadora sob condições anaeróbias (Russo, 2003), levando a uma aceleração do processo ao crescimento dos microrganismos.

Deste modo, relação C:N tem sido objecto de pesquisa por parte de muitos autores, que propuseram relações óptimas para a compostagem, como referidas no quadro 8. Apesar

dos valores sugeridos pelos pesquisadores para a óptima relação C/N para a compostagem constata-se que não poderá ser um “ratio” absoluto, mas que varia com as características do material a compostar.

**Quadro 8.** Relações C/N ótimas de compostagem.

<b>Relação C/N</b>	<b>Autor</b>	<b>Ano</b>
<b>30/1</b>	Haug, R. T.	1980
<b>&lt;20/1</b>	Cardenas et al.	1980
<b>20-30/1</b>	Golueke, C. G.	1981
<b>25/1</b>	Bertoldi, et al.	1983
<b>30-40/1</b>	Pereira Neto, J. T.	1989

A biodegradabilidade e equilíbrio nutritivo do substrato podem ser avaliados através da relação C:N, sendo aconselhável que esta relação apresente valores entre 25 e 30 no início do processo, porque:

- i) Em termos médios, o protoplasma da grande maioria dos microrganismos responsáveis pelo processo de compostagem contém cerca de 50% de carbono, 5% de azoto, ou seja, uma relação C/N próxima de 10, pelo que é nesta proporção que os referidos nutrientes são integrados nas células microbianas;
- ii) Do carbono e azoto assimilados, os microrganismos utilizam o azoto para a formação de novas células e somente 1/3 do carbono (20% a 40%), sendo os restantes 2/3 utilizados para obtenção de energia necessária às suas funções vitais, parte da qual é utilizada na respiração microbiana (com consequente produção de carbono e vapor de água) e a restante dissipada sob a forma de calor (Gonçalves, 2005).

Uma relação C:N inferior a 20 faz com que o carbono seja completamente utilizado sem que ocorra a utilização completa do azoto. Pelo contrário, uma relação C:N superior a 30 provoca o crescimento retardado dos microrganismos devido à falta de azoto, causando menor degradação do carbono aumentando a temperatura mais lentamente (Brito, 2005).

#### 2.5.1.1.5.pH

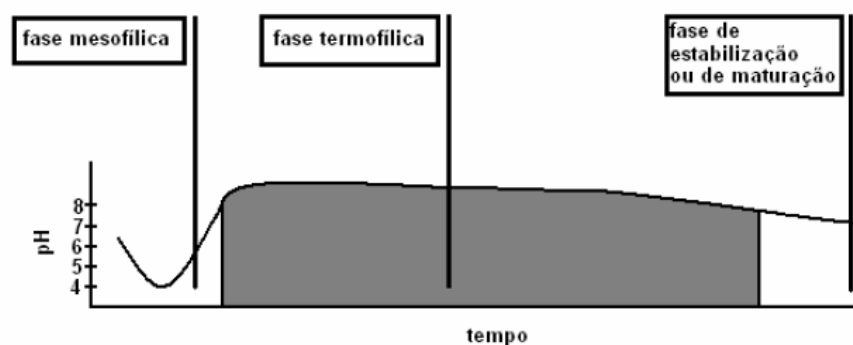
O pH da massa de compostagem não é, usualmente, um factor crítico no processo, e verifica-se a existência de um fenómeno de “auto-regulação” do pH, efectuado pelos

microrganismos no decorrer do processo (Pereira Neto, 1992). Vários autores referem que elevados valores de pH reduzem a disponibilidade de micronutrientes no composto final (Perez-Murcia *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 1999).

Matéria orgânica com o pH a variar de 3 a 11 pode ser compostada, apesar de valores próximos da neutralidade (5,5 a 8) serem considerados melhores porque é nesta faixa que os microrganismos melhor se adaptam. As bactérias preferem ambientes neutros, enquanto os fungos desenvolvem-se melhor em ambientes ácidos. Em termos práticos, o pH de uma pilha não pode ser alterado por factores externos operacionais, pelo menos com facilidade. Geralmente, inicia-se o processo de compostagem com pH a cair para valores baixos, próprios da acção das bactérias formadoras de ácidos na decomposição de material carbonáceo complexo em ácidos orgânicos complexos.

À medida que o processo avança o pH sobe, até chegar a um valor alcalino como resultado da protólise do amoníaco provocada pela decomposição de proteínas (Day & Shaw, 2005).

Apesar do pH óptimo final estar compreendido entre 6,5 e 8,5 é possível utilizar materiais com valores mínimos de pH entre 5,9 e 6,5 e um máximo de 11 (Day & Shaw, 2005).



**Figura 9.** Evolução pH durante a compostagem.

Fonte: Coelho (2007)

#### 2.5.1.1.6. Condutividade Eléctrica

A Condutividade Eléctrica (CE) traduz-se na concentração de sais solúveis presentes na solução do substrato. Depende da natureza dos produtos iniciais e da lixiviação que eventualmente possa ocorrer durante o processo (Reis, 1997).

Tende a diminuir com a compostagem (Brito, 2005), se for muito elevada pode impedir o desenvolvimento das plântulas ao contribuir para aumentar o potencial osmótico, os conteúdos elevados de sal de um composto afectam a germinação das sementes e o estado sanitário das raízes.

A CE mais apropriada para a germinação das sementes e crescimento das plântulas deve estar compreendida entre 0,75 e 1,99 dS/m (no extracto de saturação do substrato) (Abad, 2004).

#### 2.5.1.1.7. Matéria Orgânica

A matéria orgânica, MO, abrange um grupo de substâncias não húmicas bem definidas quimicamente (glúcidos, proteínas, ácidos gordos, lípidos, ácidos nucleicos e lenhinas) e substâncias húmicas (ácidos fúlvicos, húmicos e huminas) (Varenes, 2003).

Geralmente, cerca de metade da matéria orgânica inicial perde-se durante o processo (Sullivan & Miller, 2005).

O teor de MO de um composto de qualidade, depois de estabilizado, varia segundo diferentes autores, sendo o valor mais baixo encontrado na bibliografia de 18%, referido por Ferreira *et al.*, (2002).

#### 2.5.1.1.8. Variáveis microbiológicas

No decurso da compostagem, o material orgânico vai sendo colonizado por microrganismos, que se sucedem de acordo com a evolução das condições do meio, resultante da sua própria actividade. Os organismos presentes podem provir do próprio material vegetal, da atmosfera, da água ou do solo e a sua sucessão encontra-se documentada em diversos trabalhos.

A microbiota activa muda de predominantemente mesofílica nos estágios iniciais para predominantemente termofílica no auge da temperatura (Taiwo & Oso, 2004), sendo a temperatura o factor que mais afecta a população de microrganismos.

As bactérias estão presentes durante todo o processo de compostagem, os fungos atingem a população máxima aos 7-10 dias depois do início do processo e os actinomicetes prevalecem nas etapas finais (Golueke, 1972).

Stentiford (1993) sugeriu que temperaturas entre os 35 e 40° maximizam a diversidade microbiana no processo de compostagem.

Tchobanoglous *et al.*, (1993) observaram que *Salmonella sp.* e *Escherichia coli* podem ser destruídas quando expostas a 60 °C. Com esses valores de temperatura, o processo de compostagem pode eliminar todos os organismos patogénicos e as sementes viáveis de infestantes.

#### 2.5.1.1.9. Granulometria

É um factor importante durante a compostagem, apresentando uma diminuição ao longo do processo devido á actividade microbiana (Raviv *et al.*, 1987), afectando a retenção de água e a porosidade do composto.

Quanto mais fragmentado for o material, maior será a área superficial sujeita ao ataque microbiológico, diminuindo o período de compostagem. (Pereira Neto, 1992), as partículas mais pequenas têm uma superfície específica maior sendo degradadas mais rapidamente (Brito, 2005).

#### 2.5.1.1.10. Densidade aparente

A densidade aparente (Dap) ou peso da unidade de volume de um composto, é afectada pelo tamanho das partículas e pelo grau de decomposição. Geralmente aumenta com o tempo de compostagem, diminuído as partículas (Sullivan & Miller, 2005).

Com o aumento da Dap, as condições de drenagem e a porosidade para o ar diminuem, assim como se incrementa a capacidade de retenção de água (Sullivan & Miller, 2005),

#### 2.5.1.1.11. Volume

Com a decomposição dos materiais durante a compostagem espera-se uma diminuição de metade ou mais do volume da pilha (Brito, 2005). Essa diminuição de peso e volume resulta num aumento da concentração de nutrientes e reduz a necessidade de espaço para transporte (Brito, 2005).

#### 2.5.1.1.12. Índice de Germinação

Um composto com propriedades físicas, físico-químicas ou químicas desfavoráveis ao desenvolvimento vegetal, como a condutividade eléctrica elevada, presença de ácidos alifáticos de cadeia curta, compostos fenólicos, etc., inibem a germinação das sementes e reduzem o crescimento da radícula (Abad *et al.*, 2004).

A fitotóxicidade depende da composição química provocada por substâncias orgânicas e inorgânicas que causam salinidade, desordens nutritivas ou alterações hormonais (enzimas ou hormonas) (Ortega *et al.*, 1996).

Os compostos com índice de germinação superior a 50 % são considerados adequados para o uso agrícola, no entanto, no caso de substratos este valor deve ser superior 65 – 70% (Zucconi, 1981).

O índice de germinação permite avaliar a evolução do composto, sendo provavelmente a prova mais útil para a monitorização do processo (Stentiford, 1993).

### Testes de Toxicidade

Os ensaios em que se quantifica a germinação das sementes, o crescimento da radícula e o crescimento de plantas são as técnicas mais comuns utilizadas para avaliar a fitotóxicidade dos compostos (Kapanen & Itavaara, 2001).

Um dos mais importantes testes de germinação foi o realizado por Zucconi *et al.*, (1981, 1985) que elaboraram um teste para quantificar a fito-toxicidade do composto, tendo o mastruço (*Lepidium sativum*) sido a planta seleccionada devido ao seu rápido crescimento e resposta. (ADAS, 2005)

Para elaboração de um teste de fitotóxicidade requer-se que seja rápido, fácil de realizar, reprodutível e de fácil interpretação (ADAS, 2005).

As plantas teste utilizadas podem ser amplamente variadas por exemplo, plantas como o pepino e agrião (Helfrich *et al.*, 1998), alface e soja (Gundersson *et al.*, 1997). Kiehl, (1985) aponta como plantas indicadoras o agrião e a cevada. Itavaara *et al.*, 1997 propuseram sementes de alface mas observaram uma baixa sensibilidade do teste. Fuentes *et al.*, (2004) concluiu que a germinação das sementes é um teste com menor sensibilidade a compostos tóxicos do que o crescimento das radículas.

Um dos testes para determinar a maturação de compostos orgânicos incluídos no Guia CCME (1996), preconiza que “a germinação de *Lepidium sativum*, em extractos aquosos de composto deve atingir valores acima de 90% de germinação em relação ao controle”. O índice de germinação de sementes representa uma condição química-orgânica que indica a presença ou ausência de compostos orgânicos que podem causar fitotoxicidade.

Segundo Zucconi *et al.* (1981), índices de germinação acima de 50% sugerem que um composto está livre de fitotoxinas e sua aplicação não causará injúrias às plantas, Saviozzi *et al.*, (1992), assumem que as condições de fitotóxicidade desaparecem

quando os índices de germinação atingem valores acima dos 80%, e o para o Conselho Canadense de Ministérios do Ambiente (CCME, 1996) compostos orgânicos deverão atingir valores de germinação acima de 90% em relação ao controle para ser considerado de qualidade.

Pelo exposto, verifica-se a elasticidade dos valores dos índices de germinação (Silva *et al.*, 2007).

### **2.5.2. Sistemas de compostagem**

Ao efectuar-se um sistema de compostagem deve ter-se em conta três objectivos: ser o mais rápido possível, consumir pouca energia e garantir um produto final com boas propriedades sem riscos de utilização. Diferentes técnicas de compostagem podem ser utilizadas, dependendo das condições de utilização e dos objectivos a atingir, podendo todas elas atingir elevadas eficácias relativamente a higienização e estabilização da matéria orgânica, desde que correctamente aplicadas.

A duração da compostagem é fortemente determinada pelo método utilizado, mas não é menos importante a natureza física e química dos materiais a compostar, as condições em que o processo decorre, o grau de controlo efectuado e a própria utilização do produto final.

Bertoldi *et al.*, (1982), acompanhados de vários outros autores, consideram a disponibilidade de oxigénio o principal factor influenciado pela tecnologia do processo de compostagem. Assim, classificam os sistemas de compostagem quanto ao ambiente, em sistemas abertos e sistemas fechados. Nos primeiros a compostagem é realizada ao ar livre, em pátios de maturação, em pilhas revolvidas ou pilhas estáticas arejadas (“windrow”). Nos segundos, em dispositivos especiais, designados por bioestabilizadores, digestores, torres e células de fermentação.

Outros autores preferem uma classificação segundo a temperatura podendo os sistemas ser considerados de criofílicos ou psicofílicos, mesofílicos e termofílicos, ou segundo a biologia em aeróbios, anaeróbios e mistos, dependendo do tipo de microrganismos presentes no processo operem com oxigénio, na ausência ou facultativamente (Golueke, 1991; Cardenas & Wang, 1980; Kiehl, 1985).

No entanto, considera-se que quanto a este último aspecto, a compostagem só pode ser um processo aeróbio, controlado, como definido e entendido modernamente (Russo, 2003).

Uma classificação convencional pode ser a feita por Haug (1980) em sistemas não-reactor e sistemas reactor:

a) Sistemas não reactor

- Pilhas reviradas (“windrow”)
- Pilhas estáticas – sucção de ar, indução de ar, ventilação alternada ou híbrido e indução de ar conjugada com controlo de temperatura.

b) Sistemas reactor

- Reactores verticais: contínuos ou descontínuos
- Reactores horizontais ou inclinados: estáticos ou rotativos.

### 2.5.2.1. Sistema céu aberto

Nestes sistemas, o processo decorre em pátios abertos, quer em pilhas ou leiras amovíveis, quer através de arejamento forçado em pilhas ou leiras estáticas.

As pilhas com *revolvimento mecânico ou pilhas amovíveis* são o sistema mais simples e antigo utilizado no processo da compostagem no qual, as pilhas são revolvidas periodicamente (Rynk & Richard, 2005). O revolvimento mistura e combina os materiais da pilha de forma homogénea, liberta gases e o calor que se encontra no interior da mesma, troca o material frio e oxigenado do exterior pelo mais quente e pobre em oxigénio do interior. Dependendo dos materiais e da agressividade dos equipamentos de revolvimento, este pode também reduzir o tamanho das partículas (Rynk & Richard, 2005).

Apenas em pequenas unidades as pilhas podem ser revolvidas por processos manuais (tal como programas de investigação à escala piloto).

Nos processos estáticos, *pilha estática ou pilha com ventilação forçada*, o arejamento é forçado por sucção ou insuflação, quase sempre seguido de filtragens do ar que fluiu pelo material em compostagem, em filtro biológico, para evitar os maus odores. Este processo é utilizado para melhorar o arejamento e reduzir o tempo do processo mantendo níveis de oxigénio superiores a 18 % (Rynk & Richard, 2005).

Quanto á eficiência do arejamento, o sistema de pilhas estáticas arejadas é superior devido ao suprimento de forma constante.

#### 2.5.2.2. Sistemas Reactor

Como o nome indica, este processo é caracterizado por se processarem os fenómenos de degradação em ambiente fechado. Apresenta custos de instalação mais elevados que o sistema de pilhas mas permite a redução da área necessária para efectuar a fase mais activa do processo e da maquinaria pesada para o revolvimento. Além disso, a proporção do material em que a temperatura se mantém abaixo dos 40 °C é muito menor que em pilhas expostas, podendo ser menor a duração do tratamento pelo calor, devido à maior homogeneidade da temperatura (Russo, 2003).

#### 2.5.4. Agentes “bulking” ou material estruturante

Pode ser necessária ou vantajosa a mistura do material a compostar com material grosseiro (*bulking agent*), para facilitar a circulação do ar.

A compostagem de lamas de águas residuais com a utilização de agentes “*bulking*” pode aumentar a estabilidade da matéria orgânica, inactivar patogénicos, parasitas e aumentar a produção da qualidade do produto.

Uma grande lista de materiais têm sido propostos como agentes “*bulking*”, contudo o mais utilizado são as aparas da madeira e resíduos da poda (Atkinson *et al.*, 1996; Jokela *et al.*, 1997).

Os custos de agente “*bulking*” e os custos de transporte podem ser particularmente relevantes em regiões em que se tem de transportar para outro local, por volta de 20 a 30 euros do custo total, de acordo com os preços em Espanha (Ruggieri *et al.*, 2008), em Portugal podem ascender até 40 euros por tonelada transportada. Por esta razão, quando o substrato tem um elevado teor em humidade em grande escala para o processo de compostagem, o mínimo de quantidades de agentes “*bulking*” são requeridos para manter os níveis adequados de oxigénio no espaço do poro da matriz do composto, sendo a chave para assegurar um bom desempenho uma vez que salva custos e reduz a quantidade de terreno necessária (Ponsá *et al.*, 2009).

### 2.5.5. Qualidade do composto

O indicador fundamental da qualidade de um composto é a resposta observada no desenvolvimento das plantas (Sullivan & Miller, 2005). O conteúdo em nutrientes de um composto, especialmente o azoto assimilável pela planta é o mais importante quando o composto é aplicado como suplemento ou substituto de outras fontes de nutrientes, assim como o teor de matéria orgânica (Sikora, 2003).

Os parâmetros de qualidade dos compostos para uso agrícola estão referidos no Quadro 9.

**Quadro 9.** Parâmetros de qualidade para composto de origem vegetal e animal.

Parâmetro	Valor aconselhável	Valor máximo legal
Matéria Seca (%)	>60	-
Matéria Orgânica (%)	>18	-
pH (em água)	6,5 -8	8,5
Granulometria	99% <40 mm 90% <25 mm	
Impurezas (>5 mm) (%)	0	0,5
Pedras (> 5 mm) (%)	0	2
Azoto total (%)	>0,75	-
Potássio Total (K <sub>2</sub> O) (%)	>0,75	-
Fósforo Total (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) (%)	>0,75	3
Magnésio Total (MgO) (%)	>0,35	-
Cálcio Total (MgO) (%)	>2,6	-
Metais Pesados (*)		
Cádmio (Cd) (mg/kg)		5
Chumbo (Pb) (mg/kg)		500
Cobre (Cu) (mg/kg)		600
Crómio (Cr) (mg/kg)		600
Mercúrio (Hg) (mg/kg)		5
Níquel (Ni) (mg/kg)		200
Zinco (Zn) (mg/kg)		1500

Fonte: Ferreira *et al.*, 2002; (\*) Gonçalves & Batista (2001).

O composto tem várias utilizações na agricultura, florestação, horticultura, combate à erosão e na recuperação de solos degradados. Como correctivo de solos pobres, na recuperação de taludes degradados de estradas e no combate à erosão, tem sido utilizado com bons resultados, designadamente com o rápido recobrimento vegetal e a boa aderência em zonas inclinadas (Pereira Neto, 1987). É uma fonte de nutrientes para as plantas e de matéria orgânica para o solo.

## 2.5.6. Valor agronómico de um composto

### 2.5.6.1. Utilização de compostos como substratos hortícolas

Em horticultura, um substrato é definido como qualquer material sólido, distinto do solo, natural, de síntese ou residual, mineral ou orgânico, que colocado num contentor, estreme ou em mistura, permite o desenvolvimento do sistema radicular, desempenhando um papel de suporte da planta (Abad, 2004).

Qualquer tipo de substrato agrícola deve produzir uma planta de qualidade, sendo de extrema importância para que tal aconteça as propriedades físicas, físico-químicas, químicas e biológicas.

#### Capacidade de arejamento

A capacidade de arejamento é definida como a proporção de volume do substrato que contem ar depois de este ter sido saturado com água e deixado a drenar (Abad, 2004). Um défice temporal de oxigénio pode inibir o crescimento das raízes e da parte aérea da planta que necessita de oxigénio para manter a actividade metabólica e de crescimento. Por sua vez, os microrganismos existentes no solo, também necessitam de oxigénio, deste modo as plantas em substratos orgânicos, onde existem bastantes microrganismos, requerem o dobro do oxigénio do que as cultivadas em substratos minerais (Abad *et al.*, 2004).

#### Capacidade de retenção de água

A capacidade de retenção de água é a quantidade de água retida nos poros após as perdas por gravidade num determinado período de tempo (Sullivan & Miller, 2005).

A capacidade de retenção de água é caracterizada pela curva de retenção de água, característica estática do material. Para determinação da curva de retenção de água, são originadas tensões determinadas por meio de uma coluna de água de altura regulável, normalmente 100 cm de coluna de água (~10 kP), limite a partir do qual se admite poderem as plantas cultivadas em substratos começar a sofrer restrições de crescimento. Relacionando a tensão aplicada e a quantidade de água extraída, obtêm-se a denominada curva de libertação de água, a qual descreve a evolução dos teores de ar e de água com a variação da tensão aplicada (Reis, 1997).

Segundo o método de De Boodt *et al.*, (1974) os valores característicos obtidos são:

- Capacidade de Arejamento (CA): é a diferença em percentagem de volume, entre o espaço poroso total e o teor de água á tensão de 10 cm de coluna de água. Este parâmetro afecta a taxa de infiltração, a qual é normalmente suficiente quando a capacidade de ar é superior a 15%.
- Água facilmente utilizável (AFU): é a percentagem de volume de água libertada pelo substrato quando a tensão aplicada aumenta de 10 para 50 cm. Os valores óptimos de AFU estão compreendidos entre 20 e 30% do espaço poroso total do substrato (Abad, 2004).
- Água de reserva (AR): é a percentagem de volume de água libertada pelo substrato quando a tensão aplicada aumenta de 50 para 100 cm. O seu valor óptimo está compreendido entre 4 e 10% do volume (Abad, 2004).

Podemos ainda considerar outra variável, a água dificilmente utilizável (ADU), que é a percentagem de volume de água retirada a uma tensão superior a 100 cm, que como a designação sugere, está pouco disponível para ser utilizada pelas plantas (Reis, 1997).

### **2.5.7. Aspectos epidemiológicos da compostagem**

Na compostagem moderna, seja qual for o processo, o objectivo primordial é maximizar a actividade microbiana durante a fase termófila do processo (Pereira Neto, 1987), com benefícios na estabilização da matéria orgânica e na higienização da massa em compostagem, tornando o produto seguro e livre de microrganismos patogénicos. Curiosamente, o composto orgânico após o tratamento é um produto praticamente inócuo e não causa incómodos, no entanto, na fase de processamento é passível de causar diversos incómodos, especialmente quando mal operado, não só na vizinhança (maus odores), como aos trabalhadores da unidade de compostagem (aparecimento de doenças ocupacionais).

Na massa de material orgânico em compostagem encontra-se uma população diversificada de microrganismos, sendo alguns deles patogénicos, causadores de doenças e infecções no homem, animais e plantas. Daí as preocupações sob o ponto de vista epidemiológico na compostagem e da reciclagem (Russo, 2003).

Sigsgaard *et al.*, (1997) têm estudado o problema da incidência de doenças do trato respiratório entre empregados de uma unidade de compostagem na Dinamarca, chegando à conclusão que a incidência é de 30 a 50% nesses empregados. Entretanto,

importa notar que se constatou aquelas doenças ocupacionais em unidades com muita baixa frequência de revolvimento dos resíduos orgânicos (Sigsgaard, 1997).

### **2.5.8. Métodos analíticos em compostagem**

Para se estudar as diferentes fases da degradação da matéria orgânica é necessária a realização periódica de acompanhamento e conhecimento das transformações ocorridas. Deste modo são realizadas análises laboratoriais com vista à determinação dos parâmetros de avaliação do processo.

De acordo com os parâmetros usualmente analisados, podemos classificar os métodos analíticos em:

- **Físicos:** temperatura, porosidade, granulometria, volume, densidade e oxigênio na pilha;
- **Físico-químicos:** teor de inertes, humidade, sólidos voláteis, carbono e pH
- **Químicos:** proteínas, gorduras, N, P, K, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Carbono orgânico, celulose bruta e metais pesados;
- **Biológicos** (ou agrícolas): testes de germinação.
- **Microbiológicos:** análise de microrganismos patogénicos.

### **2.5.9. Compostagem de resíduos da Indústria da pasta e do papel**

As lamas compostadas, como o próprio nome indica, são obtidas submetendo as lamas a um tratamento relativamente prolongado (3-4 meses), durante o qual através do controlo de alguns parâmetros ambientais se proporciona a acção de microrganismos.

Estas lamas caracterizam-se muitas vezes por serem pobres em nutrientes (sobretudo as primárias), não sendo facilmente compostadas isoladamente devido a um elevado rácio C:N, a adição de fertilizantes ou materiais com elevado conteúdo em N aumenta a degradação microbiológica sem consequências nefastas para o N absorvido pelas plantas (Zhang *et al.*, 1993; Feagley *et al.*, 1994, Bellamy *et al.*, 1995; Norrie & Gosselin, 1996). A elevada quantidade em celulose, lenhina e cinzas tornam também o material difícil de degradar para os microrganismos. Promover um ambiente que leve ao aumento de organismos celulósicos será a chave do aceleração da estabilização.

A lama da IPP compostada (quadro 10) apresenta em relação às lamas primárias e secundárias, um teor de matéria orgânica muito mais baixo e, sobretudo em relação á lama primária, um teor de macronutrientes principais, fósforo e potássio mais elevados

do que na lama secundária, facto que resultará, certamente, de aqueles elementos terem sido aplicados no processo de compostagem.

**Quadro 10.** Características das lamas celulósicas.

<b>Parâmetros</b>	<b>Lamas primárias</b>	<b>Lamas secundárias</b>	<b>Lamas compostadas</b>
Matéria Orgânica (%)	81,30	89,77	<b>32,80</b>
Azoto (N, %)	0,05	1,69	<b>1,07</b>
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %)	0,05	0,74	<b>2,00</b>
Potássio (K <sub>2</sub> O, %)	0,09	0,80	<b>2,51</b>
Cálcio (Ca, %)	5,30	5,50	<b>6,64</b>
Magnésio (Mg, %)	0,05	0,23	<b>1,13</b>
Razão C:N	<b>943</b>	<b>29</b>	<b>18</b>

Fonte: Santos (2001)

Á semelhança do que se verifica nas lamas secundárias, mas em muito maior extensão as lamas compostadas não apresentam, pelo menos em termos teóricos, factores limitantes à sua utilização. Ficam no entanto restrições de natureza prática e económica, já que não é possível incorporar correctamente quantidades muito elevadas e se trata de produtos que ao contrário das lamas frescas poderão ser agora vendidos aos agricultores a preços relativamente elevados (Santos, 2001).

Evanylo & Daniels (1999) num estudo em que realizaram a compostagem de lamas da IPP verificaram que se produziu um composto estável num intervalo de 8-12 semanas. A razão C:N e o teor em nutrientes indicaram que o composto tem elevada qualidade, uma fertilidade média no crescimento e apresenta-se melhor do que um fertilizante orgânico como fonte de nutrientes e na melhoria da estrutura do solo. A sua aplicação poderá ter um acréscimo na capacidade de retenção de água com a adição de turfa, mas os autores verificaram que também se pode conseguir essa melhoria através de uma melhor homogeneização durante a compostagem.

Trabalhos anteriores realizados por Marche *et al.*, (2001) mostraram que a compostagem de lamas da IPP com a adição de resíduos de madeiras duras pode alcançar grande sucesso se operações chave tais como arejamento, humidade, C:N forem optimizados.

Estudos de campo têm demonstrado a viabilidade das lamas da IPP para compostagem (Campbell *et al.*; 1995; Line, 1995; Rantala *et al.*, 1999).

Carter (1983) efectuou com sucesso a compostagem em grande escala de lamas primárias e secundárias misturadas com cascas de eucalipto. Foi observada uma degradação da celulose de 40% para 19% durante a compostagem. O processo com arejamento forçado levou um mínimo de 60 dias e em alguns casos 90 dias. Altas taxas de degradação foram encontradas quando o material foi misturado com estrume de bovino que poderá ter introduzido uma população de organismos degradadores da celulose o que acelerou o processo.

Os resíduos da IPP compostados quando aplicados em solos arenosos podem aumentar o teor em carbono do solo, estabilizar o C e um aumento da disponibilidade de água para as plantas de 5 a 45% segundo pesquisas realizadas por Foley *et al.*, (2002).

Simard *et al.*, (1998) aplicaram lamas de papel compostadas misturadas com estrume seco (0,10 e 15 t/ha) antes da plantação da couve repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.), e observaram que a produção foi significativamente menor em comparação com fertilizantes minerais de azoto misturados com lamas frescas, devido a uma imobilização de N.

Brito (2005) investigou as respostas de culturas de alfaces (*Lactuca sativa* L.) após a aplicação de resíduos urbanos e lamas da IPP compostadas e verificou uma acumulação de matéria seca que aumentou com a subida das concentrações de lamas compostadas.

Sippola *et al.*, (2003) estudaram várias proporções de lamas da IPP compostadas para a produção de cevada mas não verificaram diferenças significativas entre as produções que receberam fertilização mineral e as que receberam composto e fertilizantes. Contudo, houve um efeito decrescente de fertilização do composto durante o primeiro ano indicando uma imobilização e indisponibilidade de N.

Por sua vez, Evanylo & Daniels (1999) sugerem que as lamas da IPP compostadas são melhores para fornecer os nutrientes necessários para o pimento verde (*Capsicum annum* L.) comparadas com fertilizantes comerciais. Inversamente, Campbell *et al.*, (1995) demonstraram que mistura de resíduos da IPP compostadas e estrume bovino são inibidores para o crescimento do tomate (*Lycopersicon esculentum*), mas sustentável para o crescimento de choupos (*Populus* spp).

Uma avaliação de parâmetros bioquímicos e microbiológicos efectuados por Cunha-Queda *et al.*, (2007) da compostagem de resíduos da IPP com casca de eucalipto e de

pinho demonstraram uma maior actividade microbiológica durante a fase termofílica (> 40 °) do processo. Os valores máximos ocorreram na fase termofílica e mesófila (< 40°), e a maior actividade enzimática ocorreu na biomassa de casca de eucalipto.

Rantala *et al.*, (1999) aplicou lamas da IPP compostadas para cultivar cevada em duas taxas diferentes baseadas na quantidade de P e K suplementados com N (90 kg/ha), os campos de cevada com a aplicação das lamas compostadas tiveram a mesma produção como as fertilizadas por fertilizantes comerciais de NPK.

Vários autores consideraram os efeitos da adição de cinzas às lamas da IPP para compostagem e verificaram que ajuda a alcançar os teores de desejados de matéria seca no início da compostagem, aumentando a porosidade da lama, que por sua vez reduz a densidade e, mais importante ainda, aumenta o fluxo de oxigénio no composto. A adição de cinzas da madeira efectivamente aumenta os macro e micronutrientes do produto final incluindo o fósforo, potássio, magnésio, cálcio, cobre e zinco (Koivula *et al.*, 2004).

## **2.6.Otimização de circuitos**

Os sistemas de Informação geográfica (SIG) são uma ferramenta extremamente útil, com aplicações nas mais diversas áreas, que permitem o armazenamento e manipulação de informação georeferenciada. Os SIG ao permitirem integrar operações correntes dos sistemas de gestão de base de dados com a visualização e análise geográfica proporcionadas pela utilização de mapas, distinguem-se dos outros sistemas de informação, permitindo a análise e interpretação de uma forma expedita e eficaz (Nunes *et al.*, 2002).

O SIG é acima de tudo uma ferramenta de apoio á decisão que envolve a integração de dados georeferenciados, numa ambiente orientado para a resolução de problemas (Sanches, 2000).

Permite o tratamento de grandes volumes de informação, possibilita operações de armazenamento, gestão, visualização e produção de mapas com grande comodidade e eficiência. Consta de uma base de dados espacial, com informação das características geográficas da zona a estudar, e uma base de dados alfanumérica, que inclui aqueles atributos que descrevem as anteriores características (Batista, 2000).

A quantidade de componentes de um SIG operacional varia de autor para autor, no entanto são cinco as suas componentes básicas: *hardware*, *software*, informação, pessoas e métodos.

Ao analisar os problemas de transporte, e ao elaborar modelos, deve-se ter sempre presente as vantagens e as limitações de qualquer das técnicas de optimização ou análise de sistemas. A resolução de problemas de transporte envolve genericamente três etapas: a primeira consiste na obtenção de uma solução básica; na segunda procede-se ao teste dessa solução de modo a concluir quanto à sua natureza, isto é, se é óptima ou não; finalmente, a terceira etapa consiste na passagem dessa solução a outra melhor, caso exista, evidentemente (Guerreiro *et al.*, 1985).

Adicionalmente, podem ser referidos benefícios ambientais para o ambiente, dado que reduções de percurso percorrido causam reduções de poluição atmosférica, de ruído, de consumo de combustível e outros materiais.

## **2.7. Legislação**

### **2.7.1. Aplicação de lamas nos solos**

O controlo dos limites de cargas de contaminantes e as práticas de manuseamento apropriadas mantêm excepcionalmente baixos os riscos associados com a aplicação de resíduos em áreas florestais.

O primeiro normativo relativo a resíduos surgiu em meados dos anos 70 com a Directiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho de 1975. Atendendo a que, as lamas de depuração utilizadas no âmbito da exploração agrícola não estavam abrangidas pelo normativo anterior surge então, a Directiva 86/278/CEE do Conselho, de 12 de Junho de 1986, relativa à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração.

A transposição para a ordem jurídica nacional do normativo anterior é estabelecida pelo Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, relativo à utilização agrícola das lamas de depuração, de modo a evitar os efeitos nocivos sobre o homem, os solos, a vegetação, os animais e o ambiente em geral, ao mesmo tempo que se pretende encorajar a sua correcta utilização. Do presente Decreto, são publicadas duas novas Portarias:

Portaria n.º 176/96 (2.ª série), de 3 de Outubro de 1996, que estabelece os valores permitidos para a concentração de metais pesados nos solos receptores de lamas e nas lamas para utilização na agricultura como fertilizantes, bem como as quantidades máximas que poderão ser introduzidas anualmente nos solos agrícolas;

Portaria n.º 177/96 (2.ª série), de 3 de Outubro de 1996, que estabelece as regras sobre a análise de lamas e dos solos.

Com a publicação do Decreto-Lei n.º 118/2006, de 21 de Junho de 2006, cujo objecto, estabelece a utilização de lamas de depuração em solos agrícolas, de forma a, evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação e para os animais, é revogado, o Decreto-Lei n.º 446/91 e respectivas portarias. Este Decreto consagra uma maior exigência de protecção de valores fundamentais como o ambiente e a saúde humana, que se consubstancia em regras mais restritas no que respeita às análises, às definições, às informações a prestar e às proibições de aplicações de lamas. Assim como valores limites de concentrações de metais pesados nos solos, representado pelo Quadro 11.

**Quadro 11.** Valores limite de concentração de metais pesados nos solos (mg/kg matéria seca) D.L. n.º 118/2006.

Parâmetro	Valores limite em solos com		
	pH≤5,5	5,5 <pH≤7,0	pH>7 8(*)
Cádmio	1	3	4
Cobre	50	100	200
Níquel	30	75	110
Chumbo	50	300	450
Zinco	150	300	450
Mercúrio	1	1,5	2
Crómio	50	200	300

Portaria n.º 335/97, de 16 de Maio, relativa ao transporte de resíduos em território nacional, define as entidades autorizadas a transportar os resíduos, que são exclusivamente o produtor de resíduos, o eliminador ou valorizador dos resíduos e as empresas licenciadas para o transporte rodoviário de mercadorias por conta de outrem.

O aumento significativo da deposição de lamas, de diferentes origens, nos solos, irá obrigar à produção de legislação mais restritiva e adaptada aos novos usos. Assim, a actual legislação comunitária, que regula a deposição de lamas de ETAR, encontra-se em discussão. Prevêem-se alterações aos valores limites de metais pesados nas lamas e

no solo, a inclusão de lamas da indústria do papel e pasta de papel ou de curtumes, entre outras.

### **2.7.2. Utilização do composto**

Alguns países da União Europeia como a Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Espanha, Finlândia, Holanda, Itália e Suécia têm padrões de qualidade para compostos, mas não se verifica uniformidade quer a nível dos parâmetros indicados, quer a nível dos limites propostos.

Em 2001 foi apresentado um documento de trabalho “Biological Treatment of Biowaste – 2<sup>nd</sup> Draft”, no qual são propostos os limites de concentrações de metais pesados e microrganismos patogénicos. São igualmente propostas as classes de qualidade para produtos obtidos através da compostagem.

Em Portugal, e até esta altura, não existe qualquer tipo de regulamentação específica para compostos, contudo em 2001 foi apresentada pelo LQARS/INIAP (Gonçalves, 2001) uma proposta de regulamentação sobre a qualidade de composto para utilização na agricultura na qual foram apresentados os limites de metais pesados para compostos e a classificação dos mesmos em função desses teores.

Em 2004 foi elaborada uma “proposta de norma técnica sobre qualidade de utilizações dos compostos”, (e revista em 2008), baseada na proposta de 2001 e no 2<sup>nd</sup> Draft, onde são estabelecidas especificações para o composto, definidas classes de qualidade, fixados critérios para a sua utilização e restrições para evitar efeitos indesejáveis para o solo, água, plantas, animais e seres humanos; são indicados os resíduos que podem ser utilizados para a produção de composto (Cunha-Queda, 2009).

### 3.CASO DE ESTUDO

O caso de estudo analisado nesta dissertação consiste em verificar e analisar o processo de aplicação no solo de resíduos da Indústria da Pasta e do Papel. São estudadas e comparadas duas opções: o processo de aplicação no solo de RIPP frescos e o de aplicação de RIPP compostados. Estas opções são analisadas a nível económico e ambiental e é discutido o processo de compostagem.

Para a elaboração e análise do caso de estudo é necessário descrever e enumerar um conjunto de parâmetros, que será dividido em 3 grupos: (i) avaliação dos custos inerentes à actividade de aplicação no solo de resíduos frescos, (ii) Processo de compostagem, com avaliação de diferentes parâmetros que permitirá uma análise do ponto de vista ambiental e agronómico do composto final e um terceiro grupo (iii) Avaliação Custo/benefício do processo de compostagem para aplicação no solo (valorização agrícola/florestal) de RIPP.

#### 3.1. Aplicação no solo de RIPP frescos

##### 3.1.1. Quantidades produzidas de RIPP

O quadro 12 indica as quantidades médias produzidas no complexo fabril CF, no ano 2008 dos resíduos em estudo neste trabalho, ou seja lamas primárias, lamas secundárias e cinzas do electrófilo da caldeira de biomassa:

**Quadro 12.** Quantidades produzidas de RIPP para o ano de 2008.

<b>Lamas primárias</b>	22 000
<b>Lamas secundárias</b>	30 000
<b>Cinzas</b>	10 000

*Fonte:* grupoPortucelSporcel (2009)

As lamas primárias provêm unicamente do tratamento primário de efluentes da fábrica de pasta enquanto as lamas secundárias provêm da fábrica de pasta mas também da fábrica de papel (Rodrigues, 2009).

### 3.1.2. Locais de aplicação

Estes resíduos são actualmente na sua maioria valorizados por aplicação em solos florestais e uma fracção mais pequena em solos agrícolas. As áreas nas quais são aplicados são sobretudo unidades de gestão da própria empresa ou arrendadas mas também propriedades de terceiros que têm interesse na aplicação destes resíduos.

Como já aqui foi referido um factor muito importante que deverá ser sempre considerado é a distância do centro fabril (CF) ao local de aplicação (LA). Para que seja economicamente viável para a empresa esta distância não deverá ser superior a um raio de 100 km, sendo considerada uma distância óptima até 50 km do CF (Rodrigues, 2009).

Para tornar o caso de estudo real foram escolhidas aleatoriamente, dentro de uma distância óptima de aplicação, três áreas para aplicação de resíduos nas quais já houve aplicação recente:

- Zambujal, situada no concelho de Palmela;
- Espirra, situada no concelho de Palmela;
- Latadas, situada no concelho do Montijo.

Uma descrição resumida das áreas encontra-se descrita no quadro 13:

**Quadro 13.** Áreas identificadas para aplicação de RIPP.

<b>Local</b>	<b>Localidade (Concelho)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Tipo de solo (FAO)</b>
Propriedade do Zambujal	Palmela	260	Areias e Arenitos
Propriedade de Espirra	Palmela	1 706	Areia e Arenitos
Propriedade das Latadas	Montijo	261	Areias e Arenitos

Fonte: grupoPortucelSoporcel, 2009

#### 3.1.2.1 Mapa de solos

Um outro factor muito importante a ter em conta quando se pretende efectuar uma aplicação no solo é o tipo de solo.

O tipo de solo ditará as necessidades do local pelas suas características físicas, químicas e físico-químicas. Para tal antes de qualquer aplicação dever-se-ão fazer amostragens ao

solo, de acordo com o Anexo II do Decreto-Lei 118/2006. Estas amostragens permitirão sobretudo verificar se o solo pode ou não receber os resíduos e quais as quantidades máximas possíveis de aplicar.

As áreas seleccionadas (quadro 13) estão representadas na figura 10 (Carta de solos) com a identificação do respectivo tipo de solo. Verifica-se que as áreas consideradas para aplicação de solos estão localizadas em zonas maioritariamente constituídas por arenitos que são solos naturalmente pobres, com baixa fertilidade e bastante permeáveis (FAO, 2006).

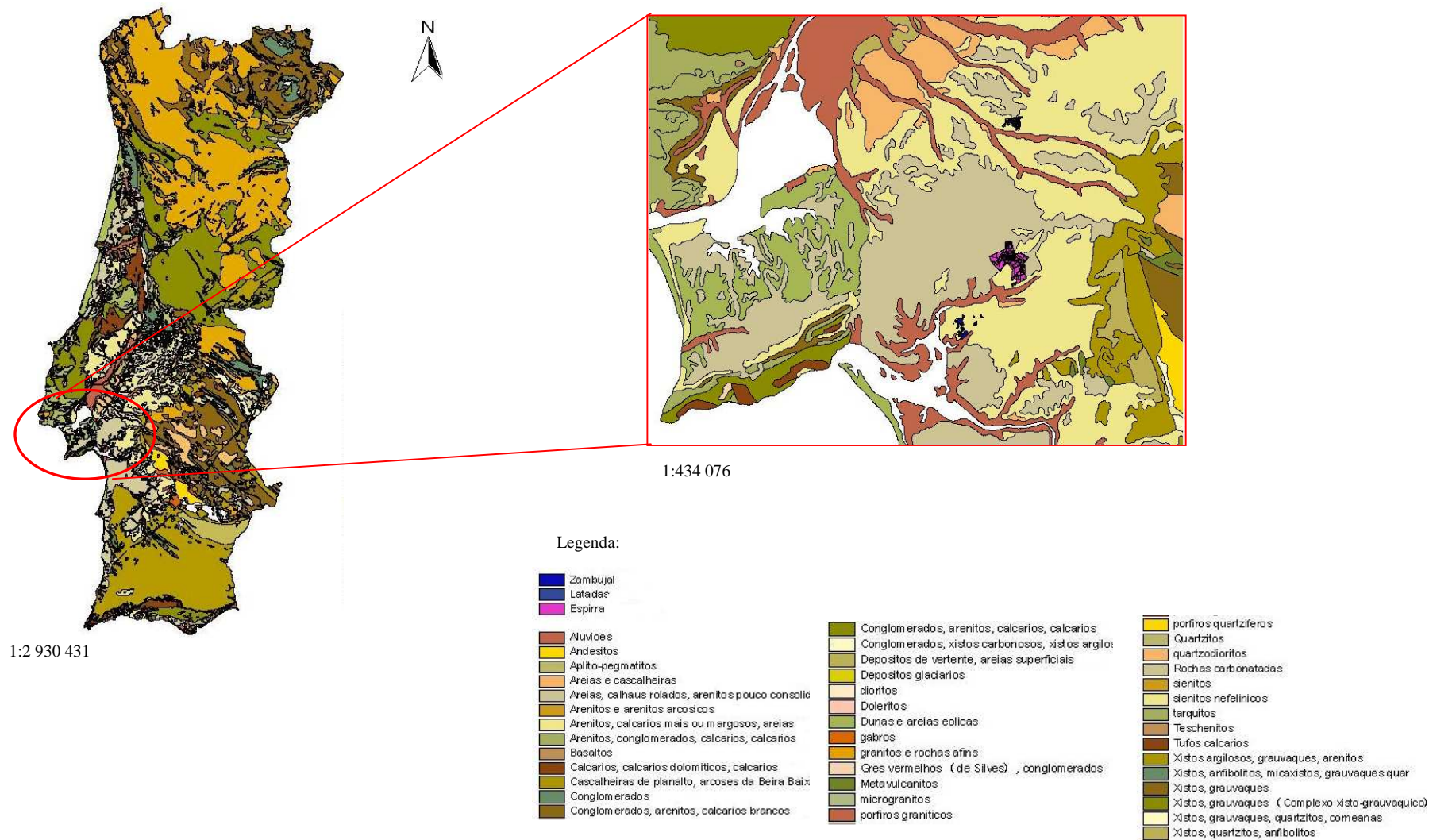


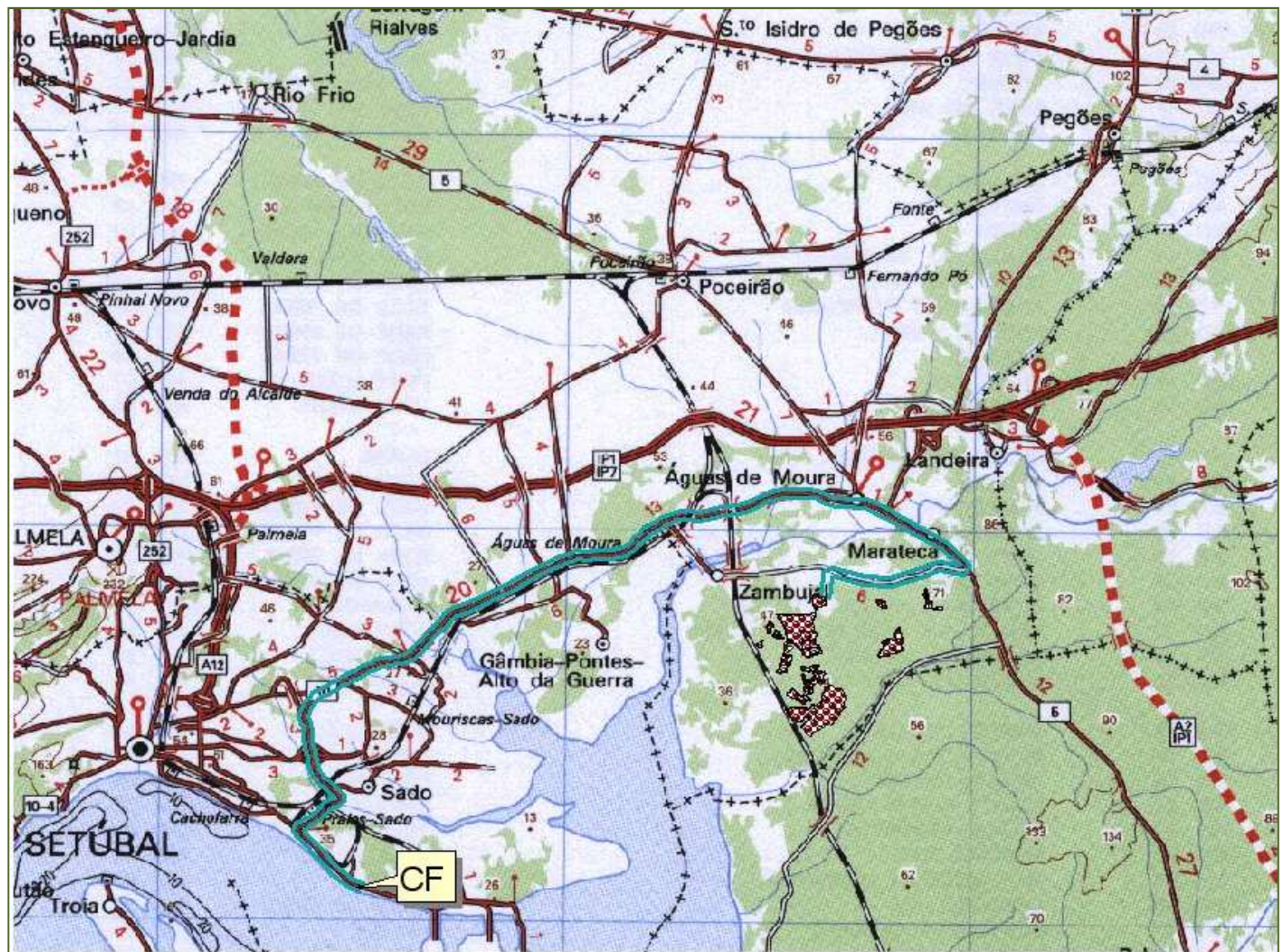
Figura 10. Mapa de solos de Portugal (FAO, 2006) e localização das áreas consideradas

### 3.1.2.2. Mapa de Itinerários ao local de aplicação

O primeiro factor a considerar quando se pretende aplicar resíduos é a localização das áreas, ou seja, a sua distância ao LA. Após a sua selecção e caracterização deverá ser seleccionado o itinerário mais rápido de forma a reduzir custos de transporte e minimizar o mais possível os impactes sociais e ambientais que esta operação acarreta. Uma das formas mais fácil de o fazer, permitindo também uma melhor visualização espacial do itinerário é a utilização de Sistemas de Informação Geográfica, SIG, que apresenta inúmeras vantagens para este tipo de operações, já anteriormente explicadas. No caso das figuras (11,12,13), foram realizadas pelo ArcView uma vez que o seu objectivo é apenas a visualização do itinerário, e foram calculadas as respectivas distâncias ao centro fabril que estão representadas no quadro 14.

**Quadro 14.** Distâncias do CF ao LA.

<b>Propriedade do Zambujal</b>	28,51
<b>Propriedade de Espirra</b>	30,44
<b>Propriedade das Latadas</b>	54,39



Legenda:



Zambeja



Itinerário

CF – Complexo fabril

Figura 11. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Zambuja.

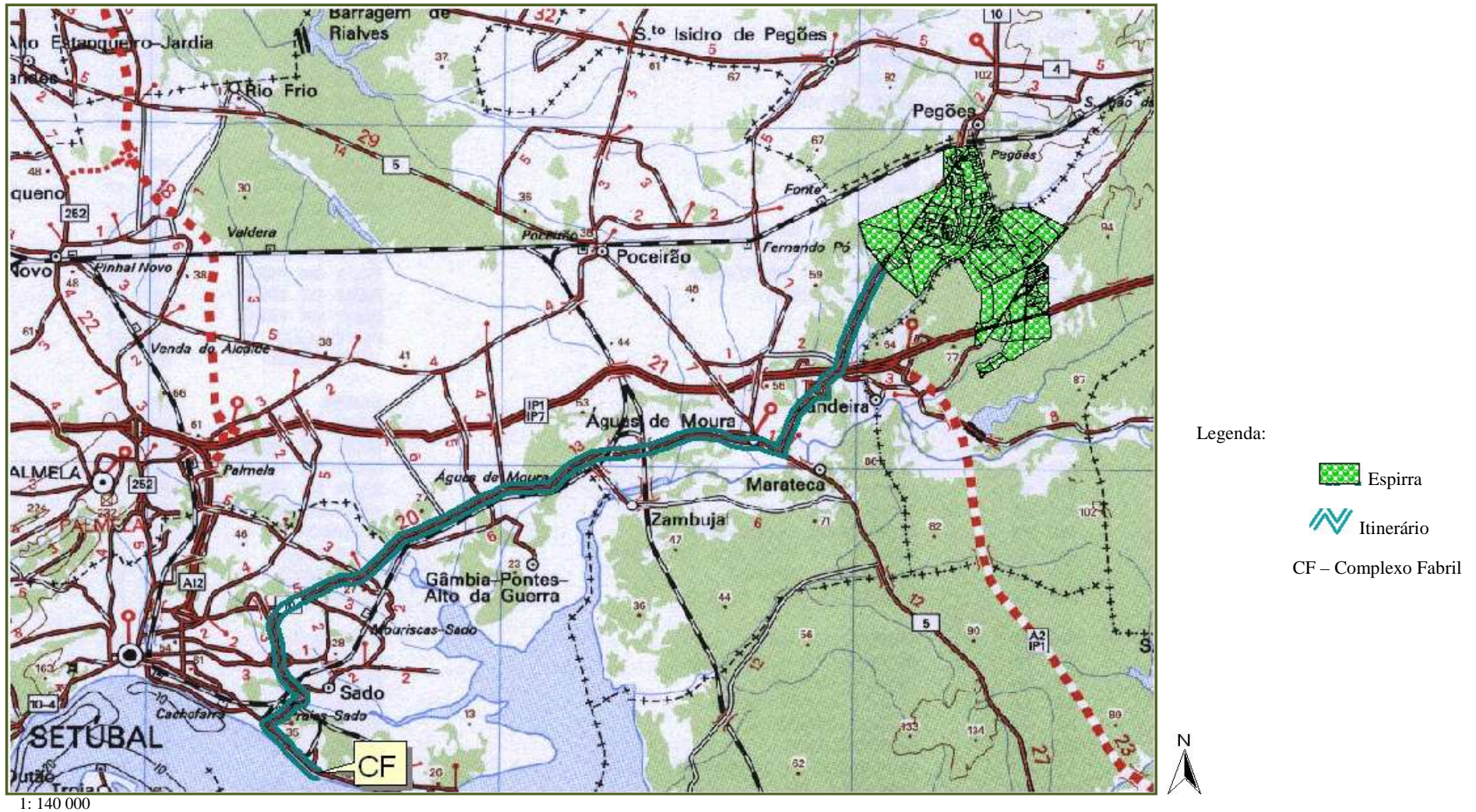
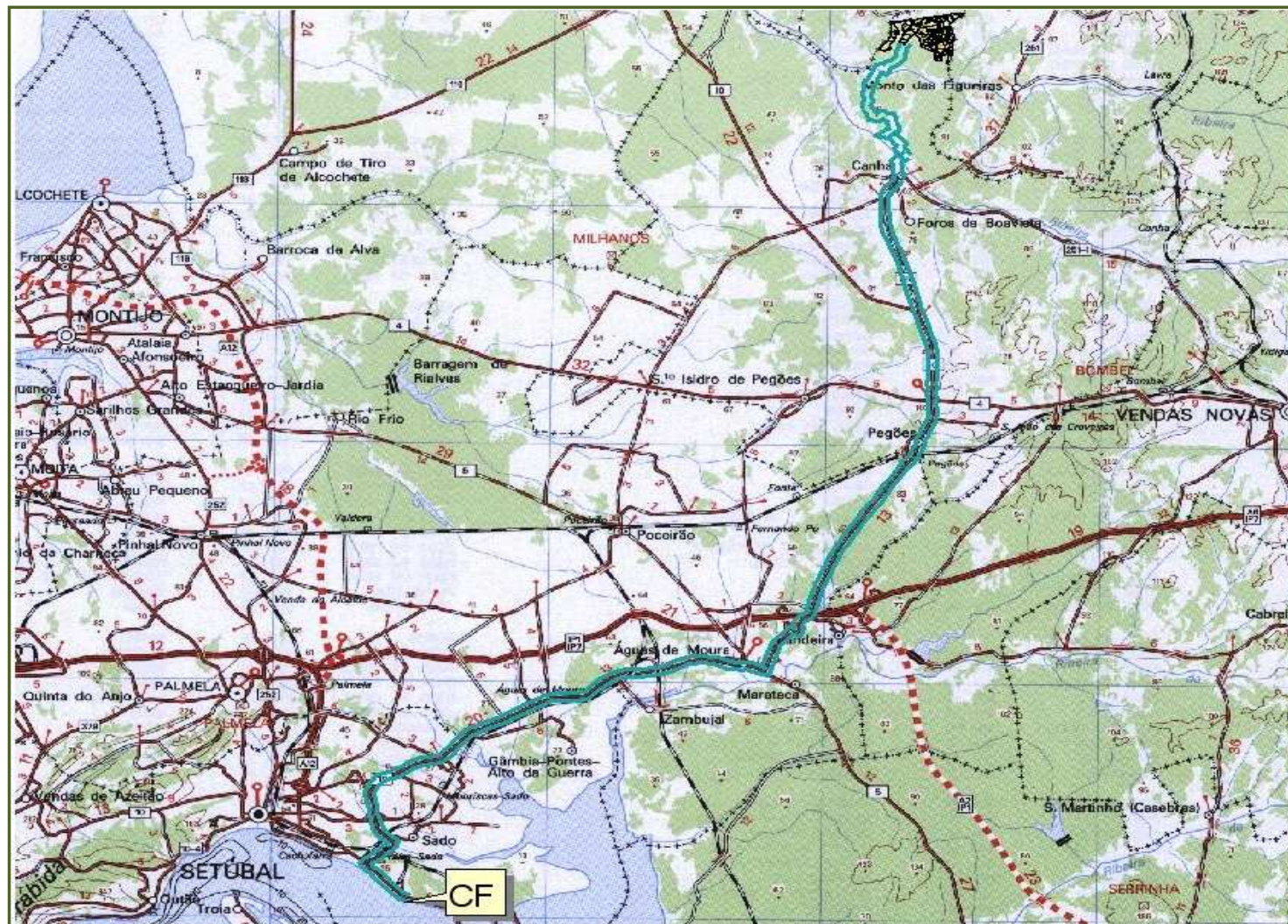


Figura 12. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Espirra.



Legenda:

-  Latadas
-  Itinerário

CF – Complexo Fabril

Figura 13. Itinerário Complexo fabril – Propriedade de Latadas.

### 3.1.3. Transporte

Os camiões que efectuam o transporte dos resíduos do CF ao LA, figura 14, são camiões que conseguem transportar em média 23 t de resíduos, o que volume significa aproximadamente 21 m<sup>3</sup>.



Figura 14. Camião de transporte de resíduos.

### 3.1.4. Aplicação dos resíduos

A dosagem de aplicação poderá ser definida tendo em conta vários parâmetros. Neste caso específico foi definida tendo em conta as necessidades nutricionais do eucalipto e o nível de resposta actualmente conhecido, assim como importantes restrições químicas, operacionais e ambientais, nomeadamente os ganhos de produtividade obtidos em ensaios laboratoriais para a resposta dos eucaliptos e o cumprimento do exigido por requisito legal de valor máximo de aplicação de metais no solo, concluindo-se que a dosagem óptima de aplicação para a maioria dos casos é de 25 t/ha.

### 3.1.5. Custos do processo de aplicação dos resíduos no solo

Associado ao processo de aplicação dos resíduos estão associados vários custos:

- Custos de movimentação dos resíduos (sobretudo as lamas) no interior da fábrica, em que está associada a preparação da mistura que irá ser aplicada no campo e o carregamento dos camiões;
- Custos de transporte, que são proporcionais à distância do CF ao LA.
- Custos de aplicação, ou seja, os custos do espalhamento dos resíduos.

### 3.1.5.1. Custos de transporte

Os custos de transporte associados ao processo de aplicação no solo deste tipo de resíduos estão representados no quadro 15.

**Quadro 15.** Custos de movimentação e transporte dos resíduos.

<b>Movimentação interior na fábrica</b>	3
<b>Transporte do CF ao LA (km)</b>	
<b>0-50</b>	3
<b>50-75</b>	4
<b>&gt;75</b>	4,8

*Fonte:* grupoPortucelSoporcel, 2009.

### 3.1.5.2. Custos de aplicação

O processo de aplicação no solo é um processo moroso, no qual têm de ser considerados uma grande quantidade de factores, anteriormente enumerados. Os custos de aplicação no solo são na ordem dos 4,6 € por cada tonelada distribuída.

Existindo ainda alguns custos adicionais de controlo e organização do espalhamento que não serão aqui considerados por não se encontrarem no âmbito deste trabalho.

### 3.1.5.3. Custos totais de aplicação de RIPP frescos

No quadro 16 estão representadas as áreas de aplicação, a sua distância ao CF e a quantidade aplicada em cada uma delas considerando a dose de aplicação de 25 t/ha. Verifica-se que para atender à aplicação nas três propriedades é necessário um total de 55.325 toneladas de lamas frescas.

**Quadro 16.** Distâncias e quantidades aplicadas para as diferentes áreas de aplicação.

<b>Zambujal</b>	28,51	246	25	6 150	
<b>Espirra</b>	30,44	1706	25	42 650	
<b>Latadas</b>	54,39	261	25	6 525	<b>55 325</b>

Os custos inerentes a toda a actividade de aplicação no solo desde o transporte do CF ao LA, para cada área de aplicação considerada estão representados no quadro 17, onde se observa que quanto mais distante for o LA e maior a sua área, maior serão os custos

envolvidos. No total para as três propriedades em questão toda a actividade de valorização de LF envolve um custo total de cerca de 592 966,000€.

**Quadro 17.** Custos de transporte e aplicação para cada um dos locais de aplicação.

<b>Zambujal</b>	6 150	36 898	28 288	65 186	
<b>Espirra</b>	42 650	255 900	196 190	452 090	
<b>Latadas</b>	6 525	45 675	30 015	75 690	<b>592 966</b>

Para termos uma ideia do impacte que poderá causar o transporte destes resíduos a nível ambiental, procedeu-se à estimativa da quantidade de camiões necessária para aplicação dos resíduos nos LA considerados, estes valores estão representados no quadro 18, sendo necessários no total 2 405 camiões.

**Quadro 18.** Número de camiões necessários para o transporte dos resíduos para cada local de aplicação.

<b>Propriedade</b>	<b>Quantidade aplicada (t)</b>	<b>N.º camiões</b>
<b>Zambujal</b>	6 150	267
<b>Espirra</b>	42 650	1 854
<b>Latadas</b>	6 525	284

### 3.2. Processo de compostagem

O processo de compostagem teve a duração de aproximadamente 3 meses, iniciando-se a 18 de Maio e terminando a 19 de Agosto, foram utilizados os três resíduos provenientes da IPP, já descritos: as lamas primárias, lamas secundárias e as cinzas do electrofiltro da caldeira de biomassa. Para além destes resíduos foi também adicionada casca de eucalipto triturada, como “agente bulking” sobretudo para promover o arejamento da massa de resíduos.

Todo o processo decorreu nas instalações da Universidade do Algarve, em local abrigado dos agentes meteorológicos.

**Quadro 19.** Parâmetros e quantidades de cada um dos resíduos a compostar.

<b>Resíduo</b>	<b>Humidade g 100g<sup>-1</sup></b>	<b>N g/kg</b>	<b>M.O. g 100g<sup>-1</sup></b>	<b>C g/kg</b>	<b>Volume (l)</b>	<b>Peso (kg)</b>	<b>C:N</b>
Lamas primárias	68	0,03	67,61	39,22	45	23,5	
Lamas secundárias	93	5,9	74,54	43,24	45	25,6	21
Cinzas	10	0,06	0	0,00	2	1,3	
Cascas Eucalipto	25	1,34	66,1	38,34	6	1,100	

### 3.2.1. Material e métodos

As lamas primárias e secundárias foram produzidas na fábrica a 13 de Maio e transportadas até às instalações da universidade do Algarve no dia 14 de Maio, juntamente com as cascas de eucalipto. Estas últimas foram trituradas já nas instalações da Universidade, e no dia 18 de Maio procedeu-se à realização da mistura a compostar.

De forma a obter uma razão C:N óptima, a proporção de mistura dos resíduos considerada foi para as lamas primárias e secundárias de 1:1 (v/v) com 45 litros de cada, mais 2 litros de cinzas e 6 litros de madeira triturada. As quantidades desta mistura em termos de volume e peso estão representadas no quadro 19, com uma razão C:N de 21.

Geralmente, os RIPP apresentam uma relação C: N de moderada a muito elevada, o que na grande maioria dos casos requer um suplemento de N para facilitar o processo de compostagem, contudo os resíduos utilizados sobretudo as lamas secundárias foram enriquecidos com N para melhor eficácia do tratamento secundário (biológico) e não houve a necessidade de adicionar N.

As quantidades totais de cada um dos resíduos utilizados na mistura estão representadas no quadro 20, e a figura 15 mostra o aspecto dos resíduos e da mistura final.

**Quadro 20.** Parâmetros considerados e mistura efectuada.

Resíduo	Peso (Kg)	Volume (m <sup>3</sup> )
Lamas primárias	329	0,630
Lamas secundárias	358	0,630
Cinzas	18	0,028
Casca de eucalipto	120	0,672



**Figura 15.** Aspecto de cada um dos resíduos a compostar e mistura final.

Os resíduos foram colocados em duas caixas de compostagem empilhadas (figura 16) (para aumentar a altura), com uma altura total de 1,20 m. As caixas foram preenchidas com a mistura até perfazer 1 m de altura. Há medida que se enchem as caixas com a mistura, manualmente com uma pá (fig.16), adicionou-se água apenas o suficiente para esta ficar húmida de forma a preencher os requisitos de humidade que o processo de compostagem exige.



**Figura 16.** Preparação da pilha.

Após atingida a altura de 1 m, as caixas foram protegidas com placas de polietileno (fig.17). A pilha ficou nestas condições até ao final da compostagem, com revolvimentos periódicos (fig.18) e amostragem de temperatura diária.



**Figura 17.** Aspecto da pilha de compostagem.

### 3.2.1.1. Revolvimentos e colheitas de amostra

Para promover o arejamento necessário para a optimização do processo de compostagem foram efectuados revolvimentos periódicos (inicialmente semanais e posteriormente quinzenais), sempre que a temperatura atingia os 65 °C. Os revolvimentos foram efectuados manualmente com o auxílio de uma pá/forquilha como representado pela figura 18.

Sempre que foi efectuado um revolvimento foi retirada amostra representativa para análises laboratoriais.



**Figura 18.** Revolvimento.

Todo o processo de compostagem teve a duração de 3 meses, efectuando-se no total 7 revolvimentos. No final do processo o composto final encontrava-se bastante mais seco, mais maleável e solto, sem cheiros desagradáveis e com uma cor mais escura.

Para análise do processo recorreram-se a softwares e análises físicas, físico-químicas, químicas e biológicas.

### 3.2.1.2. Métodos para determinação das propriedades químicas

#### 3.2.1.2.1. Teor em matéria orgânica (MO) e matéria mineral (MM)

Para determinação destes dois parâmetros recorreu-se ao método de Ramos *et al.*, (1987) por gravimetria indirecta (via seca), o que permite determinar o conteúdo total de MO (não apenas o carbono oxidável como o método de oxidação por via seca).

Pesou-se 1 g de amostra, previamente seca a 105 °C e moída, para um copo de porcelana pré-calcinado a 560 °C durante 30 minutos. A amostra foi depois calcinada na mufla até deixar de libertar fumo a 560 °C durante 3 horas e depois pesada.

Pelas equações 1 e 2 determinou-se a matéria mineral (MM) e a matéria orgânica (MO).

$$\text{MM (\%)} = ((\text{C}-\text{A})/(\text{B}-\text{A})) \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

$$\text{MO (\%)} = 100 - ((\text{C}-\text{A})/(\text{B}-\text{A})) \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

A – peso do cadinho de porcelana (g)

B – cadinho de porcelana e amostra seca (g)

C - Cadinho de porcelana e amostra pós calcinação (g)

#### 3.2.1.2.2. Nutrientes

A análise de nutrientes foram efectuadas em laboratório homologado para o efeito, e obedecendo aos critérios do Decreto-Lei n.º 118/2006.

Foram efectuadas análises ao azoto e ao fósforo, da mistura inicial e do composto final.

#### 3.2.1.2.3. Metais pesados

As análises aos metais pesados foram efectuadas em laboratório homologado para o efeito tendo por base as normas CEN, e em caso de inexistência destas aplicaram-se as correspondentes normas nacionais, ou na falta destas as normas ISSO, como exigido pelo Decreto-lei n.º 118/2006. Foram efectuadas análises á mistura inicial pré-compostagem e ao composto final após ter sofrido a compostagem, os parâmetros analisados foram o Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Pb, e Hg.

### 3.2.1.3. Métodos para determinação das propriedades físico-químicas

#### 3.2.1.3.1. pH

O pH foi determinado de acordo com o método de Martinez (1992), método expedito para substratos. Preparou-se um extracto aquoso 1:2 (v/v), a partir de 100 ml de amostra, medidos a uma pressão de 10 g.cm<sup>-2</sup>, e 200 ml de água destilada. Agitou-se durante 2 horas e repousou mais uma hora, procedendo-se depois, sem agitar, à leitura do pH através do potenciómetro (*Orion 3 STAR* pH Benchtop, Thermo Electron Corporation).

### 3.2.1.3.2. Condutividade Eléctrica (CE)

A condutividade eléctrica foi determinada na mesma amostra utilizada para determinação do pH, após filtrada com papel de filtro por gravidade, com condutivímetro (*Orion 3STAR Conductivity Benchtop*, Thermo Electron Corporation).

### 3.2.1.3.3. Humidade (H)

Os teores de humidade e de matéria seca foram determinados através do método proposto por Martinez (1992). Pesou-se uma quantidade de material correspondente a aproximadamente 40 a 50 g de matéria seca e secou-se na estufa a 105 ° C, até se atingir peso constante. Pela equação (3), determinou-se o teor em humidade (H) do composto e o teor em matéria seca (MS), equação (4).

$$H (\%) = ((B-C)/(B-A)) \times 100 \quad \text{Equação 3}$$

A – Peso do recipiente (g)

B – Peso recipiente e amostra RIPP fresca (g)

C – Peso recipiente e amostra RIPP seca (g)

$$MS (\%) = 100 - H (\%) \quad \text{Equação 4}$$

### 3.2.1.4. Métodos para determinação das propriedades físicas

Para determinação das propriedades físicas dos materiais seguiram-se as metodologias propostas por De Boodt *et al.*, (1974) e Martinez (1992).

#### 3.2.1.4.1. Granulometria

A granulometria foi determinada, segundo o método de Martinez (1992), tendo-se utilizado uma série de crivos que pudessem caracterizar adequadamente os diferentes materiais em estudo, tendo para tal sido utilizados crivos com as dimensões de malha de 16, 10, 5, 2, 1, 0,5, 0,25 e 0,125 mm.

Crivaram-se em triplicado cerca de 200 g de amostra de material fresco seco ao ar, com um agitador mecânico (Retsh, A5200 digit) durante 10 minutos, com agitação intermitente. Pesou-se o material recolhido em cada crivo e expressaram-se os resultados em percentagem relativamente ao peso total do material crivado.

#### 3.2.1.4.3. Densidade aparente (dap)

Para determinação da densidade aparente (dap) utilizou-se uma adaptação do método de De Boot *et al.*, (1974), que consistiu em determinar directamente o teor de humidade e o peso seco do material, pesando o cilindro com o material húmido e posteriormente colocando o conjunto na estufa a 105 °C durante 24 horas.

Utilizaram-se dois cilindros de alumínio, com aproximadamente 8 cm de diâmetro interno, estes foram colocados sobrepostos e unidos por uma banda de borracha, tendo o cilindro superior 3 cm e o inferior 4 cm de altura. Na base do conjunto colocou-se uma tela fixa exteriormente por meio de um elástico.

Encheu-se o conjunto de material fresco, sem compactar, deixando a saturar durante 24 horas. Após este período os cilindros foram colocados numa caixa de areia sujeitos á tensão de 10 cm de coluna de água. Decorridas 48 horas, ter-se-á alcançado o equilíbrio e retirou-se a banda de borracha que une os cilindros e separou-se o material do cilindro inferior, sendo pesado e colocado a secar a 105° C. relacionado o volume do cilindro e o peso fresco do material do cilindro obtêm-se a densidade aparente “húmida”  $dap_h$ . A relação entre o volume do cilindro e o peso a 105 °C dá-nos a densidade aparente “seca” ( $dap_s$ ).

#### 3.2.1.4.4. Espaço poroso (EPT)

Este parâmetro foi calculado a partir dos valores da densidade aparente, referida ao material seco ( $dap_s$ ), e da densidade real ( $dr$ ), através da equação 5:

$$\text{EPT} = (1 - (dap_s/dr) \times 100 \quad \text{Equação 5}$$

#### 3.2.1.4.5. Contração do volume (CTR)

Denominou-se por contração do volume a perda de volume experimentada por um substrato, quando após se encontrar em condições normalizadas de humidade, é sujeito a um processo de dessecação.

Este parâmetro foi quantificado quando, ao secar a 105 °C o material de cada cilindro utilizado na determinação da densidade aparente, se quantificou a contração ocorrida.

Para tal, após a secagem a 105 °C, mediu-se com uma craveira a altura em 4 pontos equidistantes e o diâmetro segundo duas direcções perpendiculares, calculando-se o

volume do substrato seco. Relacionando este volume com o volume interno do cilindro obteve-se a contracção do volume.

#### 3.2.1.4.6. Relação ar-água

Para as relações ar – água utilizou-se o método de DeBoodt *et al.*, (1974), baseado na determinação do teor de água retido pelo material a tensões relevantes para os substratos, originados por uma coluna de água de altura regulável, até 10 kPa (aproximadamente 100 cm de coluna de água). Através desta relação foi possível determinar a capacidade de arejamento, a água de reserva e a água dificilmente utilizável.

Foram utilizados copos de filtração n.º4, com uma torneira de duas vias, colocados sobre uma rampa que permite a instalação de 6 copos. Estes foram preenchidos, até cerca de 2 a 3 cm de altura de material, sem compactar, e foi adicionada água. o conjunto foi ainda protegido com microfilme para assim evitar perdas de água por evaporação.

Foram assim calculados vários parâmetros:

#### Capacidade de Arejamento (CA)

Determinou-se através da diferença de percentagem de volume entre o espaço poroso total e o teor de água á tensão de 1 kPa.

#### Água Facilmente Utilizável (AFU)

Determinada pela percentagem de volume de água libertada pelo substrato quando a tensão aumenta de 1 para 5 kPa.

#### Água de Reserva (AR)

Determinada pela percentagem de volume de água libertado pelo substrato quando a tensão aumenta de 5 para 10 kPa.

#### Água dificilmente utilizável (ADU)

Determinada pela percentagem em volume de água retida á tensão igual ou superior a 10 kPa.

### 3.2.1.5. Métodos para determinação das propriedades biológicas

Das propriedades biológicas determinou-se o índice de germinação da mistura inicial e do composto final, usando-se o teste de Zucconi *et al.*, (1985).

Para obtenção do extracto aquoso dos RIPP pesou-se o material correspondente a 20g de matéria fresca que foi colocado num balão Erlenmeyer de 250 ml e adicionou-se 100 ml de água destilada.

O Erlenmeyer foi agitado durante 2 horas, e posteriormente foi colocado na estufa durante 2 horas a uma temperatura de 40 °C. Após este período de tempo, o extracto foi filtrado em filtro duplo (Whatman), e pipetou-se 5 ml de extracto da amostra para 5 caixas de Petri (replicados) e 1 ml água destilada para 1 caixa de Petri (controle), onde previamente se colocara 1 papel de filtro, 20 sementes de *Lepidium sativum* foram então colocadas em cada caixa.

As caixas foram envoltas em papel de alumínio, para não ficar exposto à luz, e colocadas na estufa à temperatura de 30 °C durante 40 horas, embora o método aponte para 24 horas não houve um suficiente desenvolvimento das radículas nesse período, quando no método proposto elas devem apresentar 4 a 7 mm.

Para interpretação dos resultados determinou-se o índice de germinação pelas equações de Zucconi *et al.*, (1985) 6, 7 e 8.

$$\mathbf{Fi = Ga/Gb} \qquad \mathbf{Equação 6}$$

Ga: n.º sementes germinadas na amostra

La: comprimento das radículas na amostra

$$\mathbf{Hi = La/Lb} \qquad \mathbf{Equação 7}$$

Gb: n.º sementes germinadas no branco

Lb: Comprimento médio das radículas no branco

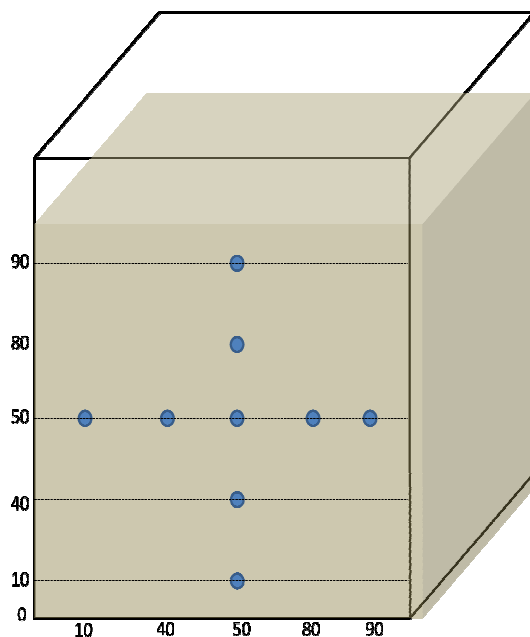
$$\mathbf{Xi = Fi x Hi} \qquad \mathbf{Equação 8}$$

Xi determina-se para cada replicado, e sua média é considerada o Xi final que permite obter o índice de germinação.

### 3.2.1.6. Temperatura

A temperatura foi medida no primeiro mês diariamente, no segundo mês 4-5 vezes por semana e no terceiro mês 2 vezes por semana.

Foi medida a temperatura através de termómetros, em vários pontos estratégicos da caixa, representados pela figura 19, horizontalmente a meio da pilha no centro, a 10 cm e 30 cm das laterais da caixa, e verticalmente a 10, 30 cm do topo, no centro e a 10 e 30 cm do fundo da caixa.



**Figura 19.** Representação dos locais onde foram determinadas as temperaturas.

Para além da determinação manual da temperatura e sua interpretação directa, foram também realizados mapas com isotermas de forma a visualizar a distribuição da temperatura na pilha de compostagem, para realização desses gráficos recorreu-se ao programa Surfer 8.0.

### 3.2.1.7. Volume

Observou-se e registou-se a diminuição do volume da pilha, semanalmente com o auxílio de uma régua.

### 3.2.2. Resultados

#### 3.2.2.1. Propriedades Químicas

##### 3.2.2.1.1. Teor em matéria orgânica (MO) e matéria mineral (MM)

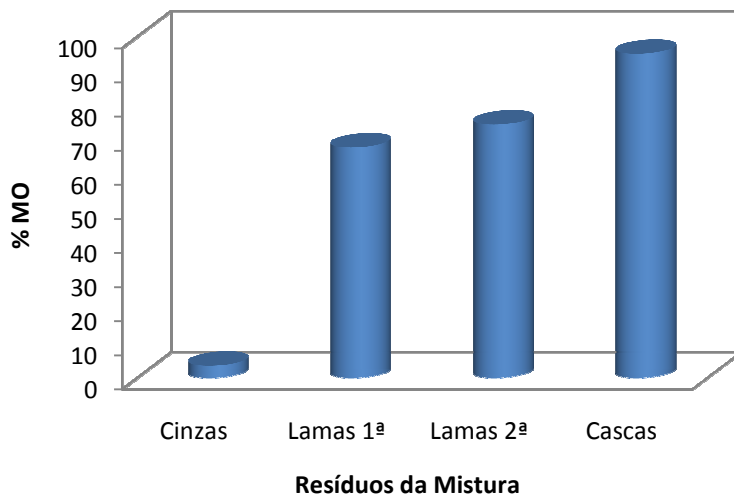


Figura 20. Matéria orgânica (MO) de cada um dos RIPP considerados.

Os valores de MO são bastante elevado nas cascas de eucalipto atingindo valores na ordem dos 90% e pelo contrário bastante reduzida nas cinzas não atingindo nem 4%. Indicando que estas são maioritariamente constituídas por MM (figura 20). As lamas quase não apresentam diferença entre si nos valores de MO, sendo um pouco superior nas lamas secundárias.

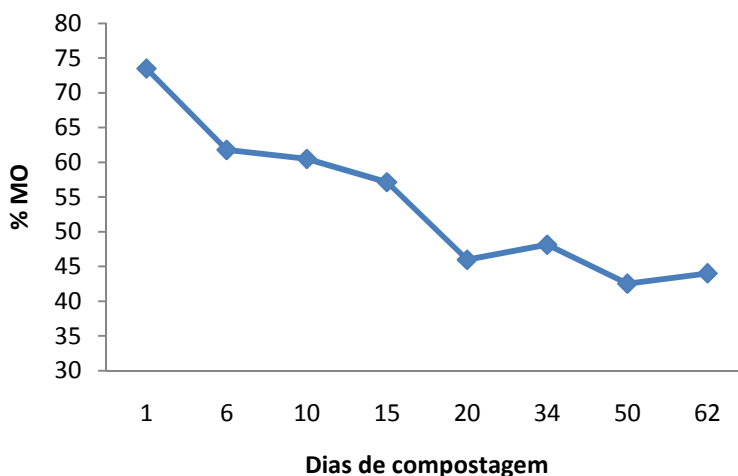


Figura 21. Variação da matéria orgânica (MO) ao longo do processo de compostagem.

Ao longo do processo de compostagem observa-se uma diminuição gradual da % MO. Sendo numa fase inicial de aproximadamente 75%, reduzindo para 60% na segunda semana e para valores entre 50-40% a partir do 20º dia de compostagem mantendo-se mais ou menos estável a partir dessa altura.

### 3.2.2.1.2. Nutrientes

**Quadro 21.** Valores de azoto e fósforo da mistura inicial e do composto final.

	<b>N (g/100g)</b>	<b>P (g/100g)</b>
Mistura inicial de RIPP	1,52	2,0
Composto final	1,65	1,0

Verificou-se uma ligeira subida nos teores de N do composto final em relação à mistura inicial e pelo contrário, uma diminuição das concentrações de P no composto final.

**Quadro 22.** Valores metais pesados na mistura inicial e composto final.

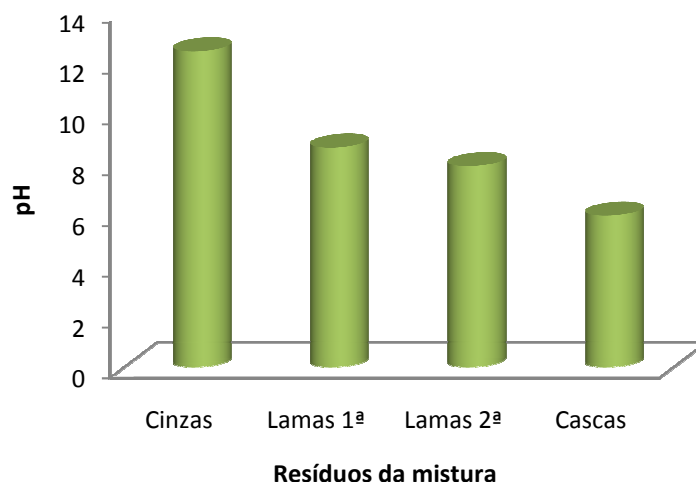
	<b>Cd</b> (mg/kg)	<b>Cu</b> (mg/kg)	<b>Ni</b> (mg/kg)	<b>Pb</b> (mg/kg)	<b>Zn</b> (mg/kg)	<b>Cr</b> (mg/kg)	<b>Hg</b> (µg/kg)
<b>Mistura inicial</b>	0,4	< 3,4 LQ*	5,8	6,9	< 8,9 LQ*	< 3,4 LQ*	114
<b>Composto final</b>	0,1	< 3,4 LQ*	< 2,7 LQ*	1,3	< 8,9 LQ*	< 3,4 LQ*	106

\*-limite de Quantificação

Verifica-se uma diminuição em praticamente todos os metais pesados, embora não muito significativa, mas os seus valores iniciais também eram reduzidos, não atingindo os valores limites legislados.

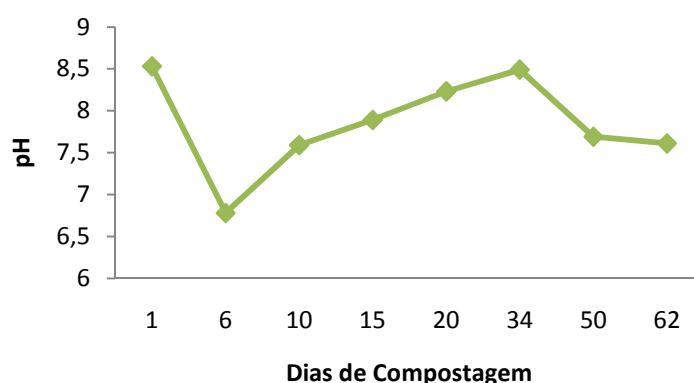
### 3.2.2.2. Propriedades Físico-Químicas

#### 3.2.2.2.1. pH



**Figura 22.** pH para cada um dos RIPP considerados.

Verificou-se que os maiores valores de pH foram os alcançados pelas cinzas e lamas primárias, atingindo respectivamente os valores de 12 e 8,5 (fig.22). O valor de pH para as lamas primárias e secundárias não variou muito, mas verificou-se uma maior alcalinidade das primeiras em relação às últimas. As cascas foram os resíduos que apresentaram menor pH, cerca de 5,6.



**Figura 23.** pH ao longo do processo de compostagem.

Pela figura 23 verificou-se uma diminuição acentuada de pH na primeira semana de compostagem, passando de 8,5 para 6,7, voltando a subir novamente até atingir os 8,5

onde a partir do 34º dia existe uma nova diminuição de pH para 7-7,5 mantendo-se depois constante perto da neutralidade.

### 3.2.2.2.2. Condutividade Eléctrica (CE)

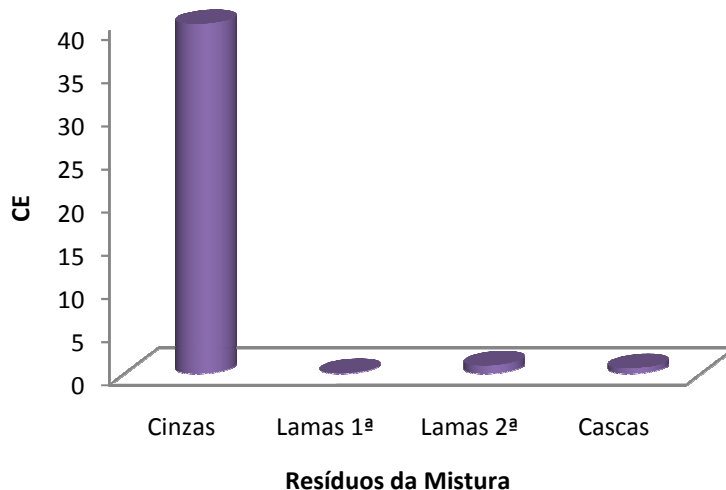


Figura 24. CE para cada um dos RIPP considerados.

Facilmente se observa pela figura 24 uma elevada CE nas cinzas, atingindo valores na ordem dos 40,5 dS/m, o valor de CE dos outros resíduos torna-se pouco significativo perante o atingido pelas cinzas, sendo de 0,064, 0,930 e 0,605 dS/m para as lamas primárias, secundárias e cascas respectivamente.

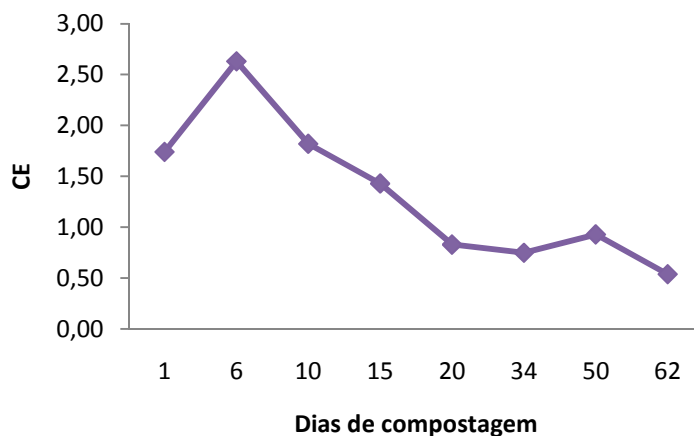
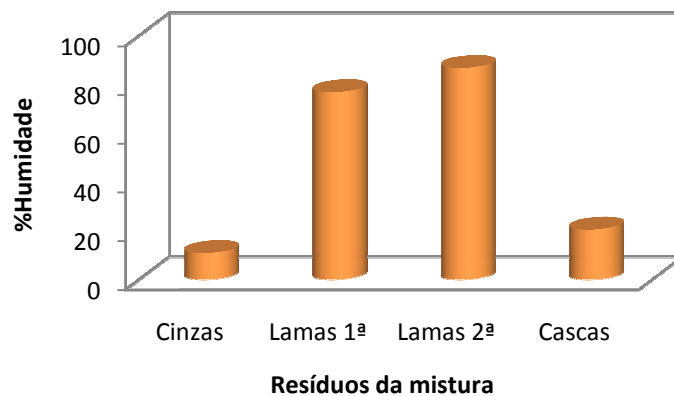


Figura 25. CE ao longo do processo de compostagem.

Houve uma subida da CE, de aproximadamente 2 unidades, que acompanhou a descida de pH, na primeira semana de compostagem seguindo-se uma diminuição ao longo do

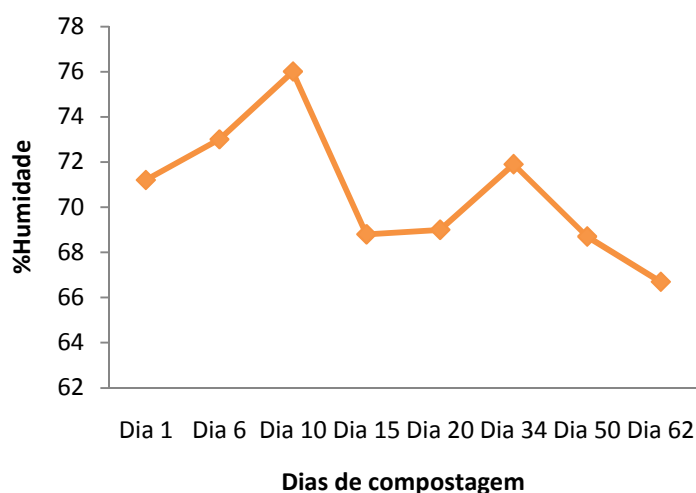
processo até ao 50º dia a partir do qual existiu uma nova diminuição pouco significativa.

### 3.2.2.2.3. Humidade (H)



**Figura 26.** Humidade para cada um dos RIPP considerados.

Os teores de humidade mais elevados foram os observados para as lamas secundárias, sendo de aproximadamente 90%, logo de seguida as lamas primárias que apresentaram valores de aproximadamente 80%. As cinzas e as cascas apresentaram menores valores de humidade de cerca de 15 e 20% respectivamente para cada um dos materiais.

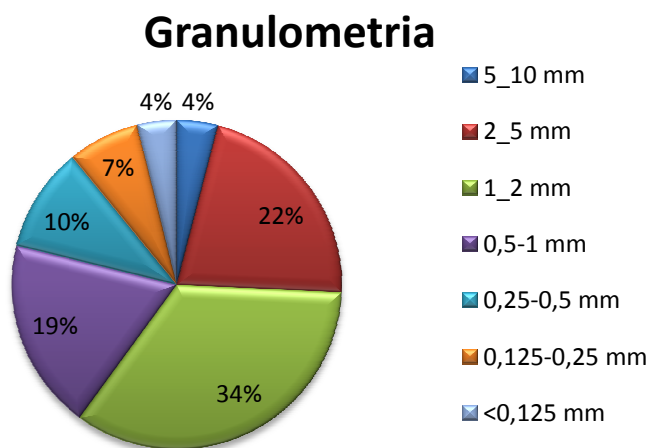


**Figura 27.** Humidade ao longo do processo de compostagem.

A humidade manteve-se entre 67 – 77% durante todo o processo de compostagem, como se pode observar na figura 27.

### 3.2.2.3. Propriedades físicas

#### 3.2.2.3.1. Granulometria



**Figura 28.** Distribuição da granulometria do composto final.

Pela figura 28 verifica-se que a maioria das partículas do composto, 34%, apresentaram uma granulometria entre 1 e 2 mm, seguindo-se depois com 22 % as partículas com granulometria entre 2 e 5 mm. A fracção de partículas com diâmetro inferior a 0,125 mm e entre 5 e 10 mm foram as menos frequentes com 4%.

#### 3.2.2.3.2. Densidade aparente ( $dap$ ), Espaço poroso (EPT) e Contração do volume (CTR)

**Quadro 23.** Valores de  $Dap$ , ETP e CTR para o composto final.

<b>Dap (%)</b>		<b>ETP (%)</b>	<b>CTR (%)</b>
$dap_h$	$dap_s$		
0,667	0,238	87,7	36,4

### 3.2.2.1.3. Relação ar – água

**Quadro 24.** Valores de CA, AFU, AR e ADU para o composto final.

CA	AFU	AR	ADU	AT
63,9	7,8	1,0	15,1	23,9

Verifica-se uma grande capacidade de arejamento do composto, cerca de 63,95. O valor de água total presente no composto foi de 23,87 onde a ADU representa o teor máximo de 15,07 seguida pela AFU com 7,84 e uma capacidade de AR de 0,96.

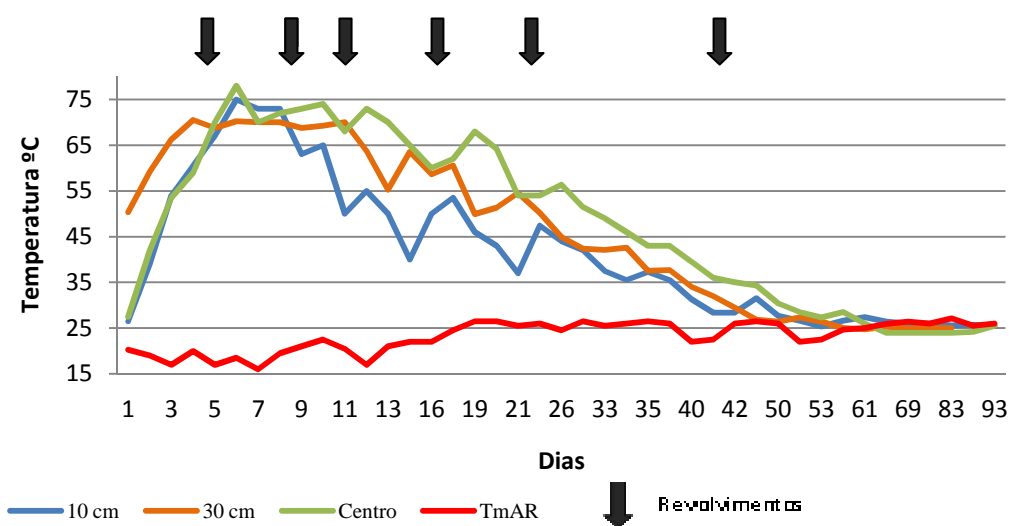
### 3.2.2.4. Propriedades Biológicas

$$IG_{\text{inicial}} (\%) = 21,5 \%$$

$$IG_{\text{final}} (\%) = 73,7\%$$

Para a mistura inicial dos resíduos frescos verificou-se um índice de germinação de 21,5 %, aumentando para 73,7% para o composto.

### 3.2.2.5. Temperatura



**Figura 29.** Perfil horizontal de temperatura.

Pela figura 29 verifica-se que houve uma subida significativa da temperatura nos primeiros 5 dias de compostagem, o que nos indica a fase termófila, descendo depois

gradualmente até cerca do 50º dia em que se mantêm constante. A zona da caixa onde a temperatura foi ligeiramente maior foi a zona centro, onde se verificaram as temperaturas mais baixas foi nas zonas a 10 cm da lateral da caixa.

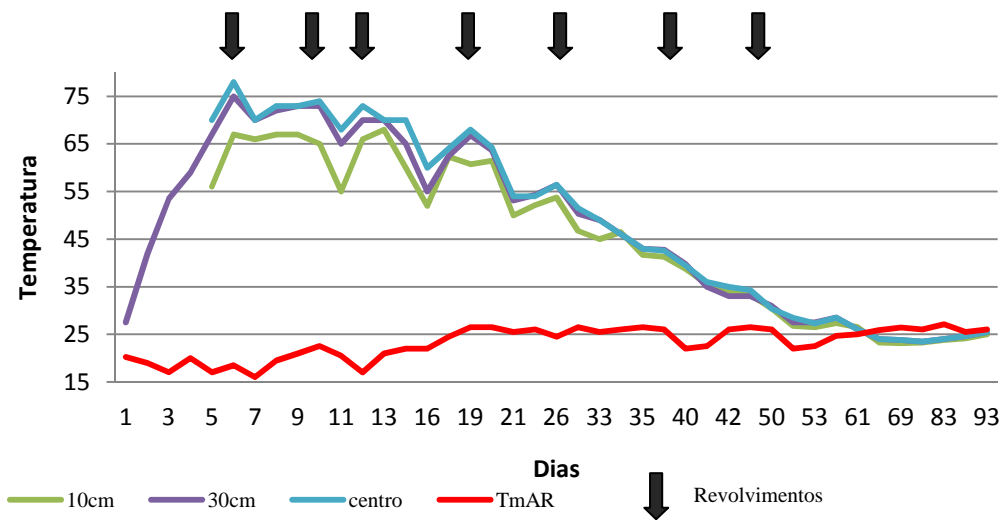


Figura 30. Perfil vertical de temperatura.

Pela figura 30 verifica-se uma subida nos primeiros 5 dias, havendo depois variações pouco significativas mas com um decréscimo da temperatura ao longo do período de compostagem, mantendo-se constante a partir do 53º dia.

Em ambas as figuras, verificam-se valores bastante superiores aos registados pela temperatura média do ar, até por volta do 60º dia em que a temperatura do ar começa a ser ligeiramente superior á do composto.

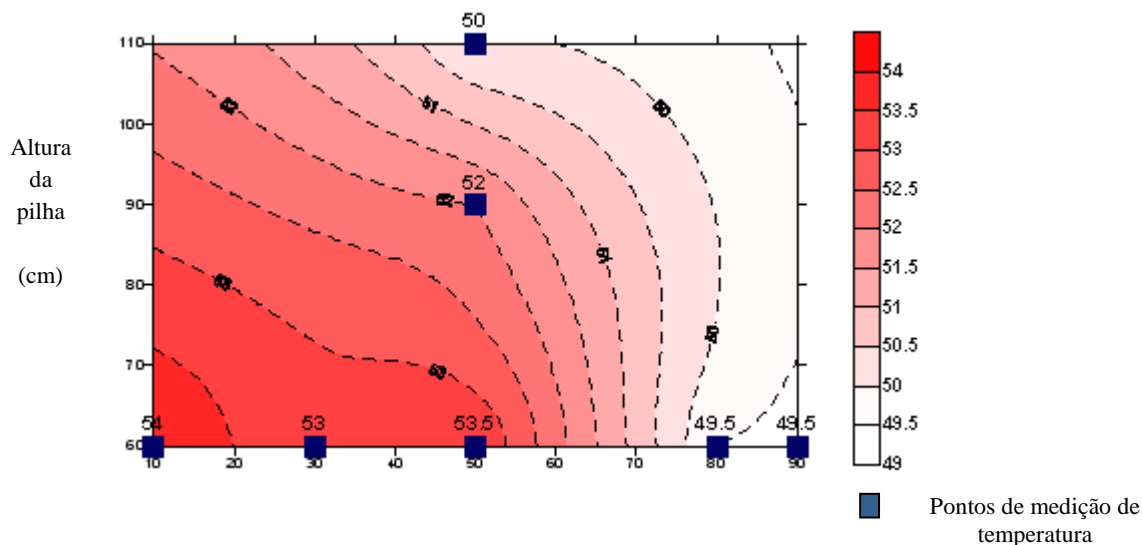


Figura 31. Isotermas dia 20 Maio, 3º dia de compostagem.

A figura 31 mostra as diferentes temperaturas registadas na mistura a compostar no 3º dia, a zona que atingiu as temperaturas mais elevadas foram as zonas centrais da pilha e lateral esquerda, com temperaturas entre os 53 e 54 °C. A zona com menores temperaturas foi a zona lateral direita atingindo os 49,5 °C.

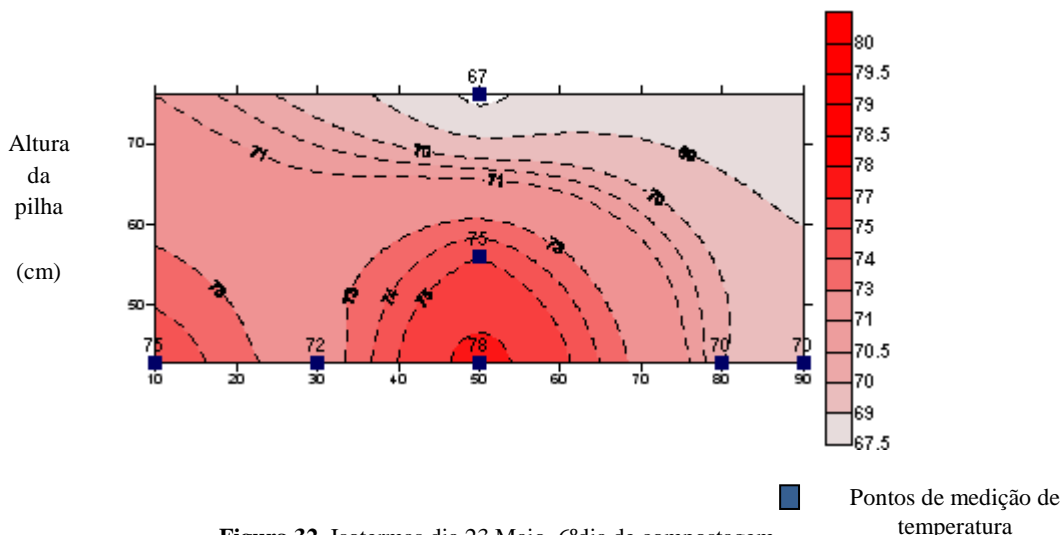


Figura 32. Isotermas dia 23 Maio, 6º dia de compostagem.

Através da figura 32 verifica-se que as zonas com temperaturas mais elevadas são a zona centro, quer no geocentro da caixa quer a 30 cm do fim da caixa com 75 e 78 °C respectivamente. A zona lateral esquerda também atinge valores na ordem dos 75 °C enquanto a 10 cm do topo e do lado direito da caixa as temperaturas são inferiores com 67 e 70 °C respectivamente.

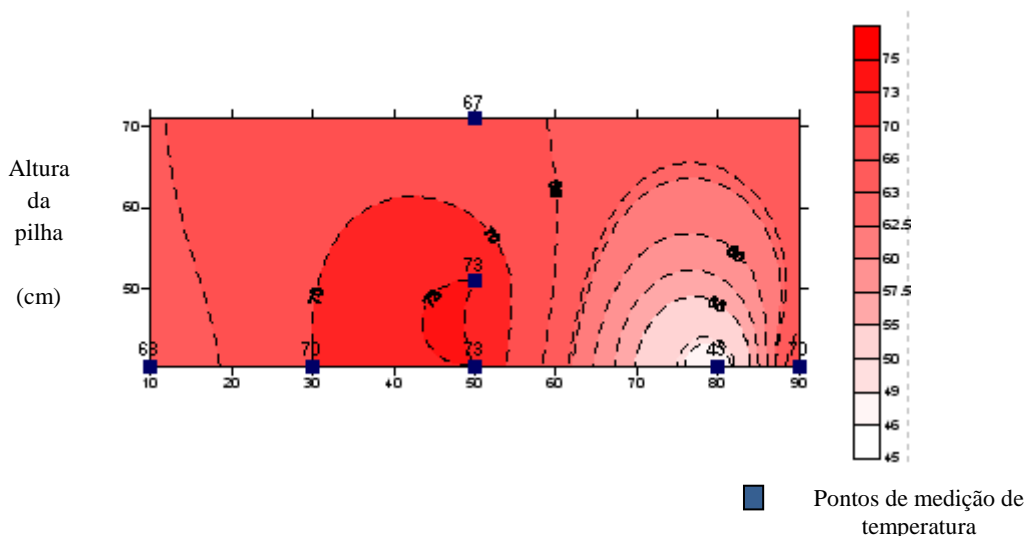


Figura 33. Isotermas dia 26 Maio, 9º dia de compostagem

No 9º dia de compostagem as temperaturas oscilaram entre os 45 e 73 °C, havendo uma grande variação de temperaturas. Sobretudo entre a zona central da caixa e a 30 cm do fundo desta onde atinge a temperatura máxima, e na zona lateral esquerda a 30 cm do limite da caixa onde atinge o valor mínimo de 45 °C

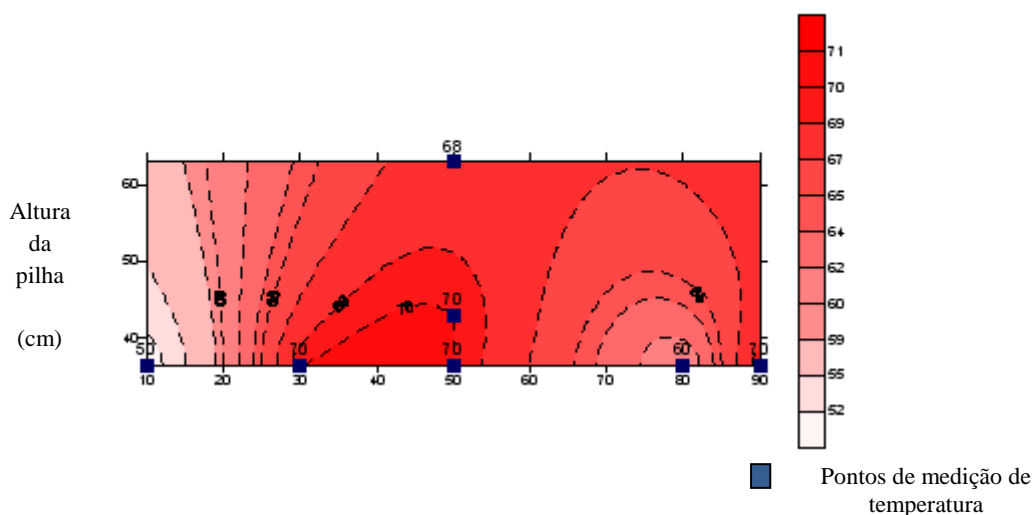


Figura 34. Isotermas dia 30 Maio, 13º dia de compostagem.

No 13º dia de compostagem a variação de temperatura já não é tão ampla, como se verifica pela figura 34, variando de 50 a 70°C. Os maiores valores observados encontraram-se na zona central da caixa e o valor mais baixo a 10 cm da zona lateral esquerda da caixa.

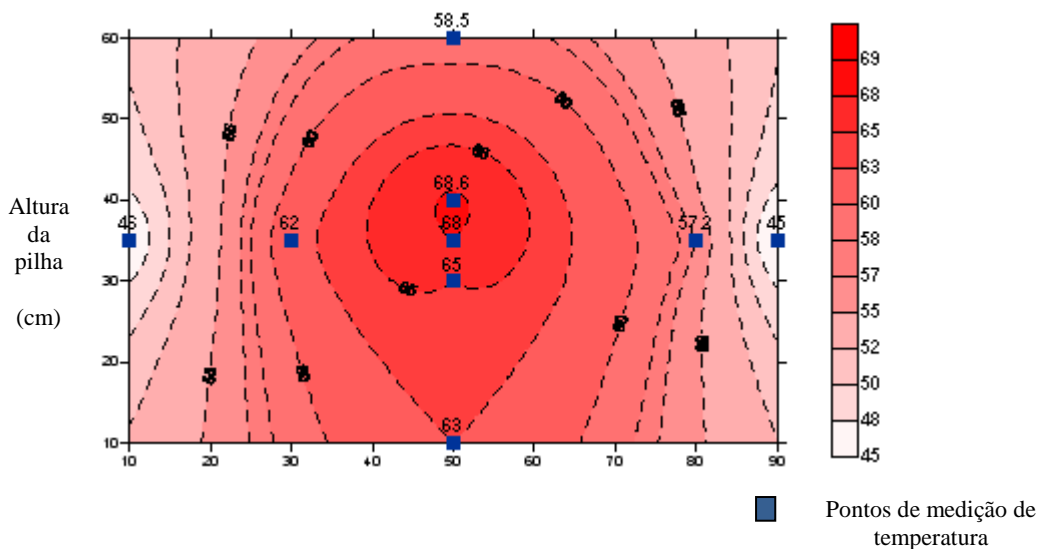


Figura 35. Isotermas dia 05 Junho, 19º dia de compostagem.

No 19 ° dia de compostagem as maiores temperaturas foram registadas ao longo do perfil vertical da caixa na zona central, como mostra a figura 35. Na zona central a 30 cm do topo da caixa a temperatura registada é de 68,6 °C, sendo a máxima. As zonas laterais da caixa, a 10 cm do extremo desta quer do lado esquerdo quer do lado direito apresentam a temperatura de 45 °C registada como a temperatura mais baixa desse dia.

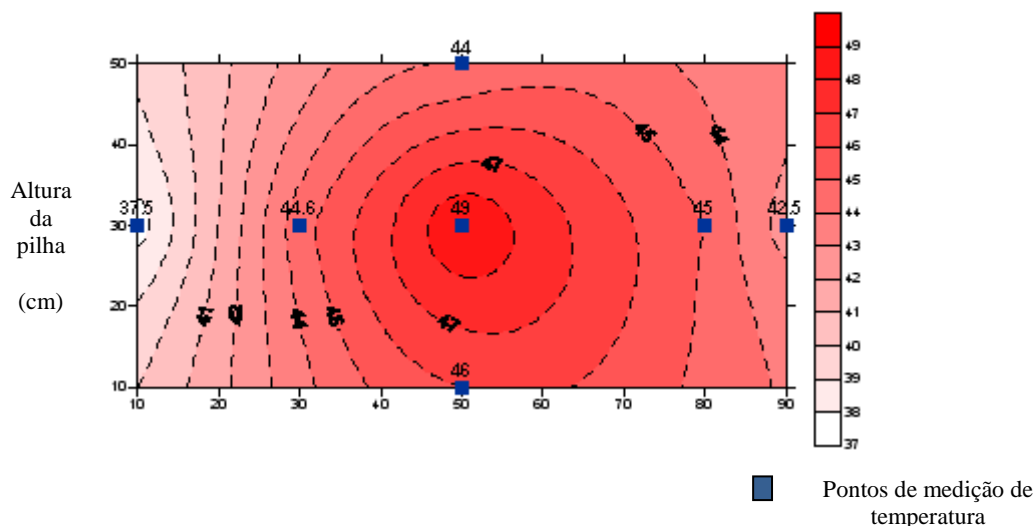


Figura 36. Isotermas dia 19 Junho, 33º dia de compostagem.

No 33º dia de compostagem observou-se que a amplitude de temperaturas diminuiu, como demonstrado pela figura 36. A temperatura mais elevada é de 49 °C na zona central da caixa, encontrando-se as zonas laterais com as temperaturas mais baixas, sobretudo a lateral esquerda onde a temperatura é de 37,5 °C.

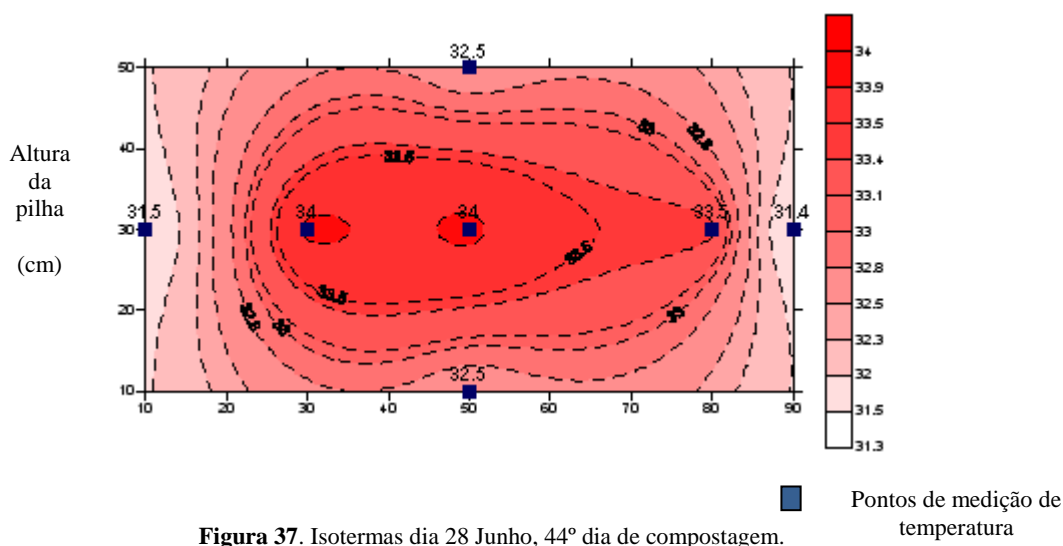


Figura 37. Isotermas dia 28 Junho, 44º dia de compostagem.

Verifica-se pela figura 37, no 44º dia de compostagem uma variação de apenas 3 °C na pilha de compostagem, a temperatura encontrou-se mais distribuída. As zonas centrais mantiveram-se a mais quentes com 34 °C enquanto as zonas laterais apresentam valores de 31,5 °C.

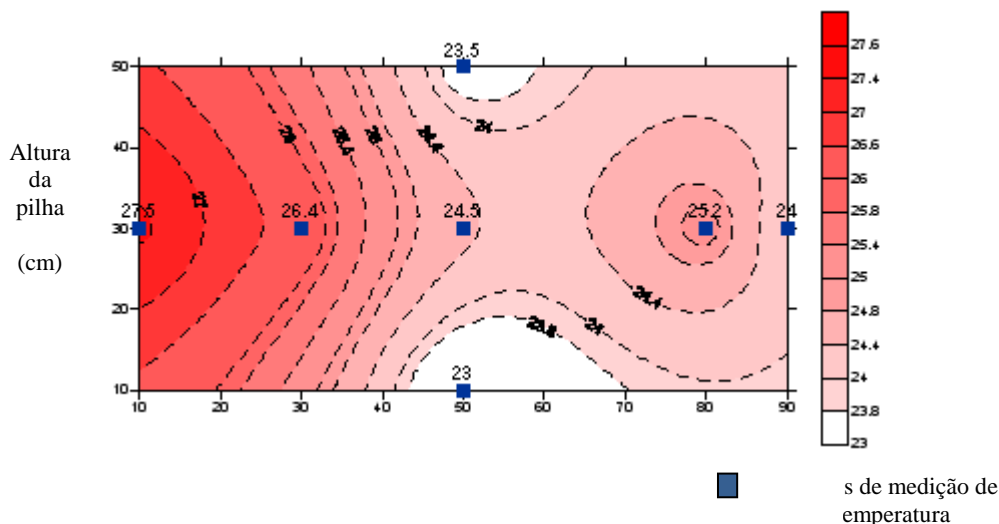


Figura 38. Isotermas dia 19 Julho, 63º dia de compostagem

No 63º dia de compostagem as temperaturas encontram-se entre 23 e 25,5 °C, como verificado pela figura 38. As temperaturas mais elevadas encontraram-se na zona lateral esquerda da caixa e as temperaturas mais baixas a 10 cm do fundo e 10 cm do topo da pilha, sendo de 23 e 23,5 °C respectivamente.

As zonas em que as temperaturas se mostraram inferiores pode ser devido a condições de anaerobiose no interior da pilha, que foram posteriormente corrigidas em cada revolvimento.

### 3.2.2.6. Variação de Volume

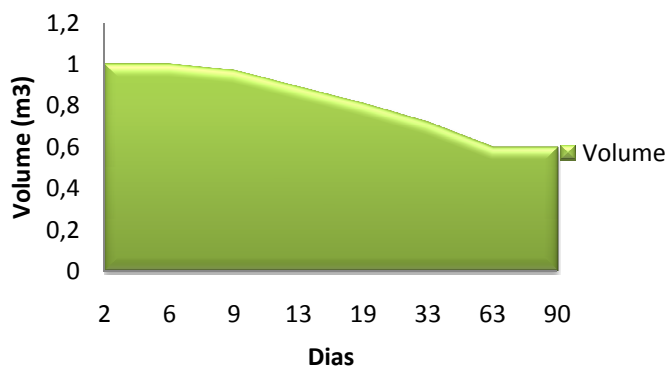


Figura 39. Variação do volume da pilha ao longo da compostagem.

Pela figura 39 verifica-se uma diminuição gradual do volume da pilha ao longo do processo de compostagem. Inicialmente o volume ocupado pela mistura de resíduos era de 1,0 m<sup>3</sup> enquanto no final do processo o volume ocupado pelo composto era de 0,6 m<sup>3</sup>, verificando-se uma redução de metade do volume (uma vez que foram também retiradas amostradas e perdida alguma quantidade durante os revolvimentos).

### 3.3. Custo/Benefício do processo de Compostagem

Como verificado anteriormente no quadro 16 para uma quantidade total de 55.325 toneladas que corresponde a uma aplicação de 25 t/ha nas três propriedades consideradas os custos associados ao processo de aplicação no solo, incluindo o transporte e a aplicação ronda 592.967 €.

Vamos agora estimar as quantidades de lamas compostadas a aplicar para satisfazer essa mesma dosagem e os custos associados ao processo de compostagem e aplicação das lamas compostadas (LC).

#### 3.3.1. Quantidades aplicadas de lamas compostadas

No ponto 3.1.4. considerou-se a dose de aplicação de 25 t/ha como a ideal tendo em conta aspectos nutricionais do eucalipto, ambientais e legais. Para essa dose calculou-se o valor correspondente para as LC utilizando como base para essa correspondência o parâmetro humidade, os valores obtidos estão representados no quadro 25. A amostra analisada poderá não ser representativa dos teores de humidade de toda a pilha pois a sua recolha foi superficial.

**Quadro 25.** Quantidades óptimas para aplicação de lamas frescas e compostadas.

	Humidade (%)	Dose aplicação (t/ha)	Quantidade aplicada (%MS)	Quantidade aplicada (t/ha)
Lamas frescas	71,19	25	7,20	25
Lamas compostadas	16,73	5,88	5,88	5,88

Para a quantidade de aplicação de 25 t/ha de lamas frescas correspondem 5,88 t/ha de lamas compostadas.

Considerando os LA mencionados no ponto 3.1.2, quadro 13, calcularam-se as quantidades a aplicar em cada um dos LA, representado pelo quadro 26.

**Quadro 26.** Quantidades de lamas compostadas a aplicar em cada LA.

LA	Área (ha)	Quantidade aplicada (t/h)	Quantidade Total aplicada (t)	TOTAL t
Zambujal	246	5,88	1 446	
Espirra	1706	5,88	10 031	
Latadas	261	5,88	1 535	<b>13 012</b>

Verifica-se que as quantidades de LC a aplicar são significativamente reduzidas quando comparadas com as quantidades de LF, menos 42 313 toneladas.

### 3.3.2. Custos de aplicação e transporte de lamas compostadas

Considerando os custos de transporte e de aplicação referidos no quadro 15 e no ponto 5.1.5.2. estimaram-se os custos de aplicação e transporte de LC para os mesmo LA.

**Quadro 27.** Custos compostagem para as quantidades dos três LA.

LA	Área (ha)	Quantidade Total aplicada (t)	Custo transporte (€)	Custo aplicação (€)	Custo total transporte e aplicação composto (€)
Zambujal	246	1 446	4 339	6 654	10 993
Espirra	1706	10 031	30 094	46 144	76 238
Latadas	261	1 535	6 139	7 060	13 198
					<b>100 429</b>

Obviamente que se verifica uma redução significativa dos custos associados ao transporte e aplicação do composto, uma vez que as quantidades aplicadas nos três LA são bastante inferiores quando comparados com os valores das LF. O custo total de aplicação do composto final, isto é o custo inerente ao transporte e à actividade de aplicação é de 100 429 €.

O quadro 28 representa os números de camiões necessários para o transporte das lamas compostadas para os LA verifica-se em comparação com o quadro 18, uma redução significativa do número de camiões. O que representa a nível ambiental vários benefícios e a nível económico uma redução de custos para a empresa.

**Quadro 28.** Número de camiões necessários para cada LA.

<b>Zambujal</b>	1 446	60
<b>Espirra</b>	10 031	418
<b>Latadas</b>	1 535	64

### 3.3.2. Benefícios económicos da compostagem

De forma a verificarmos se de facto a compostagem pode ou não ser uma opção viável economicamente para a empresa temos de comparar os custos totais de aplicação de LF e de LA para determinar o limite em que a compostagem poderá ou não ser viável.

$$LF = LC + \text{Compostagem}$$

LF – Custos totais de aplicação de lamas frescas , 592. 967€

LC – Custos totais da aplicação de lamas compostadas, 100.429€

Compostagem = valor a partir do qual é mais viável para a empresa efectuar a compostagem das lamas antes da sua aplicação no solo

Verifica-se que se for possível a realização da compostagem destes resíduos por valores inferiores a 5,90 €/t é preferível a aplicação do composto do que dos resíduos frescos, havendo um benefício económico para a empresa.

Contudo, a compostagem ainda é um processo relativamente dispendioso no nosso país o que poderá inviabilizar essa opção. Os valores podem variar consideravelmente e dependem de uma série de factores como: o material a compostar, o preço dos agentes “bulking”, o tipo de equipamento utilizado, mão-de-obra, serviços, etc. Em termos gerais através da bibliografia consultada esses preços podem variar de 3,61 a 5,39 €por tonelada de composto produzido (MAFF (1996); ACRCO (2003);Wei *et al.*, 2001), são apenas considerados para o efeito os custos de operação como a manutenção, o pessoal activo todas as operações de revolvimento (que inclui equipamento especial como tractores e *buldozers*), etc.

Se atendermos que é necessário transportar os resíduos para um centro de compostagem (CC) havendo no país já uma série de empresas licenciadas para o efeito, os preços podem ascender a valores bastante mais elevados que incluem ainda o transporte dos

resíduos para o CC. Um exemplo concreto é 18 €/t para o transporte e 30 €/t para a compostagem, o que acaba por não ser viável para as empresas.

Se a empresa decidir pela realização da compostagem na sua área fabril, que em termos económicos como já vimos é a melhor opção, deverá ter em conta todos os custos inerentes à construção e licenciamento de uma central de compostagem. Estes custos envolvem desde o tratamento do local a implementar o centro (que terá de ser uma área considerável), os custos capitais de operações de irrigação e gestão da humidade, os custos de operação dos equipamentos e os custos de trabalho e administração (ACRCD, 2003), são custos iniciais que é necessário analisar para determinar quando é que de facto se começa a obter algum lucro para a empresa.

### 3.4. Discussão dos resultados

#### 3.4.1. Processo de compostagem

##### 3.4.1.1. Propriedades Químicas

###### 3.4.1.1.1. Teor em matéria orgânica (MO) e matéria mineral (MM)

Pela figura 20 verifica-se que a %MO nas cinzas é bastante reduzida, perto dos 4%, devendo-se sobretudo à sua composição química que é maioritariamente constituída por minerais, essencialmente sais óxidos e hidróxidos. Por outro lado, as cascas de eucalipto apresentaram valores de MO muito elevados, na ordem dos 90%, estes valores reflectem sobretudo a composição das cascas de eucalipto ricas em matéria orgânica.

Os valores de MO nas lamas primárias e secundárias não apresentaram diferenças significativas, sendo de aproximadamente 74 e 66% respectivamente, são valores relativamente elevados sobretudo para as lamas primárias onde seriam esperados valores mais baixos. Estes elevados valores poderão estar relacionados com o processo de tratamento de efluente utilizado no centro fabril.

Pela figura 21, verifica-se uma diminuição da MO ao longo do processo de compostagem. Esta redução é comum no processo uma vez que o carbono presente é consumido pelos microrganismos durante este processo (Day & Shaw, 2005; Sullivan & Miller, 2005) e perdido sobre a forma de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Brito, 2005; Sullivan & Miller, 2005). Este processo foi sobretudo conseguido através dos revolvimentos que permitiu o arejamento da pilha aumentando a concentração de O<sub>2</sub> no seu interior levando a um aumento da actividade microbiológica e da velocidade do processo.

No início os valores de MO foram de aproximadamente 73% e no final do processo rondaram os 44%, como consequência o inverso aconteceu com a MM. As perdas de MO durante os primeiros dois meses de compostagem e posteriormente a sua estabilização indicam forte indício na redução dos materiais orgânicos facilmente biodegradáveis (Brito, *et al.*, 2005).

O valor final de MO no composto (44%) preenche os requisitos mínimos de 18% que definem a qualidade do composto (quadro 9) sugerindo a sua qualidade para utilização

agronómica e são superiores aos valores referidos por Santos (2001) (quadro 10) de 32,8%.

#### 3.4.1.1.2. Nutrientes

O processo de compostagem ao determinar quebras muito significativas de massa em virtude da volatilização de substâncias gasosas dá origem a perdas importantes de alguns elementos como o carbono, o oxigénio e o azoto, e ao aumento na concentração dos que não fazem parte das substâncias voláteis, como é o caso do fósforo, potássio, cálcio, magnésio ou micronutrientes (Wani & Shinde, 1976). No entanto, o que se verificou foi exactamente o oposto, houve um aumento no teor de N e uma diminuição nos teores de P, não sendo no entanto muito significativo.

Zucconi & Bertoldi (1991) referem como teores mínimos admissíveis para N e P em composto maturado de RSU, 0,6 e 0,5% respectivamente, no quadro 9 que define a qualidade do composto os valores referidos são superiores a 0,75% para ambos os nutrientes o que permite atribuir qualidade agronómica ao composto.

#### 3.4.1.1.3. Metais pesados

Os riscos de toxicidade da aplicação de metais pesados são particularmente graves, quer pela capacidade que têm de se acumular nos tecidos vegetais e animais, quer pelas possíveis repercussões na qualidade sanitária dos produtos agrícolas ou animais (Santos, 1991). Os problemas associados aos níveis de metais pesados nas lamas celulósicas, sobretudo devido à presença de cobre e zinco (Santos, 2001) não aparentam motivos de preocupação uma vez que os valores são bastante baixos, quer para as lamas frescas quer para as lamas compostadas, no entanto, observou-se uma redução na concentração da maioria dos metais pesados através da compostagem.

Vaz & Valente (1991) concluíram que os teores em metais pesados de compostos de lamas celulósicas mistas se situavam abaixo dos limites definidos pela directiva 86/278/CEE.

#### 3.4.1.2. Propriedades Físico-Químicas

##### 3.4.1.2.1. pH

O elevado pH das cinzas, lamas primárias e secundárias observadas pela figura 23 poderá estar relacionado sobretudo com os níveis de cálcio existentes nestas

combinados com carbonatos de cálcio, hidróxidos e óxidos (ingredientes do processo kraft). Sobretudo no caso das cinzas compostas por bastantes óxidos e hidróxidos de vários elementos.

As cascas de eucalipto apresentam valores de pH menores, na ordem dos 6.

Todos os resíduos, excepto as cascas, apresentaram pH com valores na gama alcalina como seria de esperar, estes resíduos quando aplicados no solo irão aumentar o seu pH como verificado em estudos obtidos por Nunes *et al.*, (2008), que utilizando lamas primárias da IPP aplicadas nos solos verificou um aumento progressivo do pH relacionado com o aumento gradual da aplicação dos resíduos. São também consistentes com os resultados obtidos por Carpenter *et al.*, (2000), que em estudos de campo verificou um aumento progressivo no pH dos solos com aplicação de lamas celulósicas.

Pela figura 24 verifica-se que houve uma ligeira descida do pH na primeira semana do processo de compostagem passando de 8,5 para 6,7, o que indica a variação natural do processo que se inicia com valores de pH a cair para valores mais baixos como provável consequência da acção das bactérias formadoras de ácidos na decomposição do material carbonáceo. Esta descida inicial do pH deve-se a três razões (Golueke, 1991): zonas anaeróbicas localizadas que possam ter lugar na pilha, eventuais condições de abundância de substratos glucídicos, das quais resulte a acumulação de compostos intermédios da sua metabolização, eventual interferência de condições ambientais, como por exemplo o efeito acidificante provocado pela lixiviação de bases solúveis (Mustin, 1987). Não deve ser também esquecido o efeito acidificante motivado pela dissolução do CO<sub>2</sub> produzido pelo metabolismo microbiano (Santos, 2001).

Voltando a subir novamente a partir da primeira semana até atingir os 8. A subida do pH para valores mais alcalinos deve-se sobretudo à metabolização pela flora termofílica dos ácidos orgânicos previamente formados (Golueke, 1991). A própria libertação de bases até aí integradas nas estruturas das macromoléculas entretanto metabolizadas pode contribuir para a elevação do pH (Mustin, 1987), bem como a produção de amoníaco a partir da degradação microbiana de proteínas ou bases azotadas.

A partir do 34º dia existe uma nova redução de pH para 7-7,5, um valor neutro, resultante da formação de substâncias húmicas (Day & Shaw, 2005) mantendo-se depois constante. Estes resultados são também consistentes com os obtidos por Nakasaki *et al.*, (1985) na compostagem de lamas de diferentes origens.

No final o composto apresenta valores de pH de cerca de 7,6 colocando-se assim num composto com qualidade agronómica (quadro 9).

#### 3.4.1.2.2. Condutividade Eléctrica (CE)

A elevada CE obtida nas cinzas, figura 25, está sobretudo relacionada com os sais existentes que poderão atingir valores de elevada ordem. A CE é tanto mais elevada, quanto maior a existência de iões alcalinos e concentração de sais dissolvidos (Minner, 1994), o que resulta portanto do elevado teor de sais existentes nestas.

A evolução da CE ao longo do processo de compostagem poderá estar também relacionada com a evolução do pH ao longo do processo dada a semelhança entre os dois gráficos.

No início do processo sofreu um ligeiro aumento de quase 1,5 unidades mas a partir da primeira semana começou a diminuir gradualmente estabilizando por volta do 20º dia, estando de acordo com a bibliografia consultada (Abad, 2004; Brito, 2005; Nakasaki, 1985). A variação dos valores de CE depende sobretudo da mistura inicial e também da lixiviação que eventualmente possa ter ocorrido.

Os valores finais de CE, 0,50 dS/m são um pouco abaixo dos valores considerados óptimos para o desenvolvimento das plantas (0,75-1,99 dS/m), não sendo no entanto um factor limitante ao seu desenvolvimento, uma vez que um elevado teor em sais pode ser uma desvantagem do fertilizante diminuindo a capacidade de absorção de água pelas plantas.

Estas concentrações de sais solúveis são, em geral, semelhantes às observadas noutros processos de compostagem de IPP (Campbell *et al.*, 1995; Tripepi *et al.*, 1996).

#### 3.4.1.2.3. Humidade (H) e matéria seca (MS)

Os valores de humidade durante o processo de compostagem mantiveram-se entre os 67-77%

Verificou-se um maior consumo de água a partir do 10º dia de compostagem, quando provavelmente a pilha entrou na fase de degradação da matéria orgânica facilmente biodegradável (fase termófila) (Golueke, 1991).

A grande redução de humidade está relacionada com os resíduos iniciais, sobretudo as lamas primárias e secundárias que continham grandes % de água, e como compete ao processo de compostagem tornar os resíduos iniciais em composto final com uma maior % de MS.

O conteúdo de humidade deve ser mantido acima de 50% para assegurar uma óptima actividade microbiológica (Julyan, 1995), e isso foi de facto conseguido.

### 3.4.1.3. Propriedades Físicas

#### 3.4.1.3.1. Granulometria

A distribuição da granulometria é maioritariamente partículas com dimensões entre 1-2 mm, 34%, e partículas com 1-2 mm, 22%. As partículas de maiores dimensões (5-10 mm) e de menores dimensões (< 0,125) são as que se encontram em menores quantidades com apenas 4% da distribuição.

Ao longo do processo a granulometria tem tendência a diminuir devido à degradação da MO, pela actividade microbiana (Raviv *et al.*, 1978) e o fraccionamento das partículas durante os revolvimentos. (Coelho, 2007), o que por sua vez, é correlacionado com um aumento do ETP.

Observa-se uma homogeneização da granulometria do composto, sendo na sua maioria constituído por partículas de 1-2 mm.

Esta granulometria poderá ser benéfica não apenas para o composto mas também para a aplicação deste em comparação com a aplicação de lamas frescas, uma vez que as partículas se encontram mais reduzidas facilitando o acto de espalhamento e até talvez o equipamento utilizado para tal.

#### 3.4.1.3.2. Densidade aparente ( $D_{ap}$ ), Espaço poroso total (ETP) e contracção do volume

Como registado no quadro 23 a densidade aparente húmida,  $D_{ap_h}$  foi de 0,667% e a densidade aparente seca,  $D_{ap_s}$  de 0,238 %. Esta varia bastante com a textura, a estrutura e o teor de matéria orgânica, reflectindo a massa da parte sólida de um e da massa de água (Fernandes & Costa, 1997), os valores apresentados são inferiores aos valores esperados atendendo ao tipo de composto.

Os valores da Dap estão relacionados com os valores de porosidade (e vice-versa), podendo o Dap ser indicador da porosidade.

Os valores de porosidade, espaço poroso total foram de 87,71%, superior aos 85% referidos no quadro 9 como requisito mínimo de qualidade do composto. A porosidade demonstra ainda a percentagem máxima que o composto pode conter e corresponde ao preenchimento total do espaço intersticial, verificando-se que o composto pode armazenar grandes quantidades de água.

E a CTR foi de cerca de 36,4%, mostrando que houve uma contracção do volume, embora não muito significativa.

A porosidade, do mesmo modo que a densidade aparente, não apresenta valor constante, podendo variar com o seu teor em água, devido a fenómenos de contracção e expansão dos materiais (Fernandes & Costa, 1997).

#### 3.4.1.3.3. Relação ar-água

Pelo quadro 24 verifica-se uma capacidade de arejamento, CA do composto de 63,85%, sendo um valor relativamente alto, sendo um factor importante para as raízes das plantas e também para a população de microrganismos existentes, sendo este valor óptimo de 20-30%. Afecta também a taxa de infiltração, sendo bastante elevada neste composto. Este elevado valor poderá estar relacionado com a elevada porosidade apresentada pelo composto.

Em relação à AFU, AR e ADU os valores obtidos foram de 7,84, 0,96 e 15,07 respectivamente, apresentando valores reduzidos, sobretudo para o AR que como requisito mínimo para a qualidade do composto deveria ser de 4 -10% e para a AFU onde os valores óptimos se situam entre 20-30%, sendo valores muito importantes para a qualidade do substrato para permitir o desenvolvimento vegetal, seria de esperar uns valores mais elevados para a capacidade do composto armazenar água. Os valores de ADU são um pouco mais elevados que para as restantes condições, no entanto essa água está pouco disponível para ser utilizada pelas plantas.

Estes reduzidos valores obtidos podem estar relacionados com os baixos valores de humidade apresentados pelo composto final, na ordem dos 17%, o que significa que o composto perdeu demasiada água, ou a amostra retirada para análise não era representativa do total da pilha sendo um ponto a considerar num próximo processo.

#### 3.4.1.3.4. Volume

Verificou-se uma diminuição de volume em cerca de 50% do volume inicial ao longo do processo de compostagem. Este facto era esperado sobretudo devido à redução do material, à diminuição do tamanho das partículas e à perda de humidade.

Este factor irá ser extremamente importante para a operação de transporte do composto para aplicação no solo.

Todo o processo metabólico da compostagem, ao comportar a transformação de material orgânico em produtos voláteis como o CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, terá como consequência uma significativa perda de massa, a qual se poderá mesmo cifrar em cerca de metade do valor inicialmente obtido (Blanco *et al.*, 1992).

#### 3.4.1.4. Propriedades Biológicas

##### 3.4.1.4.1. Índice de Germinação

A mistura inicial de resíduos encontra-se imatura, segundo CCMEE (1996) (> 90%), Zucconi *et al.*, (1981) (> 50 %), Saviozzi *et al.*, (1992) (> 80%).

As causas dos baixos índices de germinação (fitotoxicidade) podem ser associadas à presença de metais pesados, elementos inorgânicos, sais solúveis e compostos orgânicos, que se encontram todos eles presentes nos RIPP analisados, resultando numa diminuição da germinação da semente dependendo do grau de fitotoxicidade que a mistura possui (Warmann, 1999; Zucconi *et al.*, 1988; Ozores- Hampton *et al.*, 1999).

Levy, J.S. *et al.*, (2003) analisaram a germinação e crescimento da radícula em sementes de tomate com aplicação de lamas secundárias, e estrume e resíduos de ETARs domésticas). Onde verificaram que as lamas primárias apesar de terem proporcionado maiores índices de germinação (o extracto não inibiu a germinação da radícula) as radículas não estavam muito desenvolvidas. Levy, *et al.*, (2003) a elevada condutividade eléctrica também sugere que o aumento de salinidade pode contribuir para estes efeitos inibidores do crescimento das radículas.

No entanto, o índice de germinação apresentado pelo composto final, de 73,7%, embora se encontre imatura segundo CCMEE (1996), Saviozzi *et al.*, (1992) encontra-se já livre

de fitotoxicidade segundo Zucconi *et al.*, (1991), que foi o método considerado neste trabalho. Demonstrando que parte das substâncias fito-tóxicas, sejam metais, elementos inorgânicos, sais solúveis, compostos orgânicos encontram-se em menos quantidade no composto final.

Esta resposta vai de acordo com a encontrada por Nakasaki *et al.*, (1985), em que o índice de germinação obtido na compostagem de resíduos orgânicos de várias fontes apresentou um IG de 55% onde, segundo o autor o composto produzido estava maduro e livre de compostos fitotóxicos (Zucconi, *et al.*, 2001).

#### 3.4.1.4. Temperatura

Pelas figuras 29 e 30 verifica-se que o material passou por uma fase inicial ou mesofílica, uma fase intermédia ou termofílica e uma fase final de estabilização ou maturação.

Toda a temperatura de compostagem se manteve em temperaturas relativamente elevadas, chegando mesmo a atingir os 77 °C.

Até ao 53º dia a temperatura da pilha foi sempre superior à temperatura média do ar.

Verifica-se uma diferença nas temperaturas centrais e laterais, sendo mais baixa nas zonas laterais da pilha, sobretudo do lado direito da caixa, o que se poderá dever à localização da pilha que ficava mais susceptível às condições meteorológicas (vento, mais frio) nessa zona da pilha.

Sempre que houve um revolvimento houve uma diminuição da temperatura, devido à temperatura exterior ser inferior mas rapidamente se voltou a atingir os valores anteriores devido á actividade microbiana.

A mistura a compostar atingiu logo temperaturas elevadas talvez devido à própria natureza dos materiais e o seu elevado pH promover o rápido ataque microbiológico. As cinzas podem ter sido outro dos factores para aumentar a temperatura até aos 70 °C (Koivula, *et al.*, 2004), aumentando a capacidade calorífica dos resíduos

Ao 5ª dia foi atingido o estado termofílico, chegando as temperaturas a atingir o máximo de 77 °C durante esse período. Estes resultados estão de acordo com as pesquisas de Jokela *et al.*, (1997) em que a fase termofílica foi atingida ao 3º dia de compostagem.

O composto estudado atingiu altas temperaturas rapidamente, indicando um bom início do processo. As lamas continham elevadas concentrações de material inorgânico da produção do papel que pode ter limitado a actividade microbiológica (Jokela *et al.*, 1997), mas aparentemente tal não aconteceu.

O longo período da fase termofílica é similar ao observado por outros autores (Campbell *et al.*, 1995; Evanylo & Daniels, 1999). Muitos factores, tais como a natureza da matéria orgânica a ser compostada, a disponibilidade de nutrientes, o teor em humidade, o tamanho das partículas, assim como o grau de agitação e arejamento podem explicar a intensidade das mudanças na temperatura (Charles *et al.*, 2001).

Ao 3º dia de compostagem as temperaturas mais elevadas eram atingidas na zona lateral esquerda da caixa, 54 °C isto provavelmente por ser a zona mais protegida das condições meteorológicas, associado a um possível maior conteúdo em matéria orgânica e a actividade microbiológica iniciou-se primeiramente naquele ponto.

Ao 6º dia no entanto, as maiores temperaturas registadas foram na zona central da pilha, a 30 cm do fundo da caixa, onde chegou mesmo a atingir os 78 °C. Registando-se também temperaturas muito elevadas na zona lateral esquerda e central.

Ao 9º dia as temperaturas distribuem-se de maneiras diferentes, no entanto a zona centro continua a registar as temperaturas mais altas, mas na zona lateral direita da caixa a temperatura atingiu também os 70 °C, como se verifica pela figura 31.

A figura 32 mostra a distribuição da temperatura no 13º dia de compostagem, onde o centro continua a ser a zona mais quente.

No 33º dia de compostagem as temperaturas já variavam numa gama mais baixa de valores, de 49 °C atingida no centro da pilha a 37,5 na zona lateral esquerda da pilha como se verifica pela figura 34.

Na figura 36 já todas as temperaturas registadas no interior da pilha eram inferiores à temperatura do ar.

Ao longo de todas estes registos verifica-se ao longo do processo que a zona mais quente da caixa é sempre a zona central, isto devido a estar mais protegida do meio exterior e demonstrado que o processo pareceu decorrer em óptimas condições de temperaturas. As temperaturas laterais variam ao longo do processo, o que poderá ser devido aos revolvimentos, que após efectuados vão distribuir de outra forma a matéria orgânica no interior da pilha, e a actuação dos microrganismos que posteriormente vão aumentar a temperatura do material, irá sendo distribuída de forma aleatória no interior

da caixa. No entanto, as partes laterais da pilha, sobretudo do extremo direito da caixa são quase sempre as que registam valores mais baixos devido à localização da pilha de compostagem, estando mais desprotegida nesse extremo da caixa.

### **3.4.1. Avaliação Custo/Benefício do processo de Compostagem para aplicação de RIPP no solo**

Através do quadro 26 verifica-se que a quantidade de lamas compostadas equivalentes às mesmas quantidades de lamas frescas, são bastante inferiores permitindo que a aplicação de 25 t/ha possa ser satisfeita apenas com a aplicação de 5,9 toneladas. Para além de uma considerável redução nos custos de transporte para aplicação nas propriedades, atendendo às alterações observadas no composto (pH mais ácido, CE baixa, redução dos metais pesados, odor) as doses até poderão ser aumentadas levando a um maior escoamento dos RIPP das fábricas para os LA.

A compostagem dos resíduos antes da sua aplicação no solo poderá ser um processo viável economicamente para a empresa, se o processo for conseguido a um custo igual ou inferior a 5,90€, valor que está muito próximo dos encontrados na bibliografia para custos de operação do processo.

Também o ambiente e a produtividade florestal vão lucrar com a aplicação de composto, uma vez que para o seu transporte e o número de camiões necessários é reduzido para cerca de metade, reduzindo as emissões gasosas para o ambiente e o consumo de combustíveis fósseis. O composto uma vez estabilizado e devido às suas características físicas e químicas quando aplicado no solo apresentará mais benefícios para as plantas, apresentando-se até como um composto com óptima qualidade para substrato hortícola, e não esquecer também as reduções dos teores de metais pesados observadas sendo um benefício ambiental muito importante para o solo, água, fauna e flora.

Uma outra consideração importante, associada ao composto é também o seu fácil manuseamento. Uma vez compostados os resíduos apresentam-se sem o odor desagradável, mais secos, com granulometria mais reduzida e homogénea o que permite grandes facilidades quando se procede à aplicação no terreno. Para além da sua aplicação ser mais homogénea e mais fácil de quantificar seria possível o uso de outro

tipo de maquinaria, uma vez que o composto não apresenta tanta humidade e dimensões tão grandes como as lamas frescas, facilitando em muito a aplicação no solo.

Comparando os valores de aplicação das lamas frescas e compostadas representados no quadro 31 verifica-se um ganho económico de cerca de 20%. A aplicação das lamas compostadas permite reduzir significativamente os custos em relação à aplicação das lamas frescas. Um factor ainda muito importante que deverá ser alvo de atenção futura passa pela qualidade da aplicação, devido à sua composição as lamas compostadas permitem uma aplicação bastante mais fácil, equivalente à aplicação de adubos ou estrumes não sendo necessário recorrer a outro tipo de maquinaria, para além da qualidade da aplicação que permite uma distribuição mais homogénea do composto e uma projecção maior deste nas áreas florestais em que o acesso às zonas interiores da floresta é mais difícil.

Contudo, se a empresa tiver área disponível poderá proceder à compostagem dos resíduos no próprio CF, podendo haver uma redução significativa nos custos do processo uma vez que não se terá de pagar o transporte dos resíduos para o CC.

## 4. CONCLUSÃO

A implementação de um plano de aplicação de RIPP é de extrema importância, não só para a empresa como para atender a critérios legais e ambientais. A concepção deste plano de aplicação permitirá a seleção e preparação dos locais de aplicação, concepção dos itinerários, os métodos de aplicação e as quantidades a aplicar. Para tal, deverá ser feito um levantamento criterioso do local e uma avaliação do solo e resíduos a aplicar de forma a respeitar os aspectos legais e ambientais. Para além da concepção gerir de forma ordenada e organizada a aplicação no solo, dever-se-á sempre considerar uma monitorização constante após a aplicação de forma a garantir que não existem quaisquer efeitos nocivos.

Numa das etapas de um plano de aplicação um dos factores a considerar são as distâncias dos complexos fabris aos locais de aplicação, uma ferramenta muito útil que nos permite ter essa noção, sobretudo visualmente podendo ainda fornecer elementos adicionais, como as distâncias e as melhores rotas são os SIG. Neste trabalho apenas foi utilizada uma pequena amostra do que este sistema é capaz de fazer, mas a nível de aplicação de lamas poderá ser bastante útil para uma série de parâmetros e condicionantes.

O processo de compostagem realizado aos RIPP teve a duração de 3 meses, conseguiu-se pela mistura utilizada e através de um processo de compostagem simples, obter um composto de qualidade. A proporção de resíduos utilizada foi óptima não sendo necessária a adição de azoto. Possivelmente a utilização de cascas como agente “bulking” foi determinante para a boa evolução do processo assim como um controle da humidade. No final obteve-se um composto maturado, com um aroma a terra, seco, mais escuro, com uma granulometria mais homogénea, não fitotóxico, com valores óptimos de pH, CE, MO, boa capacidade de arejamento e porosidade, apresentando apenas algum défice na quantidade de água de reserva e facilmente utilizável, o que poderá ser consequência da sua elevada perda de humidade no último mês de compostagem, fase de maturação, e que apresenta boa qualidade como composto agronómico. Assim como também se obteve uma redução de 50% do volume inicial o que implica uma acentuada redução de custos no seu transporte e aplicação.

Um factor muito importante a ter em conta na realização deste trabalho foi a redução dos teores da maior parte dos metais pesados no composto final, o que permite para

além da preservação do ambiente, animais e saúde humana, reconsiderar os teores aplicados ou até mesmo os períodos de aplicação, permitindo um maior escoamento dos resíduos para valorização.

Além disso, o aspecto físico do composto é bastante diferente do aspecto inicial da mistura de resíduos, encontrando-se as partículas mais finas e soltas e o material mais seco, o que se pode mostrar vantajoso na altura do transporte e aplicação.

A compostagem mostrou ser um processo eficaz para este tipo de resíduos e bastante vantajoso quando se considera o composto final no entanto, este processo ainda envolve custos bastante elevados, o que acaba por levar a uma menor aderência por parte das empresas. Constatou-se que se a empresa optar por compostar os seus resíduos pouparia em custos de transporte e de aplicação, permitindo ainda uma redução no consumo de combustíveis fósseis e emissões gasosas para a atmosfera.

No entanto os custos totais de eliminação dos resíduos ficariam mais elevados, sobretudo devido ao processo de compostagem optando por fazê-lo numa central de compostagem. Mas se considerarmos que a empresa tem áreas disponíveis no próprio ou junto ao complexo fabril, onde o custo de compostagem pudesse baixar até aos 5,90 €/t os custos totais estes baixariam.

Em conclusão, passaria a apresentar inúmeras vantagens: redução de custos da actividade de aplicação no solo para a empresa, redução de impacte ambiental, material mais estável e estabilizado não apresentado características tão nocivas para o solo e apresentando-se mais benéfico para uma maior produtividade florestal e sustentabilidade ambiental, composto mais manuseável permitindo talvez uma redução nos custos de aplicação e uma maior qualidade na aplicação.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

**ACRCD (2003)** – FactSheet: Economics of manure composting. Alameda County Conservation Partnership. USDA Natural Resource Conservation Service.

**ADAS (2005)** – Research Report: Assessment of options and requirements for stability and maturity testing of compost. By: ADAS Consulting Published in The Waste and Resource Action Programme. ISBN: 1-84405-057-2.

**ABAD, M. 2004** - Tratado de cultivo sin suelo. *Ediciones Mundi-Prensa*. 3ª Edição. 113- 158.

**ABER, J.; MELILLO, J.; MCCLAUGHERTY, C. (1990)** - Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian J.*, **68**: 2201-2208.

**ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. (2001)** – Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludge during 10 years. *Bioresource Technology J.*, **77(2)**: 109-114.

**ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. (2001)** - Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review, *Adv. Environ. Res. J.*, **5**:175 – 196.

**ALMEIDA, H.; ERNANI, P.; ALBUQUERQUE, J.; JÚNIOR, J.; ALMEIDA, D. (2008)** – Influência da adição de um resíduo alcalino na indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions num solo ácido. *R. Brasileira do Ciclo do Solo.*, **32**:1775-1784.

**ANDERSON (2001)** – Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 2 – Regularly Report. Report for the European Union, **65**.

**ATKINSON C.; JONES D.; GAUTHIER J. (1996)** - Biodegradability's and microbial activities during composting of oxidation and ditch sludge. *Compost Science & Utilization J.*, **4**: 84–96.

**BÄÄTH, E.; FROSTEGÅRD, Å.; PENNANEN, T.; FRITZE, H. (1995)** – Microbial community structure and Ph response in relation to soil organic matter quality in wood ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry J.*, **27**:229-240.

**BAJPAI, P. (1994)** – Biological color removal of pulp and paper mill wastewater. *Biotechnology J.*, **33**:211-220.

**BARROS, N.; NOVAIS, R.; NEVES, J. (1990)** - Fertilização e correcção de solo para plantio de eucalipto. In: Barros, N. F.; Novais, R. F. Relação solo - planta. Viçosa: editora Folha Viçosa, 127 -186.

**BATISTA, T. (2000)** – Uma abordagem ao problema de caminho mais curto multi objectivo – aplicação ao problema de encaminhamento em redes integradas de comunicações. Universidade da Beira Interior. Dissertação de Mestrado em Sistemas de Automação

**BEAUCHAMP, C.; CHAREST, M.; GOSSELIN, A. (2002)** – Examination of environmental of raw and composting de-inking paper sludge. *Chemosphere J.*, **46**: 887-895.

**BELLAMY, K.; CHONG, R.; CLINE. (1995)** – Paper sludge utilization in agriculture and container nursery culture. *Environmental Quality J.*, **24**: 1074-1082.

**BERG, B.; EKBOHM, G.; MCCLAUGHERTY, C. (1984)** - Lignin and holocellulose relations during long-term decomposition of some forest litters Long-term decomposition in a Scots pine forest: Part IV. *Canadian J.*, **62**: 2540-2550.

**BERGBAUER, M., EGGERT, C.; KRAEPELIN, G. (1991)** – Degradation of chlorinated lignin compounds in a bleach plant effluent by the white-rot fungus. *Microbiology biotechnology J.*, **35**:105-109.

**BERTOLDI, M; CITERNESI, V.; GRISELLI, M. (1982)** – Microbial Populations in the Compost process. In.: Composting, *The J. G. Press, USA*, 26.

**BEYER, L.; FRÜND, R.; MUELLER, K. (1997)** – Short-term effects of secondary paper mill sludge application on soil properties in Psammentic Haplumbrept under cultivation. *The Science of the Total Environment J.*, **197**: 145-152.

**BOCKHEIM, J.; BENZEL, T.; LU, R.; THIEL, D. (1988)** - Groundwater and soil leachate inorganic nitrogen in a Wisconsin red pine plantation amended with paper industry sludge. *Environmental quality J.*, **17**:729- 734.

**BOSTAN, V.; MCCARTHY, L.; LISS, S. (2005)** –Assessing the impact of land applied biosólidos from a thermo mechanical pulp mill to a suite terrestrial and aquatic bioassay organisms under laboratory conditions. *Waste Management J.*, **25**:89-100.

**BRITO, L. (2005)** - Manual de Compostagem. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. Instituto Politécnico de Viana do Castelo.

**BRISSON, I. (1997)** – Assessing the waste hierarchy – a social cost-benefit analysis of municipal solid waste management in the European Union, AFK Forlaget, Copenhagen,

Denmark.

**BROWN, S.; BERTI, R.; CHANEY, R.; RYAN, J. (2004)** – In situ of soil amendments to reduce the bioaccessibility and phytoavailability of soil lead. *Environment Quality J.*, **33**:522-531.

**CALACE, N.; PETRONIO, B.; PICCIOLO, M.; PIETRATONIO, M. (2000)** – Changes in copper, lead and zinc concentrations in plants from paper mill-sludge treated soils. *Annali di Chimica*, **90**:655-663.

**CALACE, N.; DI MURO, A.; NARDI, E.; PETRONIO, B.; PIETROLETTI, M. (2002)** – Adsorption isotherms for describing heavy metal retention in paper mill sludges. *Industrial and Engineering Chemical Research*, **41**:5491-5497.

**CAMBERATO, J.; VANCE, E.; SOMESHWAR, A. (1997)** – Composition and land application of paper manufacturing residuals. *American Chemical Society J.*, **12**: 185-202.

**CAMPBELL, A. (1990)** - Recycling and disposing of wood ash. *Tappi* **73**:141-146.

**CAMPBELL, A.; ZHANG, X.; TRIPEPI, R. (1995)** - Composting and evaluating a pulp and paper sludge for use as a soil amendment/ mulch. *Compost Science & Utilization. J.*, **3**:84–95.

**CARDENAS, JR.; WANG, L. (1980)** – Composting process. Handbook of Environmental Engineering; *Human Press*. 269-327.

**CARVALHO, M. (1999)** *In*: Pelkonen, P.; Pitkänen, A.; Schmidt, P.; Oesten, G.; Piussi, P., Rojas, E. (Eds.). Forestry in changing societies in Europe, Part II: Forestry in changing societies, country reports.

**CARPENTER, F., FERNÁNDEZ, I. (2000)** - Pulp sludge as a component in manufactured topsoil. *Environ. Qual. J.* **29**: 387–397.

**CARTER, N. (1983)** - Composting disposes of sludge. Yields byproduct at Glatfelter. *Pulp & Paper J.*, **102- 105**.

**CCMEE (1996)** – Guidelines for Compost Quality. Canadian Commission of Environment Ministerial, Toronto.

**CECEN, F.; URBAN, W.; HABERI, R. (1992)** – Biological and advanced treatment of sulfate pulp bleaching effluents. *Water Science and Technology J.*, **26**:435-444.

**CELPA (2006)** – Associação da Indústria papeleira. Boletim estatístico 2007. ISSN: 1645/4154.

**CELPA (2008)** – Associação da Indústria papeleira. Boletim estatístico 2008. ISSN: 1645/4154.

**CEPI** - Confederation of European Paper Industry (2006). Special recycling 2005 statistics, 2006. <<http://www.cepi.org>>.

**CENTER FOR NEW AMERICAN DREAM (2002)** – a common vision for the transforming the paper industry: striving for environmental and social sustainability.

**CHANTINGY, M.; ANGERS, D.; BEAUCHAMP, C. (2000)** – Active carbon pools and enzyme activities in soils amended with de-inking paper sludge. *Canada Soil Science J.*, **80**:99-105.

**CHRISTMAS, P. (2002)** - Building materials from deinking plant residues – a sustainable solution. In: COST Workshop Managing Pulp and Paper Residues, Barcelona, Spain.

**CLAPHAM, W.; ZIBILKE, L. (1992)** – Wood ash as a liming amendment. *Soil Science Plant Analyses J.*, **23**:1209-1227.

**COELHO, L. (2007)** – Compostagem de Resíduos Agro-industriais: Monitorização do processo e avaliação da qualidade do composto. Mestrado em Agricultura Sustentável. Universidade do Algarve.

**CPBIS (2003)** – The Center for Paper Business and Industry Studies, Georgia Tech.

**CUNHA-QUEDA, A.; RIBEIRO, H.; RAMOS, A.; CABRAL, F. (2007)** – Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine eucalyptus bark. *Bioresource Technology J.*, **98**: 3213–3220

**CUNHA-QUEDA, A. (2009)** – Valor agrícola e comercial do composto orgânico versus impactes ambientais da sua aplicação. Universidade Técnica de Lisboa. 3º Fórum Nacional de Resíduos. Lisboa.

**DAS, K.; TOLLNER, E. (S.D.)** – Composting pulp and paper industry solid wastes: process design and product evaluation. Department of biological and agricultural engineering. University of Georgia.

**DAVIS, R. (1994)** – Planning the best strategy for sludge treatment and disposal operations. *Water Science and Technology J.*, **30**: 149-158.

**DAY, M.; SHAW, K. (2005)** - Processos Biológicos, químicos, físicos del compostaje. In: Stollella, P. & Kahn, B. (eds.), *Utización de compost en sistemas de cultivo hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa. 17-50.

**DE BOODT, M., VERDONCK, O., CAPPAERT, I. (1974)** - Method for measuring the waterrealese curve of organic substrates. *Acta Hort.* **37**: 2054-2062.

**DESROCHERS, M.; ROYER, G.; LIVERNOCHE, D.; JURASEK, L; ROULEAU, D.; MAYER, R. (1983)** - Decolorization of kraft mill effluent: kinetics of a continuous process using immobilized *Coriolus versicolor*. *Biotechnol Lett. J.*, **5**:321-326.

**Decreto-Lei n.º 446/91** de 22 de Novembro 1991.

**Decreto-Lei n.º 118/2006**, de 21 de Junho de 2006.

**Directiva 75/442/CEE** de 15 de Julho de 1975.

**Directiva 86/278/CEE**, de 12 de Junho de 1986.

**EPA (1991)** – Land application of bleached pulp & paper mill wastewater treatment sludges. United States Environment Protection Agency.

**EPA (2002)** – Profile of the pulp and paper industry. Office of Compliance Sector Notebook, United States Environmental Protection Agency.

**EVANYLO, G., DANIELS, W.; LI, R. (1999)** – Paper mill sludge composting and compost utilization. *Compost Science & Utilization. J.*, **7**: 30-39.

**FALCÃO, L. (1998)** – Lamas celulósicas: estudo da possibilidade do seu aproveitamento como fertilizante. *1ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Aveiro, 808-811.

**FAO (2006)** – Trends in wood production of 2005. Food and Agricultural Organization of the United Nations.

**FARIA, L.; RODRIGUEZ, L. (2001)** – Demanda potencial por biossólido em povoamentos de eucalipto no entorno da ETE de Barueri, SP. *Engenharia sanitária e Ambiente J.*, vol. **6**: 3-4.

**FEAGLEY, S.; VALDEZ, M.; HUDNALL, W. (1994)** – Bleached, primary paper mill sludge effect on bermudagrass on a mine soil. *Soil Scienc Plant Analysese J.*, **157**: 389-397.

**FELDKIRCHNER, D.; CHUANKUAN, W.; GOWER, S.; KRUGER, E.; FERRIS, J. (2003)** –Effects of nutrient and paper mill biosólidos amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests. *Forest Ecology Management J.*, **177**:95-116.

**FERNANDES, A.; COSTA, A. (1997)** - Compostagem: Uma técnica para a obtenção de um fertilizante ecológico. Ficha técnica nº 69. Direcção Regional da Agricultura de Entre- Douro e Minho.

**FERRARI, B.; CLAUDEMIR, M.; VEBER, A.; FERARD, J. (1999)** – Ecotoxicological assessment of solid wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry J.*, **18**: 1195-1202.

**FERREIRA, W.; SOUSA, J. (1998)** - Microbiologia. Volumes I. Libel. Edições Técnicas. Lisboa.

**FIERRO, A.; NORRIE, A.; BEAUCHAMP, C. (1997)** - Deinking sludge influences biomass, nitrogen and phosphorus status of several grass and legume species. *Canadian Journal of Soil Science* **77**: 693– 702.

**FIERRO, A.; ANGERS, A.; BEAUCHAMP, C. (1999)** - Restoration of ecosystem function in an abandoned sand pit: plant and soil response to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology* **36**: 244-253.

**FIERRO, A.; ANGERS, D.; BEAUCHAMP, C. (2000)** - Decomposition of paper de-inking sludge in a sandpit mine soil during its revegetation. *Soil Biology and Biochemistry J.*, **32**: 143–150.

**FOLEY, B.; COOPERBAND, L., (2002)** - Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *Environmental. Quality. J.*, **31**: 2086– 2095

**FUENTES, A.; LLORENS, M.; SAEZ, J.; AGUILAR, M.I.; ORTUÑO, J.F.; MESEGUER, V.F.(2004)** - Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, **108**: 161-169.

**FUJIMORI, E.; MINAMOTO, K.; IWATA, S.; CHIBA, K.; HARAGUCHI, H. (2004)** - Enrichment of elements in industrial waste incineration bottom ashes obtained from three different types of incinerators as studied by ICPAES and ICP-MS. *Material Cycles and Waste Management J.*, **6**: 73–79.

**GILLESPIE, W.; ABBOTT, J.; (1998)** - Progress in reducing the TCDD/TCDF contents of effluents, pulps and wastewater treatment sludges from the manufacturing of bleached chemical pulp. *Chemosphere J.*, **37**:1973-1985.

**GOLUEKE, C. G. (1991).** Understanding the process. In: *Principles of Composting*. Biocycle Journal of Waste Recycling, 14-36.

**GONÇALVES, M.; BATISTA, M. (2001)** – Proposta de regulamentação sobre a qualidade do composto para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa.

**GONÇALVES, M. (2005)** – Gestão de Resíduos Orgânicos. Sociedade Portuguesa de Inovação (SPI). ISBN 972-8589-49-2.

**GRAY, K.; SHERMAN, K.; BIDDLESTONE, A. (1971)** - A Review of Composting, Part 1 -The practical process. *Process Biochemistry J.*, 32-36.

**GUNDERSSON, C.A.; KOSTUK, J.M.; MITCELL, H.G.; NAPOLITANO, G.E.; WICKER, L.F.; RICHMOND, J.E.; STEWART, A.J. (1997)** - Multispecies toxicity assessment of compost produced in bioremediation of an explosives-contaminated sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry J.*, **16**: 2529-2537.

**GUERREIRO, J.; MAGALHÃES, A.; RAMALHETE, M. (1985)** – Programação linear. Volume II. McGraw- Hill International Editions.

**GUERRINI, I.; CORRADINI, L.; VALLE, C. (2000)** - Efeito do lodo ativado sobre algumas características físicas de uma areia quartzosa cultivada com eucalipto. In: reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água, 13, ilhéus. Sociedade brasileira de ciência do solo, 2000.

**HACKETT, G., EASTON, C., DUFF, S. (1999)** – Composting of pulp and paper mill fly ash with wastewater treatment sludge. *Bioresource Technology J.*, **70**: 217 -224.

**HARRISON, R.; GUERRINI, I.; HENRY, C.; COLE, D. (2003)** – Recycling of industrial and municipal residues in forestry plantations. Instituto de pesquisa e estudos florestais, ISSN 0100-3453. **198**:1-20.

**HARILA, P., KIVILINNA, V. (1999)** - Biosludge incineration in a recovery boiler. *Water Science and Technology J.*, **40**:195–200.

**HAUG, R. (1980)** - Compost engineering. Principles and practice. *Ann Arbor Science Publishers, Inc.* Pennsylvania, 1-9.

**HEILMAN, P.(1981)** - Minerals, chemicals properties and fertility of forest soils. In: Heilman, P. E. et al., ed. Forest soils of douglas-fir region. Washington state cooperative extension service 121 - 136.

**HELFRICH, P.; CHEFETZ, B.; HADAR, Y.; CHEN, Y.; SCHNABL, H. (1998)** - A novel method for determining phytotoxicity in compost. *Compost Science and Utilization J.*, **6**: 6-13.

**HENRY, C. (1986)** - Growth response, mortality and foliar nitrogen concentrations of four tree species treated with pulp and paper and municipal sludges. *In: The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes.* University of Washington Press, 258–265.

**HENRY, C. (1991)** – Nitrogen dynamics of pulp and paper sludge to forest soils. *Water Science Technology J.*, **24 (3/4)**: 417-425.

**HENRY, C.; COLE, D.; HINCKLEY, T.; HARRISON, R. (1993)** – The use of municipal and pulp sludge to increase production in forestry. *Sustainable Forestry J.*, **1**:41-56.

**HENRY, C.; COLF, D. (1997)** – Use of biosólidos in the forest: technology, economics and regulations. University of Washington College of Forest Resources, WA 98195, USA. *Biomass and Bioenergy J.***13**: 269-277.

**HOITINK, H., HERR, L.; SCHMITTHENNER, A. (1976)** – Survival of Some plant pathogens during composting of hardwood tree bark. *Phytopathology*, **66**:1369-1372.

**HORAN, N.; CHEN, W. (1998)** – The treatment of high strength pulp and paper mill effluent for wastewater re-use. *Environmental Technology J.*, **19**: 153:162.

**IPPC (2001)** – Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry.

**ITAVAARA, M.; VILKMAM, M.; VENELAMPI, O. (1997)** - Windrow composting of biodegradable packaging materials. *Compost Science and Utilization J.*, **5**:84-92.

**JACOBSON, S.; HÖGBOM, L.; RING, E. (2004)** - Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water Air Soil Pollution J.*, **158**:113– 125.

**JALA, S.; GOYAL, D. (2006)** – Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production – a review. *Bioresource Technology J.*, **97**:1136-1147.

**JOKELA, J.; RINTALA, J.; OIKARI, A.; REINIKAINEN, O.; MUTKA, K.; NYRÖNEN, T. (1997)** - Aerobic composting and anaerobic digestion of pulp and paper mill sludges. *Water Science Technology J.*; **36 (11)**: 181–188.

**JORDAN, M. (2002)** – Metal detoxification properties of phytomass: physiological and biochemical of metal toxicity and tolerance in plants. *Kluwer Academic Publishers*. 415- 426.

**JORDAN, M.; RODRIGUEZ, J. (2004)** – Effects of solid residues from the cellulose industry on plant growth. *Soil Science J.*, **167**:95-100.

**JULYAN, D. (1995)** - The environmental and economic feasibility of composting primary and secondary sludge from the wastewater treatment plant combined with yash from the power boilers at Elk Falls Pulp and Paper Mill. Pulp and Paper Center. University of British Columbia.

**KALLAS, J.; MUNTER, R. (1994)** - Post-treatment of pulp and paper industry wastewater using oxidation and adsorption processes. *Water Science Technology J.*, **29**:259- 272 (1994).

**KAPANEN, A.; ITÄVAARA, M.; (2001)** - Ecotoxicity tests for compost applications. *Ecotox. Environ.* **49**:1–16.

**KIEHL, E. (1985)** – Fertilizantes Organominerais. *Eds Edmar*. CEP 13416-530. 189.

**KOIVULA, N.; RÄIKKÖNEN, S.; RANTA, J.; HÄNNIEN, K. (2004)** – Ash in composting of source-separated catering waste. *Bioresource Technology J.*, **93**: 291-299.

**LANDSBERG, J.; GOWER, S. (1997)** – Applications of Physiological Ecology to Forest Management. *Academic press*, San Diego, CA.

**LAGACÉ, P. BOURDAGES, G.; STEINBACK, B.; LEVIS, C. (1998)** – Exploring the value of sludge. 84<sup>th</sup> Annual Meeting of the Technical Section, CPPA, vol. **2**, 331-335.

**LEVY, J.; TAYLOR, B. (2003)** - Effects of pulp mill solids and three composts on early growth of tomatoes. *Bioresource Technol J.* **89 (3)**: 297–305.

**LINE, M. (1995)** - Compost recycling of wood fiber waste produced by paper manufacturer. *Compost Science and Utilization J.*, **3**: 39-45.

**LIND, T.; VALMARI, T.; KAUPPINEN, E.; SFIRIS, G.; NILSSON, K.; MAENHAUT, W. (1999)** - Volatilization of the heavy metals during circulating fluidized bed combustion of forest residue. *Environmental Science and Technology J.*, **33**:496–502.

**LOKKE, H.; VAN GESTEL, C. (1998)** – Soil toxicity test in risk assessment of new and existing chemicals. Handbook of soil invertebrate toxicity tests, John Wiley and Sons Ltd; 4-26.

**MACDONALD, M.; HAWKINS, B. PRESCOTT, C.; KIMMINS, J. (1994)** – Growth and foliar nutrition of western red cedar fertilize with sewage sludge, pulp sludge, fish silage and wood ash on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research*. **24**:297-301.

**MACGREGOR, S. (1981)** - Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Applied Environmental Microbiology J.* 1000-1009.

**MAFF (1996)** – Composting Factsheet: Economics of composting. Ministry of Agriculture, Food and Fisheries. British Columbia.

**MAHMOOD, S.; FINLAY, R.; FRANSSON, A.; WALLANDER, H.(2003)** - Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. *FEMS Microbiol. Ecol.* **43**:121– 131.

**MAHMOOD, T.; ELLIOT, A.; (2006)** - A Review of Secondary sludge reduction technology for the pulp and paper industry. *Water resource J.*; **40**:2093-2112.

**MANDRE, M.; PÄRN, H.; OTS, K. (2006)** – Short-term effects of wood ash on the soil and lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. *Forest Ecology Management J.*; **223**:349-357.

**MANSILLA, H.; LIZAMA, C.; GUTARRA, A.; RODRÍGUEZ, J. (2001)** – Ciencia y Tecnología para el Desarrollo – *CYTED*, 85:294.

**MARCHE, T.; DINEL, H.; SCHNITZER, M.; PARÉ, T.; CHAMPAGNE, P.; DESFORGES, J. (2001)** - Composting paper mill sludge and hardwood sawdust under optimum conditions. *Bioresource Technology J.*, (submitted for publication).

**MARTINEZ, F. X; (1992)** - Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los substratos. *Actas de las I Jornadas de Substratos de la SECH* **294**: 55-65.

**MARTINHO, M.; GONÇALVES, M. (2000)** – Gestão de Resíduos. Lisboa, Portugal: Universidade Aberta. ISBN: 972-674-296-X.

**METCALF & EDDY, INC. (2001)** – Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse, 3<sup>an</sup> Ed, McGraw-Hill Inc. New York.

**MITCHELL, C.; BLACK, E.; (1997)** - Land application of boiler wood ash in the southeastern united states. *In: Agricultural uses of by-products and wastes. American chemical society J.*, 204-225.

**MOILANEN, M.; SILFVERBERG, K.; HOKKANEN, T. (2002)** - Effects of wood ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of drained mire: a case study. *Forest Ecology Management J.*, **171**:321 – 338.

**MUSTIN, M. (1987)** - Le compost. Gestion de la matière organique. *Editions François Dubusc.* Paris, 17-185; 379-608; 653-883.

**NAKASAKI, K.; SASAKI, M.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1985)** - Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO<sub>2</sub> evolution rate. *Appl. Environ. Microbiol.* **49 (1)**:37–41.

**NARODOSLAWSKY, M.; OBERNBERGER, I. (1996)** - From waste to raw material the route from biomass to wood ash for cadmium and other heavy metals. *Hazardous Materials J.*, **50**:157–158.

**NCASI, National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (2003)** – Beneficial Use of Industrial By-Products.

**NORRIE, J.; GOSSELIN, A. (1996)** – Paper sludge amendments for turfgrass. *Science Horticulture J.*, **31**:957-960.

**NUNES, J.; COELHO, J.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; DIAS, S.; RASQUILHA, M. (2002)** – A utilização dos sistemas de informação geográfica como auxílio para uma fertilização mais racional. 1º Congresso Luso-Brasileiro de Tecnologias de Informação e Comunicação na Agro-pecuária.

**NUNES, J.; CABRAL, F.; LÓPEZ- PINEIRO (2008)** - Short-term effects on soil properties and wheat production from secondary paper sludge application on two mediterranean agricultural soils. *Bioresource Technology J.*, **99**:4935-4942.

**NURMESNIEMI, H.; PÖYKIÖ, R.; KEISKI, R. L.(2007)** - A case study of waste management at the Northern Finnish pulp and paper mill complex of Stora Enso Veitsiluoto Mills. *Waste Management J.*, **27**: 1939–1948

**OBERNBERGER, I.; BIEDERMANN, F.; WIDMANN, W.; RIEDL, R. (1997)** – Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass and Bioenergy J.*, **12**:211-224.

**OCHOA DE ALDA, J. (2008)** - Feasibility of recycling pulp and paper mill sludge in the paper and board industries. *Resources, Conservation and Recycling J.*, **52**:965-972.

**OLDARE, M.; PELL, M. (2009)** –Effect of wood fly ash and compost in nitrification and denitrification in agricultural soil. *Applied Energy J.*, 74-80.

**ORTEGA, M. C.; MORENO, M.; ORDOVÁS, J.; AGUADO, M. (1996)** – Behavior of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates. *Science Horticulture J.*, **66**: 125-132.

**OZORES-HAMPTON, M.; OBREZA, T. (1999)** - Composted waste use on Florida vegetable crops: A review. In: Warman, P.R., Taylor, B.R. (Eds.), Proceedings of the International Composting Symposium (ICS\_99), Halifax, Nova Scotia, Canada, Vol. I. CBA Press, Truro, NS, Canada. 827–842.

**PARÉ, T.; DINEL, H.; SCHNITZER, M.; DUMONTET, S. (1998)** – Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biology Fertility Soils J*, **26**:173– 178.

**PEREIRA NETO, J. (1987)** – On the treatment of municipal Refuse and sewage sludge using aerated static pile composting – a low technology approach. PhD These The University of Leeds, UK. 376.

**PEREZ-MURCIA, M. D.; MORAL, R; MORENO-CASELLES, J. (2006)** - Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technology,J.*, **97(1)**: 123–130.

**PERKIÖMÄKI, J.; FRITZE, H. (2002)** – Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology and Biochemistry J.*, **34**:1343-1353.

**PERUCCI, P.; MONACI, E.; ONOFRI, A.; VISCHETTI, C.; CASUCCI, C. (2008)** – Changes in physicochemical and biochemical parameters of soil following addition of wood ash: a field experiment. *European Journal Agronomy*, **89**:70-82.

Portaria 216/96, 14 Junho.

Portaria n.º 176/96 de 3 de Outubro de 1996.

Portaria n.º 177/96 de 3 de Outubro de 1996.

Portaria n.º335/97, de 16 de Maio de 1997.

**PULP & PAPER ASSOCIATION** (sd) – Pulp and Paper Mill Residuals, a resource too valuable to waste. 2000 Edition.

**RANTALA, P.; VAAJASAARI, K.; JUVONEN, R.; SCHULTZ, E.; JOUTTI, A.; MAKELA-KURTTO, R. (1999)** - Composting forest industry wastewater sludges for agricultural use. *Water Science and Technology J.*, **40**: 187-194.

**RASHID, M.; BARRY, D.; GOSS, M. (2006)** – Paper mill biosólidos application to agricultural lands: benefits and environmental concerns with special reference to situation on Canada. *Soil & Environment J.*; **25**:85-98.

**RAVIV, M.; TARRE, S.; GELER, Z.; SHELEF, G. (1987)** - Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes* **19**: 309-318.

**REID, I. D. (1998)** – Solid residues generation and management at Canadian pulp and paper mills in 1994 and 1995. *Pulp Paper Canada J.*, **4**:49-52.

**REIS, M. (1997)** – Compostagem e caracterização de resíduos vegetais para utilização como substratos hortícolas. Tese de Doutoramento. Universidade do Algarve.

**RIBEIRO, H.; RIBEIRO, D.; VASCONCELOS, E.; CABRAL, F.; LOURO, V.; SANTOS, J.Q. (1999)** - Evaluation of a sewage sludge compost for the production of container tree seedlings. In: Improved Crop Quality by Nutrient Management: 223-227.

**RODRIGUES, P. (2009)** - Comunicação pessoal.

**RYNK, R.; RICHARD, T. (2005)** - Sistemas de producción comercial de compost. In: Stoffella, P. ;Kahn, B. Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. *Ediciones Mundi-Prensa*. 263-274.

**ROULEAU, G.; SASSEVILLE, M. (1996)** - Waste reduction: a sound business decision. *Pulp and paper Canada J.*, **97** :( 12), 114 – 116.

**RUGGIERI, L.; CADENA, E.; MARTÍNEZ-BLANCO J.; GASOL C.; RIERADEVALL J.; GABARRELL, X.; GEA, T.; SORT, X.; SÁNCHEZ, A (2008)** - Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *Journal of Cleaner Production*, 1010-1016.

**RUSSO, M. (2003)** – Tratamento de resíduos sólidos. Universidade de Coimbra. Faculdade de ciências e tecnologia.

**SANCHEZ, M. (2000)** – Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos. Universidade de Évora.

**SANTOS, M. C. (1993)** – contribuição para o estudo da valorização agrícola do composto urbano. Tese de mestrado em Engenharia Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, 260.

**SANTOS, J. Q. (2001)** – Fertilização & Ambiente. Publicações América. Mém Martins, 232-240.

**SASTRE, H. (1995)** – Biosólidos: problemita, tratamientos, alternativas de uso y tendencias futuras. In: II Jornadas sobre medio ambiente en Asturias, Hulleras del Norte S. A., eds HUNOSA, Oviedo, Spain, 81-143.

**SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; BENETTI, A. (1992)** - Evaluating garbage compost. *BioCycle*, Emmaus **33**: 72-75.

**SENNECA, O. (2006)** - Kinetics of pyrolysis, combustion and gasification of three biomass fuels. *Fuel Process Technology J.*, **88**:87–97.

**SIKORA, L. (2003)**. Compost Age and Sample Storage Effects on Maturity Indicators of Biosolids Compost. *Environ. Qual J.* **30**:2141–2148.

**SILVA, F. A.; BOAS, R. L. (2007)** – Teste de germinação como indicador de maturação em composto orgânico. *Energ. Agric.*, **22**: 63-73.

**SIMARD, R.; BAZIRAMAKENGA, R.; YELLE, S.; COULOMBE, J. (1998)** – Effects of deinking paper sludge on soil properties and crop yields. *Canadian Journal of Soil Science*, **78**:689-697.

**SIMPSON, G.; KING, L.; CARLILE, B.; BLICKENSDEFER, P. (1983)** – Paper mill sludges, coal fly ash and surplus lime mud as soil amendments in crop production. *Tappi J.*, **66**:71-74.

**SIPPOLA, J.; MAKELA-KURTTO, R.; RANTALA, P. (2003)** – Effects of compost pulp and paper industry wastewater treatment residuals on soil properties and cereal yield. *Compost Science and Utilization J.*, **11**: 228-237.

**SIGSGAARD, T.; ROEPSTORFF, V. (1997)** – The cytotoxic potential of household waste during composting. *Waste Management & Research J.*, **15**:189-196.

**SMOOK, G.A. (1992)** - Handbook for Pulp & Paper Technologists. 2<sup>th</sup> Edition. Angus Wilde Publications.

**STANOSZ, G.; TROBAUGHT, J. PREY, A. (1995)** – Paper mill waste, red pinenutrition, and Sphaeropsis shoot blight and canker disease in Wisconsin, USA. In: International Union of Forestry Research Organization.

**STAPPE, J.; BALLONI, E. (1988)** – O uso de resíduos da indústria de celulose como insumos na produção florestal. *IPEF*, **40**:33-37.

**STITES, W. (2000)** – Paper mill sludge land spreading in young pinus resinosa plantations: pine growth and nutrition and subsurface water quality. University of Wisconsin. Madison, WI.

**STANOSZ, G.; TROBAUGH, J.( 1996)** - Pulp & Paper Canada. **97**(5): 151-154.

**STEIN, R.; FISS, E.; WU, J. (1998)** – Mills search for new waste disposal methods as landfill policy tightens. *Pulp and Paper J.*, **63**:210-212.

**STENTIFORD, E. (1993)** - Diversity of composting systems. In: Hoiting, H. & Keener, H. 1993. Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects. The Ohio State University. 95-110.

**SULLIVAN, D.; MILLER, R. (2005)** - Propiedades cualitativas, medición y varibilidad de los compost. In: Stollella, P., Kahn, B. 2005. Utización de compost en sistemas de cultivo hortícola. Ediciones Mundi-Prensa.

**SUNTIO, R.; SHIU, W.; MACKAY D. (1988)** - Review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents. *Chemosphere J.*, **17**:1249-1290.

**SURH, M. (2000)** – European Conference on “The Sevilla Process: a driver for environmental performance in industry”. Federal Environmental Agency (European IPPC).

**TAIWO, L.; OSO, B. (2004)** - Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste. *African Journal of Biotechnology*. **3** (4): 239-243.

**THOMPSON, G.; SWAIN, J.; KAY, M.; FORSTER, C. (2001)** – The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. *Bioresource Technology J.*, **77**:275-286.

**TRÉPANIÉ, L.; THÉRIAULT, G.; CARON, J.; GALLICHAND, J.; YELLE, S.; BEAUCHAMP, C. (1996)** – Impact of deinking sludge amendment on agricultural soil quality. *TAPPI International Environmental Conference*.

**TRIPEPI, R.; GEORGE, M.; CAMPBELL, A. (1994)** – Evaluating pulp and paper sludge as a substitute for peat moss in container media. In: Conference 91<sup>st</sup> Annual Meeting of the American Society for Horticultural Science.

**TRUTSCHELER, J. (1999)** – Fiber recovery – reducing operating costs and sludge.

*Paper Technology J.*, **40**:97-100.

**VANCE, E. (2000)** – Utilizing paper mill by-products as forest soil amendments: forest responses, recommendations, and industry case studies. *NCASI Technical Bulletin* 798.

**VARENNE, A. (2003)** - Produtividade dos solos e ambiente. Escolar Editora. Lisboa.

**VASCONCELOS, E.; CABRAL, F. (1993)** - Use and environmental implications of paper mill sludge as an organic fertilizer. *Environmental Pollution J.*; **80**: 159-162.

**WANI, S. P.; SHINDE, P. A. (1976)**. Mineralization of nutrients during biological degradation of wheat straw. *Indian Journal of Microbiology*. **16**: 61-64.

**WARMANN, P. (1999)** - Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity. *Compost Science & Utilization* .**7**: 33-57.

**WILLIAMS, T.; HOLLIS, C.; SMITH, C. (1996)** – Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Environmental Quality J.*, **25**:955-961.

**WORLD BANK ENVIRONMENTAL (2007)** – Health and safety guidelines for pulp and paper mills. Draft technical document. Washington, DC: Environment and Social Development Department, International Finance Corporation.

**WEI, Y.; FAN, Y.; WANG, M. (2001)** – A cost analysis of sewage sludge composting for small and mid-scale municipal wastewater treatment plants. *Resources, Conservation and Recycling J.*, **32**:203-216.

**ZHANG, X.; CAMPBELL, A.; MAHLER, R. (1993)** – Newsprint pulp and paper sludge as a soil additive/amendment for alfalfa and blue grass: green house study. *Soil and Plant Analysis J.*, **24**: 1371-1388.

**ZUCCONI, F.; PERA A.; FORTE, M. (1981)**-Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle J.*, 54-57.

**ZUCCONI, F.; MONACO, A.; FORTE M.; DE BERTOLDI, M. (1985)** - Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: *Composting of agricultural and other wastes*. London: Elsevier,73-86.

**ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M. (1987)** - Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid wastes, 30-50. In: Reis, M. 1997. *Compostagem e caracterização de resíduos vegetais para utilização como substratos hortícolas*, Dissertação apresentada na Universidade do Algarve.

**ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M.(1991).** Specifications for solid waste compost.  
*Biocycle Journal of Waste Recycling*, Ed.. The JG Press, 200-205

## **6. ANEXOS**

# ANEXO I

## Testes Laboratoriais

### I) Propriedades Químicas

#### i) Matéria Orgânica e Matéria Mineral

**Quadro 1.** Valores de matéria orgânica e mineral para cada um dos resíduos.

Peso cadinhos	Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1 30,493	Lamas 1 1,1054	31,5984	30,7779	25,77	74,23
2 36,9244	Lamas 2 1,0036	37,928	37,2506	32,50	67,50
3 38,3967	Lamas 2' 1,02	39,4167	38,7329	32,96	67,04
4 39,3595	Cinzas 1,2639	40,6234	40,579	96,49	3,51
5 33,6954	Cascas 1,0589	34,7543	33,7488	5,04	94,96

**Quadro 2.** Valores de matéria orgânica e mineral para a mistura inicial.

#### Amostra 1 - 18/05

Peso dos cadinhos	Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1 31,0471	1,0117	32,0588	31,3097	25,95631	74,04369
2 30,0171	1,1237	31,1408	30,3279	25,95631	74,04369
3 32,9398	1,0644	34,0042	33,2256	27,65863	72,34137
				<b>26,52375</b>	<b>73,47625</b>

**Quadro 3.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 2, recolhida a 23 de Maio.

Peso dos cadinhos	Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1 33,6984	1,0726	34,771	34,1049	37,89856	62,10144
2 34,6844	1,1822	35,8666	35,1441	37,89856	62,10144
3 35,4145	1,0542	35,4145	35,8268	38,88513	61,11487
				<b>38,22742</b>	<b>61,77258</b>

**Quadro 4.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 3, recolhida a 27 de Maio.

Peso dos cadinhos	Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1 37,204	1,1468	38,3508	37,6547	39,300663	60,699337
2 35,3244	1,048	36,3724	35,7432	39,300663	60,699337
3 38,8232	1,1869	40,0101	39,2823	39,961832	60,038168
				<b>39,52105</b>	<b>60,47895</b>

**Quadro 5.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 4, recolhida a 01 de Junho.

Peso dos cadinhos	Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1 38,3991	1,0457	39,4448	38,8476	42,88993	57,11007
2 31,8753	1,0319	32,9072	32,3172	42,88993	57,11007
3 30,57	1,1363	31,7063	31,0563	42,82392	57,17608
				42,86793	57,13207

**Quadro 6.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 5, recolhida a 06 de Junho

Peso dos cadinhos		Amostra	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1	35,3327	1,0439	36,3766	35,926	56,834946	43,165054
2	34,6941	1,0619	35,756	35,2085	56,834946	43,165054
3	35,4242	1,0496	36,4738	35,8668	48,441473	51,558527
					<b>54,03712</b>	<b>45,96288</b>

**Quadro 7.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 6, recolhida a 20 de Junho

Peso dos cadinhos		Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1	30,5773	1,05	31,6273	31,1244	52,104762	47,895238
2	38,8335	1,0052	39,8387	39,3504	52,104762	47,895238
3	38,4081	1,0142	39,4223	38,9432	51,422602	48,577398
					<b>51,87738</b>	<b>48,12262</b>

**Quadro 8.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 7, recolhida a 06 de Julho

Peso dos cadinhos		Amostra Fresca	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1	38,4084	1,1987	39,6071	39,1215	59,489447	40,510553
2	30,7191	1,2118	31,9309	31,3664	59,489447	40,510553
3	30,5789	1,002	31,5809	31,1936	53,416405	46,583595
					<b>57,4651</b>	<b>42,5349</b>

**Quadro 9.** Valores de matéria orgânica e mineral para a amostra 8, recolhida a 18 de Julho

Peso dos cadinhos		Amostra	Amostra+cadinho (fresco)	Amostra+cadinho (seco)	MM	MO
1	37,3742	1,2711	38,6453	38,09	56,313429	43,686571
2	33,7071	1,3625	35,0696	34,4612	56,313429	43,686571
3	38,8334	1,0304	39,8638	39,3968	55,346789	44,653211
					<b>55,991216</b>	<b>44,008784</b>

## ii) Nutrientes

**Quadro 10.** Valores de azoto e fósforo da mistura inicial e do composto final.

Amostra	N (g/kg)	P (g/kg)
Mistura Inicial	15,2	2
Composto Final	16,5	1

## iii) Metais

**Quadro 11.** Valores de metais pesados da mistura inicial e do composto final.

Amostra	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Hg (µg/kg)
Mistura Inicial	0,4	< 3,4 (LQ)	< 7,4 (LQ)	5,8	6,9	< 89 (LQ)	114
Composto Final	0,1	< 3,4 (LQ)	< 7,4 (LQ)	< 2,7 (LQ)	1,3	< 89 (LQ)	106

## II. Propriedades Físico-Químicas

### i) pH e Condutividade

**Quadro 12.** Valores de pH e condutividade eléctrica para cada um dos resíduos.

	pH (25° C)		Condutividade (20°)		
		Média	uS/cm	dS/m	Média (dS/m)
<b>Cinzas</b>	12,42	<b>12,43</b>	46,1 mS/cm	46,1	40,5
	12,44		42,1 mS/cm	42,1	
	12,43		33,3 mS/cm	33,3	
<b>Lamas primárias</b>	8,92	<b>8,6433</b>	60,1 uS/cm	0,0601	0,0645
	8,61		64,3 uS/cm	0,0643	
	8,4		69,1 uS/cm	0,0691	
<b>Lamas secundárias</b>	7,84	<b>7,91</b>	919 uS/cm	0,919	0,93
	7,98		931 uS/cm	0,931	
	7,91		942 uS/cm	0,942	
<b>Madeira</b>		<b>5,96</b>	605	0,605	0,605

**Quadro 13.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 1.

Amostra 1 (18/05)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		uS/cm		dS/m
Replicado 1	8,32	1482	1,482	1,479
		1475	1,475	
		1482	1,482	
Replicado 2	8,52	1963	1,963	1,793
		1565	1,565	
		1852	1,852	
Replicado 3	8,53	1964	1,964	1,95
		1932	1,932	
		1966	1,966	
	<b>8,53</b>			<b>1,74</b>

**Quadro 14.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 2.

Amostra 2 (23/05)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		uS/cm	dS/m	
Replicado 1	6,12	2338	2,338	2,32
		2360	2,36	
		2270	2,27	
Replicado 2	7	3590	3,59	3,46
		3620	3,62	
		3160	3,16	
Replicado 3	7,23	2249	2,249	2,12
		2021	2,021	
		2104	2,104	
	<b>6,78</b>			<b>2,63</b>

**Quadro 15.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 3.

Amostra 3 (27/05)	Ph	Condutividade Eléctrica	
		uS/cm	dS/m
Replicado 1	7,61	814	0,81
Replicado 2	7,5	2622	2,62
Replicado 3	7,65	2025	2,03
	<b>7,59</b>		<b>1,82</b>

**Quadro 16.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 4.

Amostra 4 (01/06)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		(uS/cm)	dS/m	
Replicado 1	8,02	1390	1,39	1,82
		1962	1,962	
		2122	2,122	
Replicado 2	7,79	1100	1,1	1,35
		1532	1,532	
		1410	1,41	
Replicado 3	7,85	1015	1,015	1,11
		1210	1,21	
		1111	1,111	
	<b>7,89</b>			<b>1,43</b>

**Quadro 17.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 5.

Amostra 5 (06/06)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		uS/cm		dS/m
Replicado 1	8,21	340	0,34	0,73
		730	0,73	
		730	0,73	
Replicado 2	8,26	1000	1	1,07
		1100	1,1	
		1070	1,1	
Replicado 3	8,22	1000	1	0,69
		886	0,886	
		817	0,17	
	<b>8,23</b>			<b>0,83</b>

**Quadro 18.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 6.

Amostra 6 (20/06)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		uS/cm		dS/m
Replicado 1	8,59	201,5	0,2	1,45
		145,4	1,45	
		95	0,095	
Replicado 2	8,48	635	0,635	0,55
		533	0,533	
		490	0,49	
Replicado 3	8,4	314	0,314	0,25
		185	0,185	
		210	0,21	
	<b>8,49</b>			<b>0,75</b>

**Quadro 19.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 7.

Amostra 7 (06/07)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		(uS/cm)		dS/m
Replicado 1	7,66	753	0,753	0,78
		971	0,971	
		604	0,604	
Replicado 2	7,68	869	0,869	0,84
		906	0,96	
		701	0,701	
Replicado 3	7,73	1360	1,36	1,18
		1066	1,066	
		1100	1,1	
	<b>7,69</b>			<b>0,93</b>

**Quadro 20.** Valores de pH e condutividade eléctrica para a amostra 8.

Amostra 8 (18/07)	Ph	Condutividade Eléctrica		
		dS/m		
Replicado 1	7,61	3,52 mS		
		3,03 mS		
		3,21 mS		
Replicado 2	7,65	852 uS/cm	0,852	0,57
		275,6 uS/cm	0,276	
		580 uS/cm	0,58	
Replicado 3	7,58	570 uS/cm	0,57	0,52
		630 uS/cm	0,63	
		356 uS/cm	0,356	
	<b>7,61</b>			<b>0,54</b>

**ii) Humidade e Matéria Seca****Quadro 21.** Valores de humidade e matéria seca para cada um dos resíduos.

Peso das caixas	Amostra húmida	Amostra+caixa (húmido)	Amostra+caixa (seco)	H	MS
1 76,1	Madeira 41,5	117,6	109,1	20,48192771	79,518072
2 68,6	L. 1ª 50,3	118,9	84,6	68,19085487	31,809145
3 75,9	L.2ª 51,5	127,4	79,1	93,78640777	6,2135922
4 79	Cinzas 50	129	123,6	10,8	89,2

**Quadro 22.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 1.

Peso das caixas	Amostra húmida	Amostra+caixa (húmido)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1 5,2	85,8	91	31	69,93007	30,07
2 5,3	74,1	79,4	28,6	68,556005	31,444
3 5,3	85,9	91,2	26,7	75,087311	24,913
				<b>71,19113</b>	<b>28,81</b>

**Quadro 23.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 2.

Peso das caixas	Amostra húmida	Amostra+caixa (fresca)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1 12,5	51,1	63,6	25,7	74,168297	25,832
2 5,6	51,7	57,3	19,4	73,307544	26,692
3 5,4	50,9	56,3	19,8	71,709234	28,291
				<b>73,061692</b>	<b>26,938</b>

**Quadro 24.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 3.

Peso das caixas	Amostra húmida	Amostra+caixa (fresca)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1 80,5	52,2	132,7	91,5	78,927203	21,073
2 83,5	50,4	133,9	93,9	79,365079	20,635
3 5,2	50,1	55,3	20,5	69,461078	30,539
				<b>75,91779</b>	<b>24,08</b>

**Quadro 25.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 4.

Peso das caixas		Amostra húmida	Amostra+caixa (húmida)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1	5,5	45,3	50,8	20	67,99117	32,009
2	5,2	42,3	47,5	19,6	65,957447	34,043
3	5,1	52,6	57,7	19,6	72,43346	27,567
					<b>68,79403</b>	<b>31,21</b>

**Quadro 26.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 5.

Peso das caixas		Amostra Húmida	Amostra+caixa (húmida)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1	5,2	42,7	47,9	19,4	66,744731	33,255
2	5,3	41,2	46,5	18,2	68,68932	31,311
3	5,3	43,6	48,9	17,6	71,788991	28,211
					<b>69,07435</b>	<b>30,93</b>

**Quadro 27.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 6.

Peso das caixas		Amostra húmida	Amostra+caixa (húmida)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1	5,1	41,3	46,4	16,7	71,912833	28,087
2	5,3	40,4	45,7	17,2	70,544554	29,455
3	5,3	43,2	48,5	16,9	73,148148	26,852
					<b>71,86851</b>	<b>28,13</b>

**Quadro 28.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 7.

Peso das caixas		Amostra húmida	Amostra+caixa (húmida)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1	5,2	43,3	48,5	18,9	68,360277	31,64
2	5,2	43,8	49	18,9	68,721461	31,279
3	5,2	46,6	51,8	19,7	68,88412	31,116
					<b>68,655286</b>	<b>31,345</b>

**Quadro 29.** Valores de humidade e matéria seca para a amostra 8.

Peso das caixas		Amostra Húmida	Amostra+caixa (húmida)	Amostra + caixa (seco)	H	MS
1	5,3	46,1	51,4	44,3	15,401302	84,599
2	5,5	47,6	53,1	44,9	17,226891	82,773
3	5,2	45	50,2	42,3	17,555556	82,444
					<b>16,72792</b>	<b>83,27</b>

## II) Propriedades Físicas

### i) Granulometria

Quadro 30. Granulometria do composto final.

Diâmetro (mm)	Replicado 1	Replicado 2	Replicado 3
5_10	7,32	7,63	9,46
2_5	37,52	47,92	46,38
1_2	69,07	69,24	69,95
0,5_1	39,8	36,87	37,33
0,25_1	23,47	19,24	19,69
0,25_1	14,35	14,26	14,17
<0,25	6,95	2,73	1,97
	<b>198,48</b>	<b>197,89</b>	<b>198,95</b>

### ii) Densidade Aparente

Quadro 31. Densidade aparente do composto final.

Volume cm <sup>3</sup>	T1=p.band.+ tela+aro inf.	T2= T1 + amost. hu.	T3= T1 + amost. seca	p. am. hu. T2 - T1	p.am. seca T3 - T1	Dap (g cm <sup>-3</sup> )	
						h	s
193,666	198,06	335,02	246,86	136,96	48,8	0,707	0,252
193,825	198,04	318,74	242,6	120,7	44,56	0,623	0,230
199,882	199,09	332,37	245,43	133,28	46,34	0,667	0,232
					Média	<b>0,666</b>	<b>0,238</b>

### iii) Espaço Poroso Total

Quadro 32. ETP do composto final.

M.O	M.M.	dr	daps	EPT	Média - ETP
43,686571	56,313429	1,9463197	0,252	87,05	
44,653211	55,346789	1,9349509	0,230	88,12	
45,322205	54,677795	1,9271602	0,232	87,97	<b>87,71</b>

#### iv) Relação água-ar

**Quadro 33.** Relação ar-água do composto final.

Material:	Amostra 1	a: amostra	p: peso						Mat. sól.	curva
Ref.	copo	A: copo+	B:	peso fresco	D: peso seco	MS	TPS	0	12,29	12,29
n°	n°	água+plast.	A+ a. fr.	inicial	inicial	%	%	10	12,29	81,107
Amostra 1	E1	746,25	835,8	89,55	74,568	83,27	87,71	50	12,29	84,561
coluna água	Ci	p. a. hu.	qt. água	E: % água rel p. hu.	F:% água rel.p. s.	dap (s)	G:% água rel. vol.	100	12,29	89,745
										Média: _
10	895,61	149,36	74,792	50,075	100,300	0,238	23,862	CA (AC)	63,85	68,82
50	871,04	124,79	50,222	40,245	67,350		16,023	AFA(EAW)	7,84	3,45
100	868,04	121,79	47,222	38,773	63,327		15,066	AR(WBC)	0,96	5,18
Amostra 1	E2	746,85	828,93	82,08	68,348	83,27		ADA(DAW)	15,07	10,25
coluna água	Ci	p. a. hu.	qt. água	E: % água rel p. hu.	F:% água rel.p. s.	dap (s)	G:% água rel. vol.			
10	880,89	134,04	65,692	49,009	96,114	0,238	22,866	CA (AC)		64,84
50	872,74	125,89	57,542	45,708	84,190		20,029	AFA(EAW)		2,84
100	849,93	103,08	34,732	33,694	50,816		12,089	AR(WBC)		7,94
Amostra 1	E3	753,69	850,51	96,82	80,622	83,27		ADA(DAW)		12,09
coluna água	Ci	p. a. hu.	qt. água	E: % água rel p. hu.	F:% água rel.p. s.	dap (s)	G:% água rel. vol.			
10	868,04	114,35	33,728	29,495	41,835	0,238	9,953	CA (AC)		77,76
50	869,1	115,41	34,788	30,143	43,149		10,265	AFA(EAW)		-0,31
100	846,54	92,85	12,228	13,170	15,167		3,608	AR(WBC)		6,66
								ADA(DAW)		3,61

### III) Parâmetros Biológicos

**Quadro 34.** Sementes germinadas e tamanho das radículas de *Lepidium sativo* na mistura inicial.

Amostras	N.º sementes germinadas	Tamanho das radículas (mm)	Fi	Hi	Xi
<b>Branco</b>	18	8,5; 10; 12, 6; 6,3; 7,8; 9; 9,4; 8,2; 4,3; 3; 5,1; 6; 6,3; 7,7; 8,4; 9,3			
<b>Rep. 1</b>	6	4; 3; 4,5; 2,9; 5; 5,2	0,33	0,56	0,18
<b>Rep. 2</b>	0				
<b>Rep.3</b>	5	7; 7,2; 4,3; 4,4; 5,1	0,278	0,76	0,21
<b>Rep. 4</b>	8	2; 2,5; 4; 3,5; 5,1; 5,1; 5,3; 6; 4	0,44	0,64	0,28
<b>Rep. 5</b>	4	3; 4,4; 4,2; 2	0,22	0,46	0,19
					<b>0,215</b>

**Quadro 35.** Sementes germinadas e tamanho das radículas de *Lepidium sativo* no composto final.

Amostras	N.º sementes germinadas	Tamanho das radículas (cm)	Fi	Hi	Xi
<b>Branco</b>	18	7,2; 5,3; 8,9; 8,1; 7,4; 6,2; 14,2; 13,1; 10,7; 9,3; 9; 7,2; 5,2; 4,1; 4,5; 7,9; 7,8; 8,2			
<b>Rep. 1</b>	17	5,2;3,4; 6,1; 6,3; 5,4; 5; 1,6; 3,3; 4,9 2; 2,2; 3,4; 1,7; 5,1; 2,6; 5,8; 3,3	0,94	0,75	0,71
<b>Rep. 2</b>	11	5,2; 4,8; 6,8; 7,9; 7,1; 7,9; 8,8; 6,7; 6,9; 7,3; 7,9	0,61	0,375	0,53
<b>Rep. 3</b>	15	9,1; 10,1; 10,3; 12,4; 15,2; 14,9; 15,3; 16; 14,9; 15,1; 13,4 12,1; 13; 12,9; 11,1	0,83	1,625	1,354
<b>Rep. 4</b>	15	10,1;9,3; 4,6; 5,5; 5,5; 6,9; 7,3; 7,4; 7,1; 7; 6,7; 8,8; 9,8; 4,5; 4,5;	0,83	0,875	0,729
<b>Rep. 5</b>	16	8,3; 8,8; 5,5; 3,2; 3,3; 3,8;4,3; 5,5; 5,1; 6,2; 6,6; 7,1;7,3 8; 7,4; 6,9	0,89	0,75	0,667
					<b>0,798</b>

## IV) Temperatura

**Quadro 36.** Valores de temperatura da pilha de compostagem.

Dias	Tmédia ar	A	A'	C	E	E'	10cm	30cm	meio	-10	-30
1	20,25	26,5		27,5	25,5			27,5			
2	19	39		42	36			42			
3	17	54	53	53,5	49,5	49,5		53,5			
4	20	60,5	60	59	59	59		59			
5	17	67	70	70	65	65	56	67	70		
6	18,5	75	72	78	70	70	67	75	78		
7	16	73	65	70	47,5	70	66	70	70		
8	19,5	73	65	72	43	72	67	72	73		
9	21	63	70	73	45	70	67	73	73		
10	22,5	65	70	74	45	70	65	73	74		
11	20,5	50	65	68	55	70	55	65	68		
12	17	55	67	73	60	70	66	70	73		
13	21	50	70	70	60	70	68	70	70		
15	22	40	60	65	50	65	60	65	70		
16	22	50	56	60	45	55	52	55	60		
17	24,5	53,5	65	62	55	63	54	62	64	65	63
19	26,5	46	62	68	45	57,5	58,5	68,6	68	63	65
20	26,5	43	60,1	64,2	42	60,7	60	64,2	64,2	60	63
21	25,5	37	51,5	54	36,5	49,4	48	53,2	54	52	53
25	26	47,4	52,3	54	42,5	51	53,5	55,5	54	51	53
26	24,5	44	55,3	56,4	42	54,3	53,5	56,4	56,4	54	56,4
31	26,5	42	50	51,5	42,5	50,5	42	51,5	51,5	51,5	49,2
33	25,5	37,5	44,6	49	42,5	45	44	49	49	46	49
34	26	35,5	40,4	46	37,5	43	45	46	46	48	46
35	26,5	37,3	40,8	43	38,5	42,5	39,4	43	43	44	43
38	26	35,5	42,5	43	35,5	42,6	40	42,6	42,6	42,6	43
40	22	31,3	36,2	39,5	34,5	38	38	39,5	39,5	39,5	40
41	22,5	28,4	35,5	36	30	38,4	35	36	36	36	34
42	26	28,4	33,5	35	32	34,2	33	35	35	35	31
44	26,5	31,5	34	34,3	33,5	31,4	32,5	33	34,3	34	33
50	26	27,7	29,5	30,4	31,2	29,5	30	30	30,4	31	32
51	22	26,6	27,6	28,5	28,5	26,6	25	26	28,5	28,5	29
53	22,5	25,4	26,5	27,3	26,5	26,3	25	26	27,3	28	29
59	24,7	26,6	26,6	28,5	28,6	27,6	26,7	28,5	28,5	28	28,5
61	25	27,4	26,2	26	26,5	26,5	26	26	26	27	26
63	25,9	26,4	24,5	24	25,2	25,2	23,5	24	24	23	24
69	26,4	26	24,1	24	25,2	25	23,3	23,8	23,8	23	23,7
75	26	26	24	24	26	25,7	23,5	23,5	23,5	23	23,5
83	27,1	25,6	24	24	25,4	25,3	24	24	24	23,7	24
87	25,5	25,7	24,2	24,2	25,5	25,5	24,3	24,6	24,6	24	24,6
93	26	25,5	26	25,5	26	25,3	25	25,5	25,5	25	25,5

Revolvimentos

## V) Volume

Quadro 37. Volume da pilha de compostagem.

Dias	Volume (m)
2	1,2
6	1,03
9	0,97
13	0,89
19	0,81
33	0,72
63	0,6
90	0,6

## ANEXO II

### Cálculos compostagem

**Quadro 38.** Valores de humidade e quantidades aplicadas para as lamas frescas e composto final.

	LAMAS FRESCAS	COMPOSTO
Humidade (%)	71,19	16,73
MS (%)	28,81	83,27
Qtd aplicada (t/ha)	25	5,88
MS aplicada (25t/ha)	7,20	7,20

**Quadro 39.** Quantidades totais aplicadas em cada local de aplicação de lamas frescas e composto.

	LAMAS FRESCAS	COMPOSTO
Qtd aplicada (t/ha)	25	5,88
Qtd LF total Sapateira (t.)	6500	1528,8
Qtd LF total Espirra (t.)	42650	10031,28
Qtd LF total Latadas (t.)	6525	1534,68

**Quadro 40.** Custos associados á movimentação, transporte e aplicação de lamas frescas.

Lamas frescas	€/t
Movimentação	3
Transporte	
0-50	3
50-75	4
> 75	4,8
Aplicação	4,6

**Quadro 41.** Custos totais de todo o processo de valorização de lamas frescas.

Quantidade aplicada (t/h)	Quantidade Total aplicada (t)	Custo transporte (€)	Custo Movimentação (€)	Custo total valorização (€)	Total aplicado
25	6150	18.450	18.450	65.190	
25	42650	127.950	127.950	452.090	55325
25	6525	19.575	19.575	69.165	

**Quadro 42.** Quantidade aplicada e custos totais de aplicação de composto.

Lamas compostadas	ha	Quantida aplicada (t)	Custo transporte (€)	Custos aplicação (€)	Custo total aplicação composto (€)
Zambujal	245,99	1.446	4.339	6.654	10.993
Espirra	1706	10.031	30.094	46.144	76.238
Latadas	261	1.535	6.139	7.060	13.198
		<b>13.012</b>			<b>100.429</b>

## ANEXO III

### Fotografias do processo compostagem



**Figura 1.** Mistura inicial, dia 1.



**Figura 2.** Preparação da mistura.



**Figura 3.** Medição da temperatura na pilha de compostagem.



**Figura 3.** Revolvimentos da pilha de compostagem.



**Figura 4.** Medição da altura da pilha.



**Figura 5.** Análise dos parâmetros físico-químicos dos resíduos.



**Figura 6.** Análise dos parâmetros físicos dos resíduos.



