

UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE TRÊS COMPOSTADOS:  
ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E TESTE DE GERMINAÇÃO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

**FÁTIMA ORLANDI JUNQUEIRA NETTO**

**ORIENTADOR:** PROF<sup>o</sup>. DR. JOÃO RICARDO SOUZA

**Co-ORIENTADOR:** PROF<sup>o</sup>. DR. CARLOS AFONSO TEIXEIRA



**VILA REAL, 2016**

*Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa Convênio Luso-Brasileiro da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia do Ambiente, sob orientação do Prof. Doutor João Ricardo Souza e Prof. Doutor Carlos Afonso, do Departamento de Biologia e Ambiente, Escola de Ciências da Vida e do Ambiente, UTAD.*

## **Dedicatória**

Ao meu marido e grande companheiro João, que tanto me incentiva a enfrentar os novos desafios contando sempre com seu amor, apoio e compreensão.

Aos meus três tesouros, André, Marina e Camila, que souberam compreender a minha ausência em tantos momentos, me encorajando a superar esta jornada.

**"Nós não herdamos a Terra dos nossos Pais, nós a emprestamos dos nossos filhos" (cit. Lamartine Navarro Júnior, 1984).**

# Agradecimentos

Em primeiro lugar a Deus pela saúde, proteção e superação de vários obstáculos.

À Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), pelo acolhimento e oportunidade de completar meu desenvolvimento acadêmico.

Ao Professor Doutor João Ricardo Souza, meu orientador, pelos saberes, paciência e atenção constantes, bem como pelo seu carinho, meu sincero reconhecimento e gratidão.

Ao Professor Doutor Carlos Afonso, meu Co-orientador, pela preciosa orientação na pesquisa e colaboração neste trabalho.

Aos professores da UTAD pela dedicação e ensinamentos ao longo de todo o curso.

A todos que, de alguma forma, participaram deste trabalho,

Meu Muito Obrigada!

# Índice geral

|   |    |
|---|----|
| <b>1. Introdução</b> .....                                      | 1  |
| <b>2. Estado de arte</b> .....                                  | 4  |
| 2.1. Gestão integrada de resíduos sólidos .....                 | 4  |
| 2.2. Valorização dos resíduos orgânicos .....                   | 11 |
| 2.2.1. Vantagens da compostagem .....                           | 13 |
| 2.2.2. Características dos resíduos orgânicos compostados ..... | 14 |
| 2.3. A compostagem .....  | 17 |
| 2.3.1. Fatores que influenciam a compostagem .....              | 21 |
| 2.3.1.1. População microbiana .....                             | 21 |
| 2.3.1.2. Teor de umidade .....                                  | 22 |
| 2.3.1.3. Arejamento .....                                       | 23 |
| 2.3.1.4. Temperatura .....                                      | 24 |
| 2.3.1.5. Relação C:N .....                                      | 26 |
| 2.3.1.6. pH .....   | 27 |
| 2.3.1.7. Granulometria .....                                    | 28 |
| 2.3.1.8. Metais pesados .....                                   | 29 |
| 2.3.1.9. Tempo de compostagem .....                             | 31 |
| 2.3.2. Métodos de compostagem .....                             | 31 |
| 2.3.2.1. Sistema não reator - <i>windrow</i> .....              | 32 |
| 2.3.2.2. Sistema não reator – pilhas estáticas aeradas .....    | 33 |
| 2.3.2.3. Sistema reator .....                                   | 34 |
| 2.3.3. Fases do sistema de compostagem .....                    | 36 |
| 2.3.3.1. Pré-tratamento .....                                   | 36 |
| 2.3.3.2. Separação manual .....                                 | 37 |
| 2.3.3.3. Separação mecânica .....                               | 37 |
| 2.3.3.4. Separação magnética .....                              | 38 |
| 2.3.3.5. Separação de Eddy .....                                | 38 |
| 2.3.3.6. Separação por corrente de ar .....                     | 38 |
| 2.3.3.7. Separação balística .....                              | 38 |
| 2.3.4. O composto .....   | 39 |
| 2.3.5. Avaliação da qualidade do composto .....                 | 42 |
| 2.3.5.1. Estabilidade .....                                     | 43 |
| 2.3.5.2. Maturação .....  | 45 |

|   |    |
|---|----|
| <b>3. Material e métodos</b> .....                                | 49 |
| 3.1. Áreas de estudo.....   | 49 |
| 3.1.1. Fazenda Colina (Mato Grosso) – zona rural.....             | 49 |
| 3.1.2. Comunidade Chico Mendes (Florianópolis) – zona urbana..... | 50 |
| 3.1.3. Sítio Pôr do Sol (Campos do Jordão) – zona rural.....      | 51 |
| 3.2. Processo de compostagem.....                                 | 51 |
| 3.2.1. Fazenda Colina (Mato Grosso) - zona rural.....             | 51 |
| 3.2.2. Comunidade Chico Mendes (Florianópolis) – zona urbana..... | 52 |
| 3.2.3. Sítio Pôr do Sol (Campos do Jordão) – zona rural.....      | 54 |
| 3.3. Amostragem.....  | 55 |
| 3.4. Preparo da amostra.....                                      | 55 |
| 3.5. Caracterização físico-química dos compostados.....           | 55 |
| 3.6. Testes biológicos.....                                       | 57 |
| 3.7. Análise estatística.....                                     | 58 |
| <b>4. Resultados e discussão</b> .....                            | 59 |
| 4.1. Análise físico-química.....                                  | 59 |
| 4.1.1. Umidade.....   | 60 |
| 4.1.2. pH.....  | 62 |
| 4.1.3. Condutividade elétrica (CE).....                           | 64 |
| 4.1.4. Sólidos voláteis e cinzas.....                             | 65 |
| 4.1.5. Macronutrientes.....                                       | 67 |
| 4.1.6. N mineral.....   | 69 |
| 4.1.7. Razão C:N.....   | 70 |
| 4.1.8. Micronutrientes e metais pesados.....                      | 72 |
| 4.1.9. Índice de germinação (IG).....                             | 73 |
| <b>5 - Conclusões</b> .....                                       | 75 |
| <b>6. Bibliografia</b> .....                                      | 77 |
| <b>7. Anexos</b> .....  | 84 |

## Índice de figuras

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 1</b> – Sacolas biodegradáveis disponibilizadas em supermercados: (a) sacola verde (materiais recicláveis secos) e (b) sacola cinza (materiais não recicláveis)..... | 9  |
| <b>Figura 2</b> – Aspectos gerais dos materiais utilizados no projeto-piloto: (a) composteira e (b) ilustração na tampa da composteira.....                                    | 10 |
| <b>Figura 3</b> – Aspecto geral das diferentes fases existentes durante o processo de compostagem e principais alterações físico-químicas associadas.....                      | 19 |
| <b>Figura 4</b> – Variação dos valores da razão C:N ao longo do processo de compostagem.....   | 27 |
| <b>Figura 5</b> – Sistema de reator aberto em leira estática arejada.....  | 33 |
| <b>Figura 6</b> – Fluxograma típico de um processo de compostagem.....   | 36 |
| <b>Figura 7</b> – Aspecto geral da Fazenda Colina (MG).....  | 49 |
| <b>Figura 8</b> – Aspecto geral da comunidade Chico Mendes (FLO).....  | 50 |
| <b>Figura 9</b> – Aspecto dos tanques de produção de húmus de minhoca no sítio Pôr do Sol (CJ).....  | 51 |
| <b>Figura 10</b> – Construção das leiras de compostagem na fazenda Colina (MG): (a) início do processo e (b) final do processo.....  | 52 |
| <b>Figura 11</b> – Aspectos da construção da leira no processo de compostagem aplicado na zona urbana Chico Mendes (FLO).....  | 53 |
| <b>Figura 12</b> – Aspectos do processo de compostagem realizado no sítio Pôr do Sol (CJ): (a) leira de compostagem e (b) controlo de granulometria dos materiais.....         | 54 |
| <b>Figura 13</b> – Teores de H <sub>2</sub> O (g kg <sup>-1</sup> ) obtidos nos compostados produzidos nos locais de estudo.....   | 61 |
| <b>Figura 14</b> – Valores de pH em H <sub>2</sub> O e KCl 1M obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....                                      | 63 |
| <b>Figura 15</b> – Valores de condutividade elétrica (CE) (mS m <sup>-1</sup> ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....                    | 64 |
| <b>Figura 16</b> – Valores de sólidos voláteis e cinzas (g kg <sup>-1</sup> ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....                      | 66 |
| <b>Figura 17</b> – Valores de macronutrientes (g kg <sup>-1</sup> ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....                                | 68 |
| <b>Figura 18</b> – Valores de razão C:N obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....  | 71 |

**Figura 19** – Fases aplicadas na determinação do índice de germinação:  
(a) contagem de sementes germinadas e (b) medição do comprimento das radículas.....73

**Figura 20** – Valores do índice de germinação (IG) (%) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....74

# Índice de quadros

|   |    |
|---|----|
| <b>Quadro 1</b> – Classificação dos resíduos orgânicos compostáveis .....   | 16 |
| <b>Quadro 2</b> – Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos .....   | 30 |
| <b>Quadro 3</b> – Vantagens e desvantagens dos sistemas de compostagem.....   | 35 |
| <b>Quadro 4</b> – Classificação de fertilizantes orgânicos com valores expressos em base seca .....   | 40 |
| <b>Quadro 5</b> – Classificação de fertilizantes orgânicos.....   | 40 |
| <b>Quadro 6</b> – Teores mínimos de elementos nutritivos .....  | 41 |
| <b>Quadro 7</b> – Relação entre classe de estabilidade e utilização mais adequada do composto .....   | 43 |
| <b>Quadro 8</b> – Relação entre a taxa respiratória e a classe de estabilidade .....  | 44 |
| <b>Quadro 9</b> – Relação entre a classe de estabilidade de um composto e os valores de temperatura atingidos no teste de auto-aquecimento .....                                      | 45 |
| <b>Quadro 10</b> – Interpretação dos resultados da produção relativa.....   | 47 |
| <b>Quadro 11</b> – Qualificação dos níveis de fitotoxicidade .....  | 48 |
| <b>Quadro 12</b> – Importância relativa das propriedades qualitativas de um composto em aplicações hortícolas.....  | 60 |
| <b>Quadro 13</b> – Valores de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$ e $\text{N-NO}_3^-$ ) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados..... | 69 |
| <b>Quadro 14</b> – Valores de micronutrientes e metais pesados ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.....                    | 72 |

# Abreviaturas

|                         |   |
|-------------------------|---|
| <b>ABNT</b>             | Associação Brasileira de Normas Técnicas                                  |
| <b>ABRELPE</b>          | Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais |
| <b>Ag</b>               | Prata   |
| <b>AMLURB</b>           | Autoridade Municipal de Limpeza Urbana                                    |
| <b>Ar</b>               | Arsênio   |
| <b>B</b>                | Boro  |
| <b>C</b>                | Carbono   |
| <b>Ca</b>               | Cálcio  |
| <b>CaCl<sub>2</sub></b> | Cloreto de Cálcio   |
| <b>Cd</b>               | Cádmio  |
| <b>CE</b>               | Condutividade Elétrica  |
| <b>CH<sub>4</sub></b>   | Metano  |
| <b>Cl</b>               | Cloro   |
| <b>Co</b>               | Cobalto   |
| <b>CO<sub>2</sub></b>   | Gás Carbônico   |
| <b>Cr</b>               | Crômio  |
| <b>Cu</b>               | Cobre   |
| <b>d</b>                | Dia   |
| <b>Fe</b>               | Ferro   |
| <b>g</b>                | Gramas  |
| <b>H</b>                | Hidrogênio  |
| <b>h</b>                | Hora  |
| <b>H<sub>2</sub>O</b>   | Água  |
| <b>Hg</b>               | Mercúrio  |
| <b>IBGE</b>             | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística                           |
| <b>IC</b>               | Índice de Crescimento   |
| <b>IG</b>               | Índice de Germinação  |
| <b>K</b>                | Potássio  |
| <b>KCl</b>              | Ácido Clorídrico  |
| <b>KOH</b>              | Hidróxido de Potássio   |
| <b>m</b>                | Metro   |
| <b>M</b>                | Molar   |
| <b>MAPA</b>             | Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento                       |

|                                   |   |
|-----------------------------------|---|
| <b>Mg</b>                         | Magnésio  |
| <b>mg</b>                         | Miligrama   |
| <b>ml</b>                         | Mililitro   |
| <b>mm</b>                         | Milímetro   |
| <b>Mn</b>                         | Manganês  |
| <b>MO</b>                         | Matéria Orgânica  |
| <b>Mo</b>                         | Molibdênio  |
| <b>MS</b>                         | Matéria Seca  |
| <b>mScm<sup>-1</sup></b>          | MiliSiemens por Centímetro                              |
| <b>N</b>                          | Nitrogênio ou Azoto                                     |
| <b>NBR</b>                        | Norma Brasileira Aprovada pela ABNT                     |
| <b>NH<sub>3</sub></b>             | Amônia  |
| <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> | Azoto Amoniacal   |
| <b>Ni</b>                         | Níquel  |
| <b>nm</b>                         | Nanômetro   |
| <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> | Azoto Nitrico   |
| <b>O</b>                          | Oxigênio  |
| <b>ONG</b>                        | Organização Não Governamental                           |
| <b>P</b>                          | Fósforo   |
| <b>Pb</b>                         | Chumbo  |
| <b>PEV</b>                        | Pontos de Entrega Voluntária                            |
| <b>pH</b>                         | Potencial Hidrogeniônico                                |
| <b>PIB</b>                        | Produto Interno Bruto                                   |
| <b>PMGIRS</b>                     | Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos |
| <b>PNRS</b>                       | Política Nacional de Resíduos Sólidos                   |
| <b>PVC</b>                        | Policloreto de Vinila                                   |
| <b>RSU</b>                        | Resíduos Sólidos Urbanos                                |
| <b>S</b>                          | Enxofre   |
| <b>Si</b>                         | Silício   |
| <b>UFSC</b>                       | Universidade Federal de Santa Catarina                  |
| <b>Zn</b>                         | Zinco   |
| <b>°C</b>                         | Graus Celcius   |

## Resumo

Técnicas como a compostagem têm sido aplicadas com o objetivo de valorizar resíduos orgânicos permitindo a sua aplicação ao solo, como fonte de matéria orgânica e nutrientes, reduzindo a sua deposição em aterro. Todavia, a aplicação destes materiais ao solo deverá ser realizada tendo em consideração a respectiva qualidade química e biológica de modo a tornar a sua aplicação mais racional e ecocompatível. Assim, o trabalho agora apresentado tem como objetivo estudar o efeito que condições de compostagem, como o arejamento e misturas iniciais, apresentam na qualidade final do material em sistemas de compostagem caseira realizados em três locais distintos: (i) Mato Grosso e (ii) Campos, com arejamento, e (iii) Florianópolis, sem arejamento. Para o efeito, no final do processo de compostagem, foram recolhidas amostras dos diferentes materiais e realizadas análises físico-químicas e testes de germinação de modo a avaliar a respetiva qualidade. Os resultados obtidos indicaram que os parâmetros avaliados nos materiais finais revelaram variações significativas resultantes das diferenças entre os sistemas de compostagem estudados. Maiores teores de  $H_2O$  ( $700,8 \text{ g kg}^{-1}$ ), sólidos voláteis ( $684,9 \text{ g kg}^{-1}$ ) e N total ( $24,6 \text{ g kg}^{-1}$ ) foram observados no sistema estático testado em Florianópolis, em resultado da menor disponibilidade de  $O_2$  e, conseqüente, atividade biológica. Para a razão C:N, os resultados revelaram-se menos dependentes das condições de compostagem e mais associados com as características das misturas iniciais, com o compostado de Campos a revelar valores mais elevados (15,5), seguido dos compostados de Florianópolis (11,4) e Mato Grosso (10,2). Os testes biológicos, com resultados superiores a 100 % em todos os tratamentos com compostado, revelaram ausência de efeitos fitotóxicos em resultado dos baixos valores de concentração de  $N-NH_4^+$ , condutividade elétrica e metais pesados. Os compostados apresentam características de estabilidade biológica e maturação aceitáveis, com a maioria dos parâmetros analisados a enquadrarem-se nos valores propostos pela legislação vigente.

**Palavras-Chave:** Compostagem, compostado, maturação, estabilidade, mineralização.

## Abstract

Composting have been applied as organic residues valorization technique, allowing its application to the soil as a source of organic matter and nutrients, reducing their landfill deposition. However, the application to the soil should be based on rational criterias, related with their chemical and biological quality characteristics, to improve a more ecological and sustainable soil management. Thus, the present work aim to study the effect of composting conditions such as aeration and initial mixtures in the final organic material quality obtaining in three diferent home composting systems Brazilian locations: (i) Mato Grosso and (ii) Campos, with aeration, and (iii) Florianópolis, without aeration. For this purpose, at the end of composting process, samples materials were collected and physico-chemical and germination tests realized to assess their final quality. The results revealed significant differences between the parameters analyzed in the different studied composting systems. More water content ( $700.8 \text{ g kg}^{-1}$ ), volatile solids ( $684.9 \text{ g kg}^{-1}$ ), total nitrogen ( $24.6 \text{ g kg}^{-1}$ ) were observed in static system tested in Florianópolis, as a result of reduced biological activity imposed by lower  $\text{O}_2$  availability. For the C:N ratio values, the results were less dependent of the composting conditions and more related of initial mixture characteristics, with higher value observed in Campos conditions (15.5), followed by Florianópolis (11.4) and Mato Grosso (10.2). The biological tests revealed no phytotoxic effects, with results superior to 100 % in all composting treatments, as a result of the lower  $\text{N-NH}_4^+$  concentration, electric conductivity and heavy metals values registered. The studied composts have acceptable biological stability and maturation characteristics, with most of the parameters analyzed respecting the values proposed by the current Brazilian legislation.

**Keywords:** Composting, compost, maturity, stability, mineralization.

## 1 – Introdução

O homem, que desde então não se preocupava com as consequências causadas por suas ações predatórias contra a natureza, começa a procurar novas formas de interação baseadas no equilíbrio, passando de extrator poluidor a agente transformador. Cada atitude consciente, baseada em ações sustentáveis, é capaz de causar impactos positivos na sociedade do ponto de vista econômico, social e ambiental.

O crescimento demográfico nas principais cidades brasileiras é diretamente proporcional ao desperdício de materiais que podem ser reutilizados e do aumento descontrolado de resíduos sólidos. O ambiente urbano é por natureza importador, sem auto-suficiência. Hoje, no Brasil, os resíduos através de um adequado direcionamento poderão originar oportunidades, inovação e riqueza.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), a produção de resíduos sólidos urbanos em 2012 no Brasil foi de 62,7 milhões de toneladas, valores equivalentes a uma produção aproximada de 1,2 Kg/dia de lixo por pessoa. Do total gerado, são coletados 90 %, sendo que 18 % são encaminhados aos lixões, 24 % aos aterros controlados e 58 % aos aterros sanitários (NATIONAL GEOGRAPHIC BRASIL, 2014). Os aterros sanitários são o destino dos resíduos sólidos coletados de apenas 27 % dos municípios brasileiros sendo estes, na sua maioria, municípios com mais de 1 milhão de habitantes, como é o caso da cidade de São Paulo. Os aterros sanitários, mesmo que representem formas mais adequadas de deposição final de resíduos, são também problemáticos pelos elevados custos operacionais, de manutenção e pelo espaço que ocupam. Devido à decomposição dos resíduos, segundo Nelson Domingues, presidente de uma das concessionárias responsáveis pela coleta de lixo da cidade de São Paulo, é necessário após a desativação do aterro, o monitoramento e controle geotécnico constante pelos trinta anos subsequentes para minimizar os efeitos de contaminação do solo, do ar e do lençol freático.

O cenário atual nos municípios brasileiros, no que tange a destinação e acumulação indiscriminada dos resíduos urbanos em aterros e lixões, terá que mudar de forma gradual e contínua, em razão da necessidade de atendimento das diretrizes exigidas pela Lei 12.305, sancionada em agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Os objetivos definidos propõem como meta a erradicação dos aterros controlados e dos lixões até 2014. Esta Lei impõe aos governos, às empresas e aos cidadãos uma mudança de rumo e de cultura através da recuperação ao máximo dos diversos tipos de

resíduos recicláveis, sejam eles de responsabilidade pública ou privada, para dispor o mínimo em aterros sanitários.

A cidade de São Paulo, capital do estado de São Paulo, situada na região sudeste do Brasil, abriga o maior parque industrial e econômico do país, com quase 12 % do PIB nacional. É a maior metrópole da América do Sul, com 6 % da população do país, atingindo aproximadamente 12 milhões de habitantes em 2012. A cidade gera volumes expressivos de resíduos e segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), em 2012 cerca de 20,1 mil toneladas de resíduos sólidos foram coletados diariamente. A parcela orgânica corresponde ao índice de coleta maior, o equivalente a 31 %, correspondente a 6.300 toneladas ao dia, que são encaminhados aos aterros, sem sofrerem qualquer tipo de tratamento biológico. Apesar da matéria orgânica ser facilmente decomponível, sendo totalmente reaproveitada, na prática é sistematicamente disposta em aterros sanitários, sem qualquer tipo de tratamento, provocando inúmeras implicações econômicas e ambientais.

A compostagem é uma tecnologia simples de tratamento de resíduos orgânicos, integrado num sistema de reciclagem de materiais, sejam eles de origem urbana, industrial, agrícola e florestal. Este processo permite a transformação dos resíduos orgânicos num produto estabilizado e higienizado, livre de microrganismos patogênicos, sementes de infestantes e rico em nutrientes, que poderá ser utilizado como fertilizante do solo. Dessa forma, o processo de compostagem torna-se de grande interesse, uma vez que o composto orgânico pode suprir boa parte da demanda de insumos industrializados, preservando a qualidade do ambiente e a conservação dos recursos naturais, como o solo, água e ar.

Grande parte dos solos do Brasil, e em particular do estado de São Paulo, possuem baixos teores de matéria orgânica, sendo esta imprescindível na melhoria das propriedades do solo e no fornecimento dos nutrientes às espécies vegetais. De facto, a aplicação de composto orgânico pode ser uma solução na recuperação destes solos agrícolas, empobrecidos em matéria orgânica, sem contar com os benefícios de redução considerável do volume de resíduos descartados e confinados. Porém, para alcançar estes benefícios nos solos, o composto deve apresentar a qualidade adequada, para que o mesmo não apresente problemas nutricionais ou de fitotoxicidade nas plantas.

Assim, o trabalho agora apresentado, tem como objetivo avaliar a eficiência do processo de compostagem, através da realização de análises físico-químicas de três compostados obtidos em sistemas de compostagem caseira em localidades distintas: (i) duas compostagens domésticas realizadas em ambiente rural; a primeira na fazenda Colina, no estado do Mato Grosso do Sul e, a segunda, no sítio Pôr do Sol, no estado de São Paulo

e (ii) uma terceira compostagem doméstica realizada em ambiente urbano, desenvolvida em Florianópolis, no estado de Santa Catarina. O projeto desenvolvido em Florianópolis é uma experiência de sucesso significativa, que visa servir de referência para o desenvolvimento do projeto Feiras Sustentáveis da prefeitura no município de São Paulo, e o interesse em incluí-lo no trabalho foi a nível de comparação para reflexão dos resultados com as demais experiências desenvolvidas.

O conhecimento adquirido no aprofundamento do tema neste trabalho e o entendimento dos resultados apresentados servirão de base para o aprimoramento da técnica e melhoria contínua de resultados, tornando esse estudo, o início de um longo processo de aprendizagem e incentivador desta prática sustentável que só traz benefícios à sociedade e ao meio ambiente.

## **2 – Estado de arte**

### **2.1 – Gestão integrada de resíduos sólidos**

A crescente geração de resíduos sólidos no Brasil e sua inadequada deposição em aterros e lixões geram graves problemas sócio-ambientais. Uma parte significativa dos resíduos que poderiam ser reaproveitados são eliminados sistematicamente quando confinados, gerando impactos ambientais negativos, sendo uma ameaça ao meio ambiente e à saúde da população e dos seres silvestres.

Apesar dos inúmeros avanços nestes últimos tempos, no que diz respeito a promulgação de inúmeras Leis e Decretos, a situação dos resíduos sólidos é preocupante. O país pouco avançou no enfrentamento dos problemas decorrentes do seu manejo inadequado, impondo a necessidade de efetivamente implantar o que foi estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a fim de permitir o desenvolvimento sustentável da sociedade. A PNRS é um marco na Legislação Ambiental Brasileira e encontra-se definida na Lei 12.305/2010, a qual foi regulamentada no mesmo ano, através do decreto 7.404. A Lei estabelece os objetivos e as diretrizes necessárias para a melhoria na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, com base na divisão das responsabilidades entre a sociedade, o poder público e a iniciativa privada, observando a seguinte ordem de prioridade: a não geração, seguida da redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Desta forma, a PNRS privilegia ações educativas de conscientização da população sobre a importância do consumo sustentável e contém diversos instrumentos que propiciam a valorização dos resíduos sólidos, de modo que os municípios encaminhem para os aterros sanitários apenas os resíduos que esgotaram as possibilidades técnicas e econômicas de tratamento. A intenção é de promover uma maior visibilidade do ciclo de vida dos produtos, de maneira a ampliar seu aproveitamento desde o início do processo produtivo e etapas seguintes, gerando novas possibilidades de geração de riqueza e a utilização cada vez menor dos recursos naturais.

Sendo a fração orgânica o foco deste trabalho, entre os principais objetivos de valorização dos resíduos sólidos orgânicos na PNRS, destacam-se:

- (i) A incorporação de mudanças de hábitos para reduzir a geração dos resíduos orgânicos destinados aos aterros;
- (ii) O incentivo ao seu reaproveitamento;

(iii) A implantação, pelo titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos dos municípios de um sistema de compostagem e ajustes de formas de utilização mais adequadas do composto produzido.

A operacionalização da PNRS faz-se em articulação com os planos estaduais e municipais, sendo as administrações municipais, as responsáveis pela gestão e gerenciamento dos resíduos desde a coleta, transbordo, tratamento, até a disposição final. A elaboração desses planos é condição para que os estados e municípios possam ter acesso aos recursos da União ou por ela controlados, destinados a empreendimentos e serviços relacionados à gestão de resíduos sólidos.

No dia 31 de julho de 2012, a prefeitura de São Paulo aprovou a primeira versão do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), que teve complementação em 2014, com plena participação da população e das instituições representativas dos setores, estabelecendo no horizonte de vinte anos com revisões a cada quatro anos as práticas da gestão de resíduos sólidos.

As diretrizes do PMGIRS englobam ações articuladas entre si, sob os aspectos ambientais, econômicos, financeiros, administrativos, técnicos, sociais e legais, desde a não geração até a disposição final mais adequada, que sejam compatíveis com as dos demais sistemas de saneamento ambiental do município. O objetivo é garantir as exigências da PNRS permitindo, assim, a evolução da situação atual para a situação desejada baseada na gestão integrada com foco na sustentabilidade.

A diretriz fundamental que norteia o plano baseia-se na aplicação de uma hierarquia de princípios em que a prevenção (redução e reutilização) está em primeiro lugar, seguida da valorização (reciclagem, compostagem, e recuperação energética) e, finalmente a disposição final ambientalmente segura, eixo central da PNRS, visando reduzir ao máximo a quantidade de resíduos destinadas aos aterros sanitários, minimizando os custos operacionais e os impactos ambientais.

Com relação a gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos, os principais objetivos da PMGIRS (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2012) são:

(i) Promover um sistema mais abrangente da coleta seletiva de resíduos orgânicos, segregados dos resíduos secos e dos rejeitos;

(ii) Incentivar a valorização dos resíduos orgânicos através da educação ambiental de forma continuada;

(iii) Haver a máxima retenção de resíduos orgânicos nas fontes geradoras através da compostagem *in situ*, em domicílios, condomínios e comunidades;

(iv) Incentivar negócios sustentáveis com resíduos orgânicos;

(v) Implantar a compostagem dos resíduos orgânicos das feiras livres, sacolões, mercados e escolas;

(vi) Reciclar a fração orgânica oriunda da coleta indiferenciada por biodigestão anaeróbia;

(vii) Garantir a sustentabilidade econômica e financeira das ações estabelecidas pela política de gestão, por meio da recuperação dos custos incorridos.

As principais metas da PMGIRS quanto ao reaproveitamento dos resíduos orgânicos (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2012) são:

(i) Fornecer composteiras e orientação técnica aos domicílios a partir do primeiro semestre de 2015, com a meta de alcançar no final do segundo semestre de 2033 a retenção de 33 % de todo resíduo orgânico gerado nas residências (1,06 dos 3,53 milhões de domicílios);

(ii) Implantar a partir de 2014 a compostagem em comunidades de baixa renda associada às hortas urbanas, atingindo 18 % (193 comunidades) em 2016 e 25 % (268 comunidades) em 2018;

(iii) Implantar a partir de 2015 a compostagem de resíduos orgânicos em mercados, sacolões, estabelecimentos municipais de saúde, parques e praças, e outros locais públicos, integrada às hortas urbanas e agricultura familiar;

(iv) Desenvolver incentivos para novos negócios e empreendimentos processadores de resíduos orgânicos, para uso obrigatório de composto orgânico originado de instalações públicas ou privadas, em substituição aos fertilizantes químicos, em 2015;

(v) Universalizar a coleta seletiva de resíduos orgânicos nos 96 distritos existentes na cidade, a partir de 2016, até o final de 2023;

(vi) Atingir a adesão mínima de 37 % dos domicílios (individuais ou em condomínios) à coleta seletiva de resíduos orgânicos, complementando a compostagem *in situ*, precedida de campanha de comunicação, até o vigésimo ano de implantação do PMGIRS;

(vii) Compostar os resíduos orgânicos das 883 feiras livres presentes na cidade, no âmbito do Programa Feiras Sustentáveis, até o final de 2016;

(viii) Implementar a coleta seletiva de resíduos orgânicos em todas as instituições de ensino municipais até o final de 2016, quando da adesão ao Programa Escolas Sustentáveis, com incentivo à compostagem *in situ* e ao preparo de hortas;

(ix) Instalar 8 unidades de pequeno porte, com capacidade de processamento de 50 toneladas diárias, a partir de 2014, atingindo capacidade produtiva de 400 toneladas por dia, até 2016;

(x) Instalar progressivamente até 2016, quatro centrais de grande porte e processamento mecanizado, com previsão até 2023 de atingir a capacidade total de processamento ou seja 2.400 toneladas de resíduos por dia;

(xi) Instalar 3 unidades de tratamento mecânico e biológico em ecoparques, entre 2018 e 2019, com tratamento do resíduo orgânico, transformando-o em biogás e biofertilizante, através da biodigestão anaeróbia.

As metas estabelecidas na PMGIRS estão sendo operacionalizadas através de algumas práticas e programas que viabilizem a coleta diferenciada de resíduos de forma a possibilitar seu tratamento, nomeadamente:

(i) Coleta porta a porta. Atualmente a coleta é realizada em apenas 46 % do total de domicílios, ou seja, em 75 dos 96 distritos da cidade, 2 vezes por semana, porém ainda tem pouca adesão da população, capturando aproximadamente 2 % dos resíduos (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2012). Esta prática consiste no recolhimento diferenciado de materiais recicláveis secos diretamente da fonte geradora, não sendo necessário a separação dos recicláveis por tipo, pois os mesmos serão separados nas cooperativas ou centrais de triagem.

(ii) Pontos de Entrega Voluntária (PEV), os quais consistem na instalação de contêineres ou recipientes em locais com grande fluxo e de fácil acesso ao público, para que, voluntariamente, a população possa fazer o descarte de materiais. São aproximadamente 1600 PEVs instalados pela cidade, em ecopontos, parques, postos de gasolina e áreas públicas.

(iii) Ecopontos, relacionados com locais de entrega voluntária de pequenos volumes de entulho (até 1m<sup>3</sup>), grandes objetos e resíduos secos recicláveis separados por tipo de material. A cidade de São Paulo possui 81 ecopontos, sendo intenção da prefeitura de aumentar para cerca de 140 unidades (NATIONAL GEOGRAPHIC BRASIL, 2014).

(iv) Coleta seletiva realizada por catadores autônomos. É um sistema adotado por pessoas que trabalham individualmente e recolhem resíduos recicláveis nas vias públicas,

incluindo residências, comércios e outros pontos geradores (Silva, 2009). São 550 catadores legalizados e aproximadamente 5.000 que trabalham na ilegalidade (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2012).

(v) Coleta seletiva com destinação dos resíduos coletados às associações, cooperativas e organizações conveniadas. Parte do resíduo reciclável seco coletado é entregue às 22 associações e cooperativas conveniadas e 48 organizações autorizadas (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2012), que selecionam os resíduos por grupo e tipo e os comercializam aos sucateiros ou diretamente às indústrias reprocessadoras (SILVA, 2009).

(vi) Coleta seletiva com postos de troca desenvolvidas, normalmente, pela iniciativa privada. Este procedimento baseia-se na troca de resíduos recicláveis por algo que tenha valor monetário correspondente ao valor comercial do resíduo que está sendo trocado (SILVA, 2009).

(vii) Coleta mecanizada de resíduos (em fase de teste). A prefeitura de São Paulo prevê implantar um sistema de coleta de lixo mecanizado na cidade que irá proporcionar a coleta de resíduos de forma mais higiênica, segura e rápida. O sistema oferece, entre outros benefícios, ganho de produtividade, menor contato humano com os resíduos e redução da quantidade de caminhões nas ruas. Nesta prática, maiores quantidades de resíduos poderão ser concentrados em recipientes maiores (contêineres), que devem ser instalados em pontos estratégicos e o seu conteúdo recolhido por caminhões adaptados. Atualmente este projeto ainda está em fase de teste em alguns bairros da cidade.

(viii) Centrais mecanizadas de triagem. Nestas centrais, os resíduos são triados e selecionados de acordo com sua tipologia, tais como papéis, papelões, plásticos, vidros e metais, os quais posteriormente são comercializados e os resíduos restantes são encaminhados aos aterros. Em 2014 foram inauguradas duas unidades, a Central Mecanizada Santo Amaro e a Central Mecanizada Ponte Pequena com capacidade cada uma em processar 250 toneladas de resíduos por dia. Atualmente a Central de Santo Amaro opera com aproximadamente 85 ton/dia de recicláveis e a da Ponte Pequena com aproximadamente 50 ton/dia. A estimativa é que atinjam sua capacidade máxima de processamento através da expansão da rede de coleta seletiva porta a porta, abrangendo um número maior de distritos. Segundo a AMLURB (2014), o percentual de coleta seletiva dos resíduos secos aumentou de 2 % para 4 %, pois além da triagem manual, que já era realizada pelas 22 cooperativas e associações de catadores, deram-se início ao funcionamento dessas novas centrais. A meta da prefeitura até 2016 com a plena operação dessas unidades é de aumentar o percentual de coleta seletiva em 10 %.

(ix) Programa Sacolas Biodegradáveis. A Lei 15.374/2011, que dispõe sobre a proibição na distribuição gratuita ou venda de sacolas plásticas a consumidores em todos os estabelecimentos comerciais do município, foi regulamentada em janeiro de 2015, através do Decreto 55.827. As sacolas plásticas distribuídas gratuitamente nesses estabelecimentos equivalem a 70 % do total de sacolas encaminhadas para aterro. Com a implementação deste programa, em abril de 2015, os estabelecimentos substituíram a distribuição das sacolinhas plásticas convencionais por sacolas biodegradáveis, nas cores verde e cinza, compostas por 51 % de matéria-prima vegetal sendo menos agressivas ao meio ambiente (figura 1).



Figura 1. Sacolas biodegradáveis disponibilizadas em supermercados: (a) sacola verde (materiais recicláveis secos) e (b) sacola cinza (materiais não recicláveis).

Estas novas embalagens deverão ser usadas para a destinação dos resíduos encaminhados para a coleta seletiva das centrais mecanizadas, sendo que, as embalagens verdes deverão ser usadas para descartar os materiais recicláveis secos, e as de cor cinza, para resíduos em geral.

(x) Programa Composteiras Domésticas. Em agosto de 2014, a prefeitura de São Paulo lançou em parceria com a ONG Morada da floresta, este projeto educativo, de redução na geração de resíduos orgânicos em alguns domicílios paulistanos. Para o projeto-piloto foi selecionada uma mostra representativa de duas mil famílias, de diferentes extratos sociais, econômicos e geográficos, para receber gratuitamente as composteiras, de diversos tamanhos, com aeração e minhocário (figura 2).

Para facilitar a operação e propiciar qualidade no composto, tem-se a ilustração na tampa superior das composteiras da relação dos materiais que podem ser depositados (frutas, legumes, verduras, grãos, sementes, cascas de ovos, borras de café e sachês de chá), os de utilização moderada (frutas cítricas, alimentos cozidos, laticínios, flores e ervas medicinais, guardanapos e papel-toalha), e aqueles que efetivamente não podem ser incluídos (carnes, limão, temperos fortes, óleos, gorduras, fezes de animais e papel-higiênico) (figura 2).



Figura 2. Aspectos gerais dos materiais utilizados no projeto-piloto: (a) composteira e (b) ilustração na tampa da composteira.

A estimativa, segundo a prefeitura, é que em 2015 o projeto se estenda para 6.000 domicílios, de modo a incentivar a adoção dessa prática em um número cada vez maior de residências paulistanas.

(xi) Programa Feiras Sustentáveis. Este projeto piloto de compostagem foi realizado a partir de resíduos provenientes da feira no bairro de São Mateus, durante o período de agosto de 2013 a dezembro de 2014. Destinou-se à compostagem de aproximadamente 700 Kg/semana de resíduos orgânicos. O composto produzido, segundo análise feita pelo Instituto Agrônomo de Campinas, foi de elevada qualidade. A previsão para 2016 é de ampliar esse projeto para aproximadamente 20 feiras livres, das 800 feiras semanais existentes na cidade e que geram aproximadamente 300 ton/dia de resíduos.

O manejo diferenciado dos resíduos orgânicos através de outras medidas e programas que visem um tratamento mais adequado e o seu reaproveitamento de forma mais racional,

será incentivado pela prefeitura de forma gradativa e levará vários anos para que os objetivos do PMGIRS se concretizem, dada a complexidade que uma cidade como São Paulo apresenta em termos de gestão.

No entanto, nota-se que no plano existe o compromisso em se fazer a coleta seletiva eficientemente dos resíduos orgânicos e o seu tratamento mais viável, evitando ao máximo seu lançamento indiscriminado aos aterros. Não obstante, é fundamental para a sua aplicabilidade, que haja o comprometimento e a participação da sociedade para que seja incorporado novos hábitos nas ações cotidianas com relação à produção e separação de resíduos.

## **2.2 – Valorização dos resíduos orgânicos**

A Lei que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, lei 12.305, define os resíduos sólidos como um material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, resíduos domiciliares, de limpeza urbana, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, industriais, de serviços da saúde, da construção civil e de mineração, nos estados sólido ou semi-sólido. Ficam, também, incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição. Os gases contidos em recipientes e outros líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas que seja economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível são, também, abrangidos pelo conceito definido.

Os resíduos sólidos, além de serem classificados quanto a origem, podem ser diferenciados entre resíduos úmidos e secos, orgânicos e inorgânicos e perigosos e não perigosos. Em relação aos resíduos sólidos orgânicos, estes são de origem animal ou vegetal, sendo a sua degradação dependente das suas características físico-químicas relacionadas com a sua origem. Como exemplo deste tipo de resíduos destacam-se os casos dos restos da alimentação humana, restos de cultivos agrícolas, sementes, varredura e resíduos de manutenção de espaços verdes, papel, esterco de animais, entre outros.

A quantidade crescente de resíduos, principalmente nos grandes centros urbanos, tem reduzido os anos de vida útil dos aterros, verificando-se uma escassez de áreas disponíveis no ambiente intensamente urbanizado das cidades, tornando-se os aterros cada vez mais distantes dos locais geradores de resíduos.

O processo de compostagem é uma alternativa adequada e viável para maximizar o reaproveitamento e tratamento dos resíduos orgânicos, com grande flexibilidade operacional e alta eficiência aliado a baixo custo. A compostagem é um processo exotérmico e aeróbio, de biodegradação dos substratos orgânicos, em pequena, média e grande escala, pela ação de diversos grupos de microrganismos e caracteriza-se pela produção de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, liberação de substâncias minerais e formação de um material estável (FERNANDES e SILVA, 1999). A matéria orgânica é convertida num material estabilizado, de odor agradável, livre de organismos patogênicos, rico em substâncias húmicas e nutrientes minerais, denominado composto ou compostado, que é utilizado como condicionador de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Este material pré-humificado, pode ser comercializado e utilizado nas atividades agrícolas, horticultura, no combate à erosão e na recuperação de solos degradados, gerando uma alternativa de renda à população.

Historicamente, a compostagem vem sendo realizada de forma empírica desde os tempos antigos, pelos gregos, romanos e povos orientais. No entanto, só a partir de 1920, com Albert Howard, é que o processo passou a ser pesquisado cientificamente e aplicado de forma racional (FERNANDES e SILVA, 1999). Apesar de ser um processo natural, vários autores ao longo do tempo aprofundaram os seus estudos e desenvolveram técnicas para acelerar a decomposição dos substratos orgânicos que garantissem um produto estabilizado e de boa qualidade (ZUCCONI e De BERTOLDI, 1987; HAUG, 1993; RUSSO, 1998; VALLINI, 1995a; CUNHA QUEDA, 1999). Neste sentido, o conceito de compostagem foi sofrendo modificações e evoluções à medida do conhecimento das leis da química e biologia que controlam o respectivo processo.

Segundo a NBR 13.591 (ABNT, 1996), a definição de compostagem é o processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas, relacionadas com mecanismos de degradação ativa e de maturação (PIRES, 2013).

QUEDA (1999) define compostagem como um processo aeróbio controlado de bioxidação de substratos heterogêneos biodegradáveis, resultante da ação dos microrganismos (bactérias, actinomicetos e fungos) naturalmente associados aos substratos. A transformação biológica processa-se em duas fases, tendo em consideração a evolução da temperatura. Uma primeira, designada por termófila, durante a qual ocorre libertação de substâncias com efeito fitotóxico, com o material a revelar profundas transformações (mineralização e humificação parciais), à qual se segue uma de menor temperatura, designada de maturação, na qual o material sofre reações de estabilização. No

final, o material obtido, também designado por composto deverá ser suficientemente estável, para ser armazenado, e higienizado de modo que a sua aplicação ao solo não tenha efeitos adversos para o ambiente (CORDEIRO, 2010).

Outras definições são avançadas por outros autores, sendo as diferenças observadas nos detalhes ou condições em que estas são realizadas ou controladas. KIEHL (2004) define compostagem como o processo de decomposição da matéria orgânica, no estado sólido e úmido, realizado pela ação de microrganismos em condições controladas de temperatura, umidade e presença de oxigênio. Esse processo de decomposição ocorre em três momentos ou fases distintas: primeiramente uma fase denominada fitotóxica, seguida de uma fase de bioestabilização e, finalmente, uma fase de humificação. PIRES (2013) define o produto resultante do processo de compostagem como um fertilizante orgânico denominado de composto.

### **2.2.1 – Vantagens da compostagem**

A compostagem é uma forma de recuperar os nutrientes presentes nos resíduos orgânicos e levá-los de volta ao ciclo natural através da respectiva aplicação ao solo. Durante o processo há diminuição de peso e volume dos resíduos, resultando num aumento da concentração de nutrientes e, conseqüente, redução da necessidade em espaço para armazenamento e transporte (BRITO, 2005). O sucesso e a sustentabilidade do processo de compostagem será possível quando os processos escolhidos forem adequados, em tecnologia, projeto e operação.

Tendo em consideração os objetivos associados a esta operação, vários autores apontam diversas vantagens, realizando a respectiva análise de diferentes pontos de vista: econômico, social e ambiental. Em termos econômicos, RUSSO (2003) refere que a compostagem é um tratamento de resíduos sólidos de menor custo quando comparado a outros tipos de tratamentos, possibilitando ganhos ambientais consideráveis. As vantagens econômicas são, também, observadas ao nível do tempo de vida útil dos aterros. A compostagem possibilita a redução drástica de deposição dos fluxos de resíduos orgânicos nos lixões e aterros, permitindo um maior tempo de vida destes locais.

Em termos energéticos, a compostagem revela-se uma técnica mais ecocompatível de tratamento de resíduos. A maior parte dos sistemas de compostagem usam quantidades de energia externa mínimas para funcionar comparativamente a outros sistemas de tratamento (NETO, 1987). Parte da energia utilizada é proveniente do próprio processo metabólico (RUSSO, 2003).

A prática de compostagem, ao impedir a deposição dos resíduos orgânicos coletados nos aterros sanitários, favorece a diminuição da emissão de biogás para a atmosfera, gases de efeito estufa, como metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que causam sérios problemas à saúde da população e ao meio ambiente. Segundo INACIO (2000) esta redução pode ser na ordem dos 10 %.

Em termos de exequibilidade, a compostagem revela uma grande flexibilidade operacional, podendo ser aplicada a diversas escalas (pequena, média e grande) e em diferentes meios (rural e urbano).

RUSSO (2003) aponta outras vantagens ambientais. Ao possibilitar o processo de higienização, através do aumento da temperatura dos resíduos como resultado das reações exotérmicas das bactérias aeróbias, a compostagem possibilita a destruição dos microrganismos patogênicos e a degradação de agro-químicos, presentes em resíduos de origem agrícola e hortícola, assumindo assim importantes vantagens ambientais. O produto final da compostagem revela-se estável e maturado, rico em nutrientes, não contaminante ao solo e às águas subterrâneas ou superficiais, ao contrário do que poderá ocorrer com fertilizantes químicos e aos chorumes nos aterros.

A compostagem suprime a demanda de insumos industrializados através da produção de um produto com valor de mercado e aplicável na agricultura. A respectiva produção absorve mão de obra não especializada promovendo a educação ambiental através da valorização de práticas benéficas ao meio ambiente.

### **2.2.2 – Características dos resíduos orgânicos compostados**

O processo de compostagem não se limita apenas à adição e mistura de materiais orgânicos em pilhas, envolvendo também a seleção de materiais, do sistema de compostagem, do local, e disponibilidade desses materiais para que o processo se complete (KIEHL, 1998). A qualidade química dos materiais e a respectiva proporção em que estes se apresentam na mistura é que determina a sua suscetibilidade à decomposição microbiana e as características finais do material. Os principais componentes da matéria orgânica são carboidratos (celulose), proteínas, lipídios e ligninas. A capacidade dos microrganismos para transformar a matéria orgânica depende da sua habilidade para produzir as enzimas necessárias a degradação do substrato como, também, das características químicas dos compostos constituintes, nomeadamente da sua maior labilidade ou resistência à ação microbiana (TUOMELA et al., 2000).

Entre os materiais orgânicos mais presentes nas misturas destacam-se os restos de plantas, como palhas de gramíneas, bagaços de cana e aparas de madeira. Estes compostos são, segundo RUSSO (2003), constituídos essencialmente por compostos lenhínicos, com carbono em formas recalcitrantes, bastantes resistentes à ação microbiana e, por isso, degradados de uma forma mais lenta (BATISTA e BATISTA, 2007). LYNCH (1985), avaliando a qualidade de certas lenhínicas, refere proporções médias de celulose na ordem dos 30 a 44 %, 18 a 39 % de hemicelulose e 12 a 28 % de lignina. A hemicelulose é um polímero heterogêneo de hexoses e pentoses, muito abundante nos resíduos sólidos urbanos e lamas de esgoto (RUSSO, 2003), enquanto a lignina consiste de polímeros fenilpropanóides (MILAGRES e SILVEIRA, 2009).

A proporção destes diferentes compostos dependerá, por um lado, da origem do material e, por outro lado, da eficiência do processo de compostagem, nomeadamente no controle dos fatores que influenciam o processo. Em compostos de qualidade, a proporção de compostos como proteínas, pectinas, lipídios e hidratos de carbono são bastante reduzidas. Estes compostos, como fonte acessível de carbono para os microrganismos, são facilmente degradados na fase inicial do processo (fase termófila) sendo residual a sua concentração no produto final, especialmente em materiais bem compostados. Pelo contrário, em materiais pouco estabilizados ou que sofreram um processo de compostagem pouco eficiente revelam elevadas proporções desta fração mais lábil, servindo a sua concentração como índice de avaliação do grau de estabilidade do composto, isto é, da sua qualidade final.

A mistura de materiais ricos em carbono e materiais ricos em nitrogênio são a base para a construção de uma pilha de compostagem. Entre os materiais ricos em carbono consideram-se os materiais lenhosos como as cascas de árvores, as aparas de madeira, as podas de jardim, folhas, palhas, fenos e papéis. Entre os materiais nitrogenados, incluem-se as folhas verdes, estrumes de animais, urinas, restos de plantas hortícolas, entre outros.

Materiais, como os vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras, não devem estar presentes no material porque prejudicam o processo de compostagem. Não devem conter um excesso de gorduras e ossos inteiros porque retardam a compostagem e prejudicam o composto. A carne, como fonte de proteína, deve ser evitada porque pode atrair animais e o papel pode ser utilizado se o volume não for superior a 10 % do montante da pilha. (OLIVEIRA et al., 2008).

Com base na origem e características físico-químicas MUSTIN (1987) desenvolveu uma classificação, sendo os principais aspetos apresentados no quadro 1.

Tendo em consideração os principais dados em destaque, este último autor observa que somente os resíduos de natureza orgânica são passíveis de oxidação biológica, ou seja, podem ser transformados e valorizados através do processo de compostagem.

Quadro 1. Classificação dos resíduos orgânicos compostáveis (MUSTIN, 1987).

| Classificação de acordo com a natureza química  |
|---|
| <p><b>●Resíduos orgânicos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ricos em carbono;</li> <li>• Ricos em azoto;</li> </ul> <p><b>●Resíduos minerais (adjuvantes da compostagem)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Resíduos básicos (calcários, cinzas);</li> <li>• Sais residuais (carbonato de cálcio, sulfatos, fosfatos);</li> </ul>   |
| Classificação de acordo com o estado físico   |
| <p><b>●Resíduos sólidos</b> (RSU, madeira, palha, lamas desidratadas);</p> <p><b>●Resíduos semi-sólidos</b> (lamas de tratamento de efluentes);</p> <p><b>●Resíduos líquidos:</b> (efluentes agro-alimentares, lamas frescas líquidas);</p>   |
| Classificação de acordo com a sua origem  |
| <p><b>●Resíduos provenientes da atividade doméstica:</b> RSU;</p> <p><b>●Resíduos provenientes do setor de distribuição e serviços:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Resíduos orgânicos provenientes do comércio alimentar;</li> </ul> <p><b>●Resíduos provenientes do setor primário:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Resíduos da atividade agrícola (palhas, estrumes, resíduos de colheita, do armazenamento, etc.);</li> <li>• Resíduos de indústrias extractivas (fosfatos, calcário, dolomites, por exemplo);</li> </ul> <p><b>●Resíduos provenientes do tratamento de efluentes líquidos e gasosos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lamas de tratamento de águas residuais (de indústrias agro-alimentares, adegas, lagares, etc.).</li> </ul> |

Segundo QUEDA (1999), a diversidade, quantidade, qualidade e complexidade de substratos potencialmente utilizados no processo de compostagem são muito grandes, devido às diferentes procedências desses resíduos bem como à forma como esses materiais são produzidos. É o caso das diferenças de qualidade observadas entre resíduos de práticas agrícolas ou silvícolas. Normalmente, os resíduos florestais são mais ricos em ligninas, celulosas, polifenóis, os quais apresentam reduzida disponibilidade energética bem como nutricional, nomeadamente em azoto. Um aumento da sua proporção nas misturas,

conduz normalmente a fases termófilas com menor temperatura, mais prolongadas e níveis de higienização mais reduzidos.

Em materiais agrícolas, devido ao maior nível de intervenção, associado a adubações, tratamentos fitossanitários, a qualidade dos materiais orgânicos obtidos traduz-se por um maior nível nutritivo, com maiores disponibilidade de elementos como nitrogênio e fósforo, associados a uma maior concentração de proteínas, açúcares aaminados, entre outros. Por outro lado, os menores teores de ligninas, celulosas ou polifenóis registrados, permitem transformações mais rápidas, com maior libertação de energia na forma de calor, com fases termófilas bem definidas, obtendo-se materiais mais higienizados.

### **2.3 – A compostagem**

Segundo AQUINO (2005) os resíduos orgânicos sofrem transformações metabólicas desde que fornecidas condições de umidade, aeração e uma diversidade de microrganismos como bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários, algas, larvas e insetos, que têm na matéria orgânica a sua fonte de carbono (energia) e nitrogênio (proteína). Como resultado da transformação da matéria orgânica por esses organismos, ocorre a libertação de nutrientes como nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio, entre outros, num processo conhecido como mineralização.

A relação entre a disponibilidade de carbono (C) e nitrogênio (N) da matéria orgânica inicial (C:N) é um fator condicionante do tempo necessário para ocorrer a decomposição e a consequente mineralização, uma vez que os microrganismos absorvem C e N durante o processo de decomposição da matéria orgânica (KIEHL, 1985).

A matéria orgânica, constituída por aminoácidos, proteínas, lipídios e carboidratos é oxidada pelos microrganismos, sendo durante o processo obtidos produtos de reação como água, gás carbônico e nutrientes. Este processo é de natureza exotérmica sendo, por isso, acompanhado pela libertação de energia na forma de calor. Esse ciclo dura aproximadamente de 90 a 120 dias após a fase inicial de mistura dos materiais orgânicos, tendo como resultado um composto mais estável, de cor escura e de textura turfa, denominado de composto, de natureza pré-húmica.

Segundo QUEDA (1999), entre as etapas que integram o processo de compostagem são de destacar: (i) condicionamento dos materiais; (ii) processo de compostagem e (iii) afinamento do composto.

### **(i) Condicionamento dos materiais**

Esta fase é um pré-processamento ou pré-tratamento, no qual a fração orgânica é separada de inertes, normalmente associados a materiais contaminantes. Nesta fase ocorre a fragmentação dos materiais visando a obtenção de uma granulometria mais apropriada ao ataque microbiano e à manutenção das condições ideais para o devido arejamento do composto. Nestes casos, a redução do diâmetro das partículas está associada a um aumento da acessibilidade dos constituintes das misturas pelos microrganismos, permitindo menores tempos de compostagem.

Em materiais com elevada densidade, traduzidos por diâmetros de partículas muito reduzidos, pode ser introduzida à mistura agentes de suporte, com granulometria elevada e baixa decomposibilidade, com a função de assegurar a boa estrutura da mistura a compostar. Estes materiais, como por exemplo, cascas de árvores, aparas de madeira, ou até produtos sintéticos, possibilitam um melhor arejamento e porosidade da mistura, facilitando a circulação de gases e água (CORDEIRO, 2010).

Podem também ser adicionados nessa fase agentes condicionantes, que têm por função fornecer o carbono e o nitrogênio, ou corrigir o teor de umidade. Normalmente a sua função não é única, assim um mesmo material pode fazer todas essas funções, assegurando um bom arejamento da biomassa, fornecendo elementos essenciais ou funcionando como inoculum de microrganismos melhor adaptados (CORDEIRO, 2010).

### **(ii) Processo de compostagem**

KIEHL (1998) descreve o processo de compostagem como uma sequência temporal de diferentes fases (figura 3). Uma fase inicial de curta duração, também designada de fitotoxicidade ou de composto cru ou imaturo, seguida de uma segunda fase, de semi-cura ou bioestabilização, e finalmente a terceira fase, dividida num período de arrefecimento inicial seguida de um período de humificação, acompanhada da mineralização de determinados componentes da matéria orgânica.

Na fase inicial, chamada de fase mesofílica ou fitotóxica, ocorre a biotransformação dos compostos de mais fácil degradação, como os açúcares e proteínas. Normalmente participam nesta ação decompositores primários, nomeadamente, fungos, actinobactérias e bactérias promovendo uma elevação na temperatura, com variação entre 25 e 40 °C. Nesta fase, que tem duração de 10 a 20 dias, é comum ocorrer abaixamento de pH da mistura inviabilizando o material de ser utilizado como fertilizante orgânico. Devido a este facto, muitas vezes esta fase é também designada de fitotóxica (KIEHL, 2004).

Na segunda fase, designada de semicura, ocorre a bioestabilização do material orgânico que conseqüentemente deixa de ser danosa às plantas, mas ainda não reúne os requisitos necessários para ser caracterizada como fertilizante orgânico, devido à ausência de compostos pré-humificados (KIEHL, 2004). Essa fase compreende, uma fase termofílica e uma segunda fase mesofílica. Na fase termofílica a decomposição continua a ocorrer de forma mais acelerada, ocasionando um aumento da temperatura, que varia entre 35 a 85 °C (KIEHL, 2004).

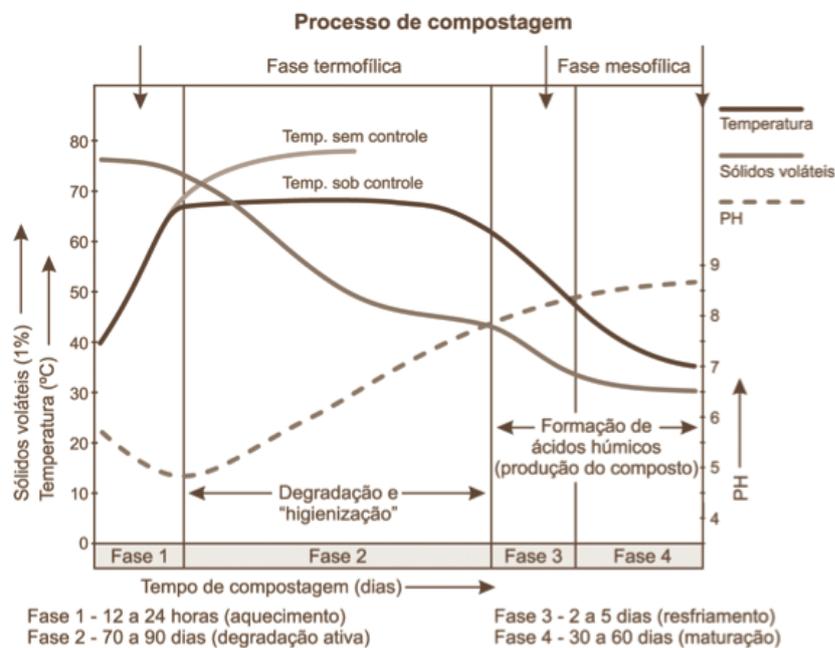


Figura 3. Aspecto geral das diferentes fases existentes durante o processo de compostagem e principais alterações físico-químicas associadas (KIEHL, 1998).

Os organismos mesofílicos não resistem a esse aumento de temperatura e a degradação da biomassa passa a ser feita pelos organismos termofílicos. Os fungos termofílicos, tem a sua fase mais ativa quando a temperatura varia entre os 35 e 55 °C, enquanto temperaturas mais elevadas inibem o respectivo crescimento. As bactérias termotolerantes ou termofílicas permanecem ativas, sendo importantes para a higienização do composto, uma vez que nesse estágio há eliminação dos organismos patogénicos e sementes de infestantes.

Apesar de ocorrer a destruição da maioria dos microrganismos na faixa do 65 °C, a temperatura poderá alcançar valores até os 80 °C, sendo que para estes valores de temperatura a atividade biológica é fortemente restringida, com uma parte significativa das

reações ocorridas relacionadas com transformações de natureza química. DIAZ et al. (2004), salientam o efeito abiótico de reações de natureza exotérmica, nas quais estão envolvidas enzimas termo estáveis de actinobactérias, para justificar este aumento de temperatura.

Alcançada esta fase, a temperatura começa a diminuir, iniciando-se uma segunda fase agora designada de mesofílica. Nesta fase a atividade dos organismos termofílicos é fortemente diminuída em resultado do esgotamento das frações mais lábeis consumidas pelos microrganismos termófilos, observando-se um incremento de espécies mesófilas (bactérias e fungos), que irão degradar compostos de maior complexidade como amido e celulose.

A existência de uma terceira fase está relacionada com processos de maturação e humificação, durante a qual se observa um refinamento das propriedades físicas, químicas e biológicas, com o produto final a revelar características de um fertilizante orgânico. Essa fase é caracterizada pela conversão de parte das moléculas orgânicas em substâncias húmicas. A composição dos microrganismos nesta nova etapa sofre uma alteração significativa, verificando um maior predomínio e atividade dos fungos.

Para além do efeito seletivo das temperaturas termófilas verificado na fase anterior, a qualidade do material remanescente revela também um papel seletivo importante. Compostos mais complexos, que não foram ainda degradados, como a lignina são predominantes. Tendo em consideração o carácter recalcitrante destes compostos verifica-se um aumento da sua concentração com o material a revelar composição muito aproximada da fração mais estável da matéria orgânica do solo, o húmus (DIAZ et al., 2004). Nesta fase, o material poderá ser sujeito a vermicompostagem de modo a melhorar sua qualidade química através do efeito de ingestão e digestão promovidos por minhocas, permitindo baixar os valores da razão C:N.

### **(iii) Afinamento do composto**

Numa fase final, o produto obtido poderá ainda sofrer um afinamento. Este procedimento consiste no tratamento mecânico do material, permitindo que o composto adquira características granulométricas definidas pelo mercado, permitindo diferentes valências de utilização. Para além deste importante aspeto de qualidade, um outro, agora relacionado com a remoção de inertes, também contribui para a melhoria final do produto.

### **2.3.1 – Fatores que influenciam a compostagem**

Segundo QUEDA (1999), os principais fatores que influenciam o processo de compostagem são os que, direta ou indiretamente, afetam o metabolismo dos microrganismos responsáveis pela decomposição dos resíduos e sua transformação num produto estável e rico em substâncias húmicas, denominado de compostado.

Entre os fatores mais importantes e influentes no processo de compostagem QUEDA (1999) destaca:

- (i) fatores biológicos, relacionados com a composição da biomassa microbiana;
- (ii) fatores físicos, relacionados com a temperatura, umidade, arejamento ou outros capazes de indiretamente influenciar os respectivos valores e variação, como o diâmetro das partículas;
- (iii) fatores químicos, relacionados com a ciclagem dos nutrientes, pH e a presença de metais pesados.

#### **2.3.1.1 – População microbiana**

Como processo biológico aeróbio a compostagem requer condições especiais. O controle e a otimização dos parâmetros operacionais favorece às condições para o desenvolvimento dos microrganismos (QUEDA, 1999) e, conseqüentemente, a decomposição da matéria orgânica. Cada tipo de microrganismo possui peculiaridades específicas que lhes permitem ser ativos na decomposição da matéria orgânica, apresentando características fisiológicas relativas à disponibilidade de oxigênio (aeróbios, anaeróbios e facultativos) e à temperatura (psicrófilos, mesófilos e termófilos), sendo que nos processos de decomposição prevalecem os aeróbios, facultativos, mesófilos e termófilos (NETO, 1996).

Sendo a compostagem um processo essencialmente biológico é fundamental avaliar a importância dos microrganismos enquanto promotores da degradação (SILVEIRA, 1997). O conhecimento da composição microbiana e do seu metabolismo são fundamentais para se conhecer os mecanismos de decomposição biológica da matéria orgânica.

São vários os microrganismos presentes na compostagem. Entre os tipos com maior destaque KIEHL (2004) refere os casos das bactérias, fungos e actinomicetos. Porém, algas, protozoários, nematóides, vermes e insetos podem também revelar um contributo importante na degradação da matéria orgânica durante o processo. A diversidade e a

população de cada agente dependem das condições existentes ou oferecidas durante o processo.

Na compostagem a transformação da matéria orgânica biodegradável decorre em fases consecutivas, caracterizadas pela intervenção de diferentes grupos de microrganismos que se sucedem em função da alteração das condições físico-químicas e biológicas resultantes do metabolismo microbiano (QUEDA, 1999). Estas alterações favorecem a predominância de um ou mais grupos em detrimento de outros.

A decomposição da biomassa é realizada pela ação de organismos heterotróficos aeróbios, que são microrganismos que utilizam os compostos orgânicos como fonte principal de carbono, iniciando a decomposição dos substratos de menor complexidade química, portanto mais fáceis de degradar. Os decompositores primários, fungos, bactérias e actinobactérias estão presentes até a temperatura atingir aproximadamente 40° C. Em torno de 55° C predominam bactérias e actinobactérias termofílicas. Nesta faixa de temperatura muitos dos microrganismos patogénicos para os humanos ou para as plantas são destruídos. Acima de 65° C são destruídos a maioria dos microrganismos, incluindo aqueles responsáveis pela decomposição (BRITO, 2005).

O crescimento simultâneo de várias espécies de microrganismos oferece vantagens relativamente às culturas puras, devido a maior diversidade metabólica e sinergismos nutricionais, o que significa que um grupo de microrganismos degrada o substrato e origina outros compostos que são usados por outros grupos (GOLUEKE, 1992). Esta maior diversidade poderá ser conseguida quer através da mistura de materiais orgânicos com diferentes proveniências ou origens como, também, usando inoculum de outros microrganismos através da adição ou mistura de soluções biológicas com espécies apropriadas ou de compostados devidamente estabilizados e maturados.

### **2.3.1.2 – Teor de umidade**

No processo de decomposição da matéria orgânica, a umidade garante a atividade microbiológica, isto porque, entre outros fatores, a estrutura dos microrganismos consiste de aproximadamente 90 % de água. Além disso, todo o nutriente necessário para o desenvolvimento celular é absorvido em meio aquoso sendo, por isso, necessário a existência de água para a respectiva dissolução (ALEXANDER, 1977).

Durante a compostagem o teor em água pode variar devido às diferentes causas. A primeira relaciona-se com o facto de que os microrganismos aeróbios produzem água quando decompõe a matéria orgânica, o que contribui para um aumento da umidade do

composto. A água produzida pelo metabolismo dos microrganismos é distinta da água que faz parte da composição dos materiais iniciais sendo esta designada de água metabólica. A segunda razão, refere-se às perdas sob forma de vapor de água, resultantes do aumento da temperatura, da ventilação e do reviramento do composto (BATISTA e BATISTA, 2007).

Durante o processo, a redução do volume da biomassa inicial de 25 a 50 % deve-se, em grande parte, à evaporação de água (VALLINI, 1995). A faixa ótima de percentagem de umidade inicial para a compostagem varia de acordo com a natureza dos materiais a compostar, devendo situar-se entre 45 e 70 % (BATISTA e BATISTA, 2007).

Para valores de umidade inferiores a 45 %, a atividade microbiana decresce, aumentando assim o período necessário para a obtenção de um composto estabilizado e maturado. Acima de 70 %, parte significativa dos poros estão saturados, verificando-se uma maior dificuldade na difusão do oxigênio, gerando aglutinação de partículas. Este facto resulta num aumento das condições de anaerobiose e consequente perda da atividade microbiana, com o aparecimento de reações indesejáveis, das quais resultam maus odores, compostos tóxicos, atração de vetores, entre outros.

No término da compostagem, sob condições satisfatórias, o composto deverá ter um teor de umidade baixo, próximo dos 30 % do peso total, de modo a facilitar a sua aplicação como, também, permitir o respectivo armazenamento sem o perigo de ocorrência de novas transformações.

O fornecimento de água e o revolvimento da massa do material em conjunto, procura um equilíbrio do balanço entre a disponibilidade de água e ar, componentes fundamentais na otimização do processo biológico.

### **2.3.1.3 – Arejamento**

A aeração da massa em compostagem garante as necessidades de oxigênio aos microrganismos aeróbios, remove o excesso de calor, o vapor de água e dos gases resultantes da decomposição ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , etc) do interior da massa de compostagem (FERNANDES, 1999).

O arejamento é importante não somente pelo fornecimento de oxigênio, o qual é consumido pelos organismos aeróbios para a oxidação de moléculas orgânicas presentes na massa, como influencia as trocas gasosas na pilha de compostagem, aumentando a eficiência do processo. Na degradação ocorre a produção de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e vapor

de água (H<sub>2</sub>O) que vão se acumulando na pilha em resultado da atividade biológica (PIRES, 2013).

O ar existente nos interstícios da massa de material, varia em composição durante todo o processo. O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) aumenta gradualmente enquanto o oxigênio (O<sub>2</sub>) vai diminuindo. O somatório destes dois gases é de aproximadamente 20 % da composição média do ar contido nos interstícios da massa de material, com a concentração do O<sub>2</sub> a variar entre os 15 a 20 % e a do CO<sub>2</sub> entre os 0,5 a 5 % (MACGREGOR et al., 1981). Quando os valores de oxigênio descem abaixo dos níveis indicados, os microrganismos aeróbios começam a rarear aparecendo então os anaeróbios. Como consequência desta nova colonização, a respiração anaeróbia e a fermentação, que não caracterizam a compostagem (RUSSO, 2003), originam a acumulação de compostos como ácidos voláteis e sulfuretos, caracterizados por um odor agressivo e com elevada fitotoxicidade (QUEDA, 1999). Se a atividade anaeróbia não for excessiva, a pilha de compostagem poderá funcionar como um filtro que limitará a libertação dos gases com maus odores que posteriormente serão degradados no seu interior (BRITO, 2005).

Após algumas horas do início da compostagem, o teor de oxigênio decresce, sendo necessário o respectivo fornecimento, com o objetivo de garantir as necessidades adequadas à decomposição do material. O revolvimento, para além das funções de troca gasosas já assinaladas, possibilita um controle sanitário, uma vez que permite que a camada mais externa da pilha tenha um aumento de temperatura significativo. PIRES (2013) salienta ainda, relacionado com o revolvimento da pilha, que esta operação permite uma maior homogeneização da massa de compostagem, pois ocorre a mistura da camada mais externa, mais seca, com a camada inferior, mais úmida, limitando as zonas de decomposição anaeróbia na base da pilha.

Esta operação deverá ser realizada várias vezes no tempo, em função da evolução do processo, já que o arejamento em compostagem é fundamental e deve ser constante para que não se alterem as atividades metabólicas dos microrganismos, agilizando assim o processo de degradação da matéria orgânica (EPSTEIN et al., 1976).

#### **2.3.1.4 – Temperatura**

A compostagem é um processo exotérmico resultante da produção de grandes quantidades de energia. Numa pilha de compostagem as temperaturas desenvolvem-se do interior para o exterior de forma decrescente (RUSSO, 2004).

A temperatura é um fator importante, pois influencia a velocidade ou cinética do processo de decomposição. Durante a oxidação da matéria orgânica, parte da energia é utilizada pelos microrganismos para o seu próprio metabolismo, sendo o restante libertada na forma de calor. Assim, a temperatura da biomassa em compostagem é o reflexo da atividade dos microrganismos presentes, sendo resultante da acumulação de calor gerado metabolicamente (QUEDA, 1999).

Segundo BRITO (2005), a produção de calor depende da velocidade a que a decomposição se processa ou da velocidade a que os microrganismos crescem e atuam, sendo esta última, dependente de vários fatores, nomeadamente do teor de umidade, arejamento, relação C:N da mistura dos materiais, da forma e do tamanho da pilha de compostagem e da temperatura exterior à pilha.

A faixa ideal da temperatura é entre os 45 e 60° C, sendo os valores médios ideais na ordem dos 55 °C. Temperaturas elevadas, superiores a 60 °C, têm sido consideradas necessárias para uma boa compostagem, nomeadamente para a eliminação dos microrganismos patogénicos e eliminação de infestantes. No entanto, existe a necessidade de controle dos valores de temperatura. Segundo RUSSO (2004), valores de temperatura na ordem dos 80 °C por longos períodos são prejudiciais ao processo, devido à inibição do crescimento microbiano, promovendo a morte de microrganismos não termotolerantes, reduzindo deste modo a taxa de decomposição.

A evolução da temperatura na etapa do processo de compostagem é caracterizada pela existência de três fases distintas (figura 3). A fase inicial, designada de mesófila, na qual ocorre uma rápida diminuição da temperatura em resultado da evaporação de parte da quantidade de água na pilha, com a temperatura da pilha a revelar, normalmente, valores inferiores à temperatura ambiente (KIEHL, 2004). É a fase em que predominam temperaturas moderadas.

A fase seguinte, descrita como termofílica, a temperatura da pilha registra valores elevados, que podem atingir valores próximos dos 85 °C. A duração dessa fase depende do sistema adotado e da natureza do material a compostar (DIAZ et al., 2011). A terceira e última fase, designada por fase mesófila final ou fase de maturação, é marcada pela descida da temperatura para valores próximos da temperatura ambiente.

A relação C:N da massa da compostagem conduz a curvas de evolução da temperatura diversas. Se o material a ser compostado for constituído de moléculas orgânicas facilmente degradáveis, a fase mesófila inicial será mais breve e a fase termofílica atingirá temperaturas mais elevadas. Se os materiais são majoritariamente constituídos por

moléculas mais complexas, estas serão parcialmente degradadas ou oxidadas, podendo ocorrer uma fase mesófila inicial maior e a fase termófila ser também mais prolongada, atingindo-se uma temperatura máxima mais baixa (MUSTIN, 1987).

Deste modo, a temperatura torna-se um fator indicativo de equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo (MARIZA, 2005).

### **2.3.1.5 – Relação C:N**

A degradação da matéria orgânica é otimizada caso a composição do material a compostar apresenta as necessidades de absorção dos microrganismos (KHALID et al., 2001). As células microbianas contêm cerca de 45 a 55 % de carbono, 16 a 22 % de oxigênio, 12 a 16 % de nitrogênio (azoto), 7 a 10 % de hidrogênio, 2 a 5 % de fósforo e percentagens abaixo de 0,5 % de elementos como o sódio, cálcio, magnésio, cloro e ferro, e vestígios de molibdênio, cobalto, manganês e zinco (RUSSO, 2003). O carbono é a maior fonte de energia para os microrganismos e o nitrogênio é essencial para o crescimento e reprodução celular.

Nos materiais orgânicos o nitrogênio encontra-se principalmente na forma orgânica, como aminoácidos, ácidos nucleicos, açúcares aminados e formas mais complexas. Para se tornar disponível para as plantas é necessário que ocorra a amonificação, podendo as formas obtidas após este processo sofrer ainda um segundo processo de oxidação, designado de nitrificação. O azoto mineral existente encontra-se principalmente na forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) durante a fase termófila da compostagem e na forma nítrica ( $\text{NO}_3^-$ ) na fase de maturação. Em quantidades em excesso, relacionadas com menores necessidades biológicas, nomeadamente por falta de carbono disponível, o azoto poderá acumular-se. Nestas condições o azoto está sujeito a outras transformações, nomeadamente na forma gasosa, por volatilização do amoníaco ( $\text{NH}_3\uparrow$ ) resultante da transformação das formas amoniacais de azoto (BRITO, 2005). Estas reações são, especialmente, promovidas por condições de pH e temperatura elevadas, originando odores indesejáveis. No caso do azoto nítrico ( $\text{NO}_3^-$ ) as perdas são especialmente elevadas por lixiviação, na medida em que esta forma de azoto não apresenta nenhum tipo de retenção física.

A relação C:N entre 25:1 e 30:1 é desejável para o processo de compostagem, onde 2/3 do carbono se perde como  $\text{CO}_2$  e 1/3 se combina com o azoto nas reações celulares (RUSSO, 2004). Esta proporção deve ser ajustada em função da composição do material a compostar, ou seja da disponibilidade do carbono e do nitrogênio nos materiais usados na mistura. Os esterco são ricos em nitrogênio, apresentando relação C:N variando entre 8:1 e

30:1 (GOMES et al., 2008), enquanto nos materiais mais resistentes a decomposição e que são constituídos por fibras celulósicas lenhificadas, como por exemplo, restolho de milho ou palhas de cereais, deve ser considerada uma relação mais elevada para iniciar a compostagem, em torno de 100:1 (GOMES et al., 2008). Se os substratos tiverem valores de C:N superiores a 40, requerem um período de compostagem mais longo, já que os microrganismos terão que oxidar o excesso de carbono até que a relação seja mais propícia ao seu metabolismo (De BERTOLDI et al., 1985).

Durante o processo de compostagem a relação C:N diminui em função da mineralização do carbono e da produção de  $\text{CO}_2$  (DIAZ et al., 2011) (figura 4).

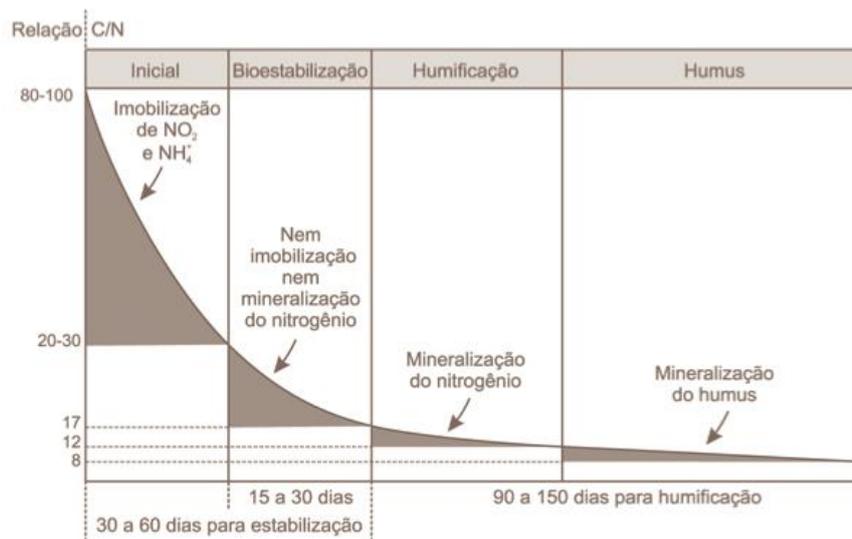


Figura 4. Variação dos valores da razão C:N ao longo do processo de compostagem (DIAZ et al., 2011).

O seu monitoramento permite avaliar quando o composto atingiu a bioestabilização. KIEHL (1985) apresenta valores de referência na relação C:N em torno de 18:1 a 10:1 para composto estabilizado e humificado, respectivamente.

### 2.3.1.6 – pH

O processo de compostagem é relativamente pouco sensível ao pH dos substratos iniciais, devido a variedade de microrganismos associados às biomassas e envolvidos no processo. Os valores ótimos situam-se nos intervalos entre 5,5 a 8 (DIAZ et al., 2011). No entanto, dada a natural capacidade tampão do processo, este permite a utilização de

biomassas em intervalos de pH mais amplos (VALLINI, 1995). Assim, os valores variam entre 3 e 11 unidades de pH, uma vez que é nesta faixa que os microrganismos melhor se adaptam. As bactérias preferem ambientes próximos de pH 7,0 (condições de reação neutra), enquanto os fungos são mais resistentes em ambientes com valores de pH inferiores, características de condições de reação ácida (RUSSO, 2003).

Ao longo das etapas no processo da compostagem verificam-se oscilações nos valores de pH (figura 3). Na fase inicial do processo os valores de pH registram uma diminuição. É uma fase de acidificação, decorrente da ação de microrganismos mesófilos, formadores de ácidos orgânicos, com a produção elevada de CO<sub>2</sub>. Segue-se uma fase de alcalinização, devido à produção de azoto na forma amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), proveniente da hidrólise do azoto orgânico por intermédio de microrganismos heterotróficos aminizantes e amonificantes (termófilos), com a consequente produção do amoníaco (NH<sub>3</sub>↑). A fase seguinte é caracterizada pelo início da estabilização do pH; diminui a volatilização do amoníaco, por ação das bactérias nitrificantes que o oxidam. O azoto é, também, utilizado pelos microrganismos para a biossíntese das substâncias húmicas. A fase final, o valor tende para a neutralidade, decorrente das reações de maturação e ao poder tampão do húmus (CORDEIRO, 2010).

### 2.3.1.7 – Granulometria

A porosidade, a estrutura e a textura da matriz inicial estão relacionadas com as características físicas do material a ser compostado. O formato, dimensão e resistência à compactação das partículas da biomassa podem influenciar o processo de compostagem em relação ao arejamento. Segundo QUEDA (1999), este efeito pode ser aferido através da avaliação da densidade aparente da mistura, cujos valores poderão indicar seu possível grau de compactação.

Para KIEHL (1985), existe uma relação ideal entre a porosidade e o conteúdo de água do material orgânico em compostagem. De forma geral, segundo este autor, a porosidade deve variar entre 30 a 36 % e o teor de umidade entre 55 e 65 %. Materiais de consistência firme e de granulometria grosseira, estruturalmente resistentes, garantem melhor aeração, enquanto materiais de granulometria fina possuem poucos espaços vazios, sendo difícil manter boa aeração na pilha (REIS, 2005). Estas propriedades podem ser corrigidas por meio de fragmentação da biomassa ou através da mistura com agentes de suporte e/ou agentes condicionantes (QUEDA, 1999).

O processo de decomposição inicia-se junto à superfície das partículas onde exista oxigênio difundido na película de água que as reveste, e onde o substrato seja acessível aos microrganismos e às suas enzimas extra-celulares. Como as partículas pequenas têm uma superfície específica maior, estas serão decompostas mais rapidamente desde que exista arejamento adequado (BRITO, 2005). Todavia, com a diminuição do diâmetro das partículas aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigênio, atrasando o processo ou criando condições de anaerobiose.

O tamanho das partículas deverá, assim, variar entre 1,3 e 7,6 cm. Abaixo dos 1,3 cm de diâmetro é necessário utilizar sistemas de ar forçado, enquanto os valores superiores (>7,6 cm) podem ser bons para pilhas mais estáticas e sem arejamento forçado. O ideal é que os materiais utilizados na compostagem não tenham dimensões superiores a 3 cm de diâmetro (BRITO, 2005).

### **2.3.1.8 – Metais pesados**

Os elementos potencialmente tóxicos estão presentes naturalmente no ambiente, sendo constituintes de rochas e sedimentos. Entretanto, atividades antropogênicas como emissões industriais, adição de efluentes urbanos, dejetos de animais, biossólidos, fertilizantes e fitofármacos agrícolas podem contribuir para o aumento desses elementos (GABRIELLI, 1999; YANG et al., 2004; KERKHAM, 2006).

No processo de compostagem é necessário que seja realizada uma seleção prévia dos resíduos orgânicos, com o objetivo de minimizar a presença de contaminantes (material não orgânico) no composto. Entre os poluentes mais comuns destaca-se a presença de metais pesados. Embora alguns dos elementos-traço possam revelar um papel essencial para os microrganismos, a sua presença pode produzir consideráveis modificações na comunidade microbiana e nas suas atividades (GUZZO et al., 1994), verificando-se fortes restrições quando estes elementos se encontram acima dos limites considerados aceitáveis.

São considerados metais pesados cerca de 40 elementos metálicos, de densidade igual ou superior a 5,0 g/cm<sup>3</sup>, que apresentam a capacidade de promover efeitos tóxicos em células microbianas e em outras formas de vida (RUSSO, 2003). Entre os elementos existentes assumem especial destaque os casos dos elementos como o chumbo, mercúrio, zinco, cobre, níquel, cádmio, crômio, prata, magnésio, cobalto e ferro. Os metais pesados mais críticos, pelos efeitos negativos ou maiores preocupações causadas que ocorrem com frequência em concentrações tóxicas nos resíduos, os casos do Pb, Zn, Co, Ni, Cd, Cr e Hg assumem maior destaque (COKER e MATTEWS, 1983).

O conhecimento da interação entre o material orgânico e os metais pesados no processo de compostagem é fundamental, como uma opção de mitigação. Porém, não basta conhecer as quantidades totais, sendo necessário também conhecer a sua especiação iônica (MOSQUERA, 2000) e a sua reatividade no ambiente (BRIDE, 1994), as quais se alteram no decorrer do processo (SILVA et al., 2009).

A instrução normativa n° 27 da Secretaria de Defesa Agropecuária, do Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento, conhecida como MAPA, (2006), expressa no quadro 2, dispõe sobre os fertilizantes orgânicos os limites máximos admitidos para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas, que o composto orgânico deve obedecer para que seja aplicado com fins agrícolas.

Quadro 2. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos (MAPA, 2006).

| Contaminante | Valor máximo admitido (mg kg <sup>-1</sup> ) |
|--------------|--|
| Arsênio      | 20,0   |
| Cádmio       | 3,0  |
| Chumbo       | 150,0  |
| Crômio       | 200,0  |
| Mercúrio     | 1,0  |
| Níquel       | 70,0   |
| Selênio      | 80,0   |

A liberação de espécies de metais tóxicos é um grave problema ambiental na medida em que estes não estão sujeitos a processos de degradação, permanecendo no ambiente, com o risco de poderem ser transferidos ao longo da cadeia alimentar quando aplicados ao solo como parte integrante do composto. Os teores de metais pesados no composto humificado devem ser controlados para que os efeitos benéficos da compostagem não sejam anulados por efeitos da poluição ambiental a longo prazo.

Níveis tóxicos de metais pesados no solo podem modificar o equilíbrio da população de microrganismos, afetando a decomposição da matéria orgânica e os processos de mineralização do nitrogênio. Deste modo, é importante definir como os metais pesados podem vir a ser tóxicos para as plantas e aos microrganismos do solo (ROSS e KAYE, 1994). Em pequenas concentrações, alguns metais pesados, tais como Zn, Cu e Ni, são essenciais para o metabolismo das plantas, embora em altas concentrações são inibidores do seu crescimento. Os teores de metais não essenciais, tais como o arsênio, cádmio, chumbo e o mercúrio, são especialmente perigosos para microrganismos do solo, para os animais e para o homem através da cadeia alimentar (RUSSO, 2003), sendo considerados

altamente tóxicos mesmo em concentrações normalmente observadas no ambiente (FERNÍCOLA et al., 2003).

### **2.3.1.9 – Tempo de compostagem**

A duração do processo de compostagem, apesar de não ser um parâmetro operacional, está diretamente relacionada com os fatores mencionados anteriormente. Em condições controladas e otimizadas existe a possibilidade da redução do tempo necessário para a produção do composto higienizado e estável, dentro dos limites aceitáveis que viabilizem os objetivos do processo. Segundo VALLINI (1995) para teores adequados de umidade (60 a 65 %), relação C:N entre valores de 25 a 30 e um eficaz arejamento da biomassa, podemos realizar o processo de compostagem em algumas semanas.

Deste modo, condições desviantes dos valores indicados como referência, associadas a baixas temperaturas, insuficiente arejamento, dimensão elevada das partículas e presença significativa de materiais resistentes ao ataque microbiano, tenderão a prolongar o processo de compostagem no tempo. De uma forma resumida, a velocidade com que um resíduo é decomposto depende da sua constituição química e das condições ambientais e operacionais associadas (COLIMAN et al., 1989), nomeadamente em relação aos métodos de compostagem aplicados.

### **2.3.2 – Métodos de compostagem**

O método de compostagem que envolve simplesmente a estocagem de resíduos putrescíveis, sem biotecnologia para realizar seu revolvimento e homogeneização, com uma aeração exclusivamente natural, recebe o nome de compostagem natural (ABNT, 1996; KIEHL, 2004). Esse método empírico de compostagem não é mais aceite nos dias de hoje devido aos problemas ambientais decorrentes, relacionados com a emissão de gases prejudiciais ao ambiente, à produção de lixiviados contaminantes de lençóis freáticos e, também, pelo facto de não garantir a qualidade final do composto.

Desta forma, a compostagem eficiente é aquela que sob condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, garanta a produção ambientalmente correta de um composto com qualidade. Este método utiliza para revolvimento e homogeneização, equipamentos eletromecânicos sendo o arejamento realizado por revolvimento ou equipamento de insuflação ou aspiração, possibilitando um processo de biodegradação num tempo mais reduzido.

A seleção do método de compostagem depende primeiramente da natureza dos resíduos, da localização da unidade de processamento e dos recursos financeiros disponíveis (SHAUB e LEONARD, 1996).

A maior diferença entre os processos de compostagem está na metodologia de aeração (REIS, 2005). Considerando, dessa forma, a disponibilidade de oxigênio como principal fator que determina a tecnologia adotada no processo, pode-se classificar os métodos de compostagem em sistema aberto (não reator) ou fechado (reator).

O sistema aberto, ocorre em pátios abertos, quer em pilhas ou leiras, e o arejamento pode ser feito através de revolvimento mecânico da pilha ou por injeção de ar. O revolvimento manual pode ser realizado nos casos de leiras pequenas, normalmente em processos de compostagem caseira. Genericamente, o sistema de não reator pode ser dividido em duas categorias: (i) pilhas longas, também designadas por *windrow*, com revolvimento mecânico, ou (ii) pilhas estáticas com arejamento forçado.

Por sua vez, o sistema reator decorre em ambiente fechado, através de reatores biológicos, no qual o controle dos fatores que influenciam a duração do processo de compostagem como a respectiva qualidade final são mais controlados.

### **2.3.2.1 – Sistema não reator - *windrow***

A aeração, com o objetivo de provisão de oxigênio livre em quantidade suficiente para suportar a atividade microbiana dos resíduos orgânicos no sistema aberto, é realizada através de revolvimentos realizados por equipamentos mecânicos. Neste caso, especialmente no início do processo, poderá existir problemas com maus odores, sendo o revolvimento uma das formas de amenizar este problema evitando condições de anaerobiose (FERNANDES e SILVA, 1999).

O efeito do revolvimento como fonte de suprimento de oxigênio aos microrganismos é limitado e depende principalmente da porosidade, do teor de umidade e nutrientes. Neste último caso, FERNANDES e SILVA (1999) referem que misturas mais ricas em nutrientes promovem taxas de atividade microbiana mais elevadas, com aumento da atividade respiratória, sendo necessário aumentar o número de revolvimentos com o objetivo de minimizar acumulação de gases resultantes da respectiva atividade (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, vapor de H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, entre outros).

As condições do solo, a topografia, o sistema de drenagem, são características importantes a serem consideradas na escolha do local do processo (REIS, 2005). As

dimensões das leiras podem variar e dependem do resíduo estruturante e do método de construção das mesmas, sendo que as mais comuns são as de seção triangular com altura de 1,50 a 1,80 m e 4,0 a 4,5 m de base (FERNANDES e SILVA, 1999).

Normalmente em sistemas *windrow*, em que a mistura de resíduos está bem equilibrada, nos primeiros 2 a 4 dias de compostagem a temperatura deve subir e estabilizar em torno de 60° C, seguindo-se a etapa de estabilização que terá duração variável, de 1 a 2 meses, em função da natureza dos resíduos e da operação do sistema.

Na etapa seguinte de maturação, com duração média de 2 a 3 meses, o composto é transportado para uma zona específica, na qual a necessidade de aeração é menor. Através de testes específicos é analisado o final da fase de maturação e o composto obtido é sujeito a operações de crivagem e posterior embalagem para colocação no mercado (FERNANDES e SILVA, 1999).

### 2.3.2.2 – Sistema não reator - pilhas estáticas aeradas

A compostagem neste método difere da compostagem natural pelo fato de não sofrer nenhum revolvimento durante todo o processo (figura 5). É uma tecnologia desenvolvida nos Estados Unidos e inicialmente utilizada para tratamento de lodo de esgoto, porém não é recomendável para todo tipo de resíduo orgânico.

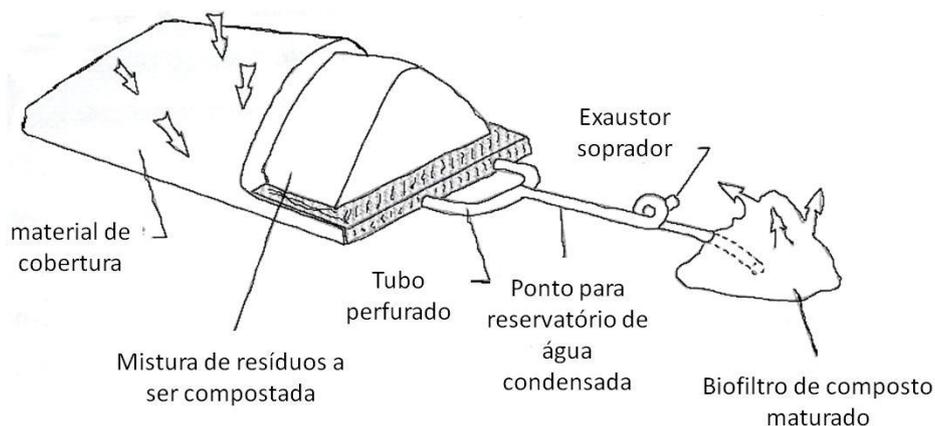


Figura 5. Sistema de reator aberto em leira estática arejada (RUSSO, 2003).

O material a ser compostado nesse método deve ser homogêneo e ter uma granulometria mais grosseira que garanta melhor aeração. No caso do lodo de esgoto, são

utilizadas misturas com aparas de madeira (agente estruturante) para absorver o excesso de umidade e permitir maior porosidade favorecendo, assim, o arejamento.

Nos processos estáticos o arejamento é forçado por sucção ou insuflação, realizado por equipamentos fabricados com essa função como sopradores, seguido quase sempre por um filtro biológico, constituído por uma camada de composto maturado ou um filme de polietileno (plástico), com o objetivo de evitar os maus odores no ar, que fluiu pelo material em compostagem.

A instalação da leira estática aerada consiste na colocação do sistema de arejamento, constituído por uma tubulação plástica ou metálica, perfurada, de 10 cm de diâmetro em forma de retângulo e ligada a um exaustor (figura 5).

Sobre esta tubulação, é disposta uma camada de madeira triturada com 15 a 20 cm de espessura, servindo de filtro para o lixiviado e para facilitar a troca de ar na leira, que será insuflado ou aspirado através dos orifícios da tubulação.

Sobre esta drenagem, é montada a leira com a mistura de resíduos (KIEHL, 1998), a qual é recoberta com uma camada fina de composto maturado e peneirado, cuja finalidade é reter o calor na pilha e filtrar os gases, diminuindo assim os odores produzidos durante o processo (REIS, 2005).

### **2.3.2.3 – Sistema reator**

Esse processo é caracterizado pelos fenômenos de degradação se processarem em ambiente fechado, em reatores biológicos (*in-vassele*), com controle de todos os fatores que influenciam o processo de compostagem. Num sistema fechado com aeração controlada há um maior controle dos odores. É o sistema que originou mais patentes tanto para reatores verticais como para reatores horizontais ou inclinados, permitindo uma maior velocidade da decomposição de resíduos, principalmente os de origem urbana.

O tempo de detenção no reator biológico vai depender das características do material a ser degradado e do tipo de equipamento disponível, podendo variar de 7 a 20 dias.

Ao nível do espaço necessário, ao contrário dos sistemas abertos, este sistema requer menor disponibilidade de espaço para a sua implantação (FERNANDES e SILVA, 1999). A aeração é realizada sob pressão, sendo controlada durante todo o processo, uma vez que o sistema é fechado. A saída de gases é monitorizada, sendo que com O<sub>2</sub> abaixo de 2 %, aumenta-se a vazão de ar para evitar anaerobiose.

Após essa etapa de biodigestão, mais rápida e intensa, o composto passa pela fase de maturação, em processo aeróbio, durante um período de aproximadamente 2 meses, antes de ser comercializado (REIS, 2005). Determinados sistemas permitem a captura de gases com efeito estufa, nomeadamente metano (biogás), que são transformados em energia elétrica e que poderão ser utilizados ou retomados à rede de distribuição, permitindo diminuir os custos operacionais.

Tendo em consideração as diferentes potencialidades de cada um dos sistemas referidos, no quadro 3 são apresentadas de forma resumida as vantagens e desvantagens inerentes a cada um dos casos discutidos.

Quadro 3. Vantagens e desvantagens dos sistemas de compostagem (Adaptado de FERNANDES e SILVA, 1999).

| Sistema de compostagem   | Vantagem   | Desvantagem   |
|--------------------------|--|---|
| Leiras revolvidas        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixo investimento inicial;</li> <li>• Flexibilidade em tratar volumes variáveis de resíduos;</li> <li>• Simplicidade de operação;</li> <li>• Possibilidade de rápida diminuição do teor de umidade da mistura devido ao revolvimento;</li> <li>• Produção de um composto homogêneo e de boa qualidade;</li> <li>• Simplicidade de operação.</li> </ul>                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Necessidade de uma área maior;</li> <li>• Problemas de odor;</li> <li>• Influência do clima no processo;</li> <li>• O monitoramento da aeração deve ser mais cuidadoso para garantir a elevação da temperatura.</li> </ul>   |
| Leiras estáticas aeradas | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixo investimento inicial;</li> <li>• Melhor controle de odores;</li> <li>• Etapa de estabilização mais rápida que o sistema anterior;</li> <li>• Maior eficiência no arejamento devido ao suprimento de oxigênio de forma constante;</li> <li>• Possibilidade de controle da temperatura e aeração;</li> <li>• Melhor uso da área disponível que o sistema anterior.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Necessidade de bom dimensionamento e controle do sistema de aeração durante o processo;</li> <li>• Operação influenciada pelo clima.</li> </ul>  |
| Reatores biológicos      | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Menor demanda de área;</li> <li>• Melhor controle do processo de compostagem;</li> <li>• Sem influência climática durante o processo;</li> <li>• Facilidade no controle de odores;</li> <li>• Potencial, dependendo do sistema, de recuperação de energia elétrica.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Maior investimento inicial;</li> <li>• Menor flexibilidade operacional para processar volumes variáveis de resíduos;</li> <li>• Manutenção mais cara dos equipamentos;</li> <li>• Dificuldade de reparação do sistema no caso de erros de dimensionamento ou da tecnologia escolhida.</li> </ul> |

### 2.3.3 – Fases do sistema de compostagem

Independentemente do sistema que possa ser implementado no tratamento de resíduos orgânicos através do processo de compostagem, existem procedimentos comuns aos diferentes sistemas apresentados cujo objetivo é permitir a obtenção de um material final devidamente estabilizado e maturado, com características que permitam a sua aplicação de forma segura ao solo.

#### 2.3.3.1 – Pré-tratamento

Qualquer operação de compostagem de resíduos sólidos urbanos segue as etapas descritas por SHAUB e LEONARD (1996), apresentadas na figura 6.

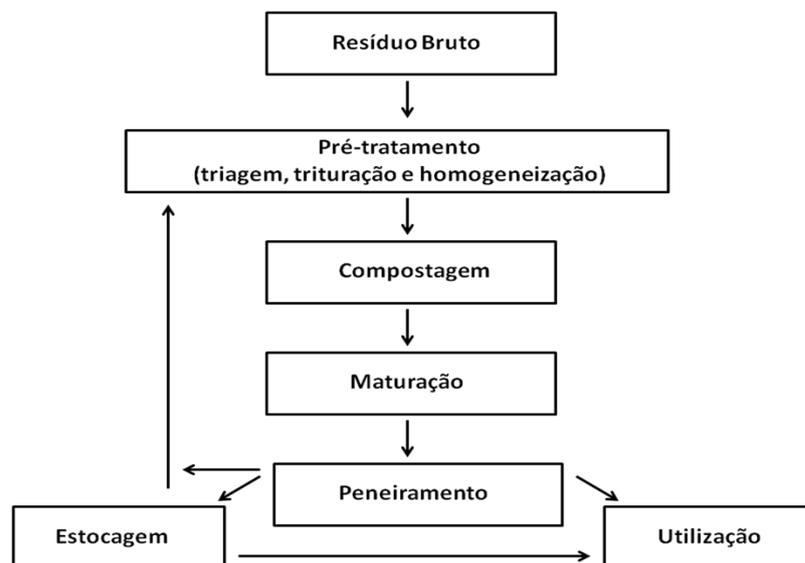


Figura 6. Fluxograma típico de um processo de compostagem (SHAUB e LEONARD, 1996).

Apesar das etapas indicadas, nem sempre o escalonamento é respeitado ou seguido, nomeadamente na fase final relativa ao peneiramento, como evidencia REIS (2005). Antes de se iniciar a compostagem, os materiais recolhidos passam por um processo de pré-tratamento, onde ocorre a separação e seleção dos materiais que deverão ser compostados. Devido à sua heterogeneidade, alguns são triturados para promover uma redução do tamanho das partículas.

Em determinados casos é, também, necessário promover a desidratação devido ao excesso de umidade, de modo a facilitar o respectivo manuseamento e arejamento. Situações com materiais demasiados finos, com tendência para a compactação são também observadas (RUSSO, 2003). Nestes casos, são realizadas misturas com materiais mais grosseiros (de maior diâmetro), permitindo aumentar a porosidade e a estruturação.

A importância da realização do pré-tratamento é a recuperação de materiais recicláveis ou combustíveis, a redução do nível de materiais inertes visíveis no composto (vidros, plásticos, pequenos objetos) e a redução do nível de contaminantes químicos, metais pesados e resíduos tóxicos domésticos (RUSSO, 2003).

Diversas tecnologias podem ser utilizadas na separação desses materiais, nomeadamente por densidade, pelo tamanho das partículas, pelas características eletromagnéticas. Porém, para o caso específico dos metais pesados e de contaminantes químicos, o sistema mais eficiente de separação é o manual, que utiliza o homem e não sofisticados sistemas tecnológicos (RUSSO, 2003).

### **2.3.3.2 – Separação manual**

A separação manual pode ocorrer em diversos pontos do fluxo de resíduos na estação, nas esteiras de separação, onde os materiais potencialmente perigosos são retirados manualmente. Este processo de separação pode ser o único ou estar associado a outros mecanismos de separação tecnologicamente evoluídos (RUSSO, 2003).

A separação manual exige do projeto medidas ergonômicas para dar conforto, segurança e proteção à saúde dos trabalhadores. O posicionamento dos contentores de recepção dos materiais triados localizados abaixo da plataforma da esteira, a velocidade da esteira, a iluminação, a ventilação, o sistema de alimentação do material a separar, o uso de óculos, luvas apropriadas e vestuário adequado, são questões que devem ser consideradas fundamentais (RUSSO 2003).

### **2.3.3.3 – Separação mecânica**

A separação por crivagem é realizada através de peneiras cilíndricas, prismáticas ou planas vibratórias, por onde passam as partículas, normalmente classificadas em finas, médias e tamanhos superiores (RUSSO, 2003).

#### **2.3.3.4 – Separação magnética**

Na separação magnética o objetivo é separar a fileira dos metais ferrosos. Normalmente são tambores rotativos com magnetos ou correias magnéticas que separam os ferrosos dos outros metais. A eficiência destes sistemas é sensível à profundidade dos resíduos que passam pelo separador; os ferrosos não serão separados pelo magneto se forem de pequeno tamanho e estiverem acoplados a não ferrosos; assim como se forem de grandes dimensões e carregarem resíduos leves, como plásticos e papéis. Nestes casos, é necessário realizar a separação por corrente de ar antes da separação magnética (RUSSO, 2003).

#### **2.3.3.5 – Separação de Eddy**

Na separação pela corrente de Eddy o objetivo é separar os metais não ferrosos, como o alumínio e o cobre, que aparecem em grandes quantidades nos resíduos sólidos. Deve ser montado após a separação magnética para evitar o contato deste sistema com metais ferrosos. Esta tecnologia utiliza forças repulsivas em materiais bons condutores elétricos (RUSSO, 2003).

#### **2.3.3.6 – Separação por corrente de ar**

A separação por ar constitui uma técnica de separação de frações leves e pesadas. Trata-se de uma coluna que recebe os resíduos e é atravessada por uma corrente de ar vertical em sentido contrário ao fluxo dos resíduos, que separa por densidade os materiais. A fração mais densa cai diretamente pela coluna enquanto a mais leve é arrastada para o separador pela turbina, através da sucção provocada (RUSSO, 2003).

#### **2.3.3.7 – Separação balística**

A separação balística promove a separação de partículas inertes, mais densas (densidade maior de  $2 \text{ g/cm}^3$ ), das menos densas (densidade menor que  $0,5 \text{ g/cm}^3$ ), especialmente de natureza orgânica, através da trajetória que estas tomam após serem projetadas, normalmente por um rotor que recebe os resíduos e no seu movimento de rotação projeta o material (RUSSO, 2003). As partículas orgânicas depositam-se mais perto da projeção, enquanto as partículas inertes depositam-se mais longe, sendo assim separadas.

Essa forma de separação é mais eficiente que a separação por corrente de ar, podendo ser usada na fase inicial ou na fase final do processo de modo a melhorar a eficiência da separação. Com relação aos contaminantes químicos, esta separação não é eficiente porque a contaminação processou-se numa fase anterior (RUSSO, 2003).

### 2.3.4 – O composto

O composto, tido como o produto final da atividade biológica, deverá ser estável e conter de 50 a 70 % de matéria orgânica. É classificado como adubo orgânico (OLIVEIRA et al., 2004). A sua utilização melhora as características físicas e químicas do solo, promovendo a melhoria da nutrição das culturas (OLIVEIRA et al., 2004).

Entre as diferentes características do composto BRITO (2005) salienta:

(i) aspetos físicos, nomeadamente, o reduzido teor de umidade, temperatura ambiente, odor a terra e cor escura.

(ii) parâmetros químicos, relacionados com uma elevada percentagem de matéria orgânica, baixa razão C:N, pH neutro ou ligeiramente alcalino, elevada capacidade de troca catiônica, baixa condutividade elétrica, elevada concentração de nutrientes, maior concentração de azoto nítrico relativamente ao amoniacal, baixa concentração de metais pesados e ausência de poluentes orgânicos.

(iii) propriedades biológicas, relacionadas com efeitos positivos na germinação das sementes, no crescimento e composição vegetal, e na melhoria da fertilidade biológica do solo.

A valorização orgânica é rentável quando se verifica a existência de mercado para o composto (atividades agrícolas ou de recuperação paisagística) e a respectiva produção que garanta materiais de qualidade superior, nomeadamente elevada maturação e estabilidade (TEIXEIRA, 2006).

No Brasil, a instrução normativa n° 25, de 23 de julho de 2009, do Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), estabelece as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.

O composto de lixo é definido como um produto obtido pela separação da parte orgânica dos resíduos sólidos domiciliares e respetiva compostagem, resultando num

material de utilização segura na agricultura, atendendo aos parâmetros estabelecidos e aos limites máximos para contaminantes.

O quadro 4 faz referência à Legislação Brasileira, através da instrução normativa n° 25, de 23 de julho de 2009, relativa aos parâmetros físico-químicos que os fertilizantes orgânicos deverão obedecer para que sejam comercializados.

Quadro 4. Classificação de fertilizantes orgânicos com valores expressos em base seca (MAPA, 2009).

| Parâmetro             | Legislação (valores para o composto) |
|-----------------------|--------------------------------------|
| Umidade máxima (%)    | 50                                   |
| N mínimo (%)          | 0,5                                  |
| C orgânico mínimo (%) | 15                                   |
| pH mínimo             | 6,0 (6,5 na classe C)                |
| Relação C:N (máx.)    | 20                                   |

A instrução normativa n° 25, classifica os fertilizantes orgânicos compostos de acordo com as matérias primas utilizadas na sua produção (quadro 5).

Quadro 5. Classificação de fertilizantes orgânicos (MAPA, 2009).

| Tipo       | Matéria-prima de origem                                 | Presença de metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos | Utilização  |
|------------|---|--|---|
| Classe "A" | Vegetal, animal ou de processamento da agroindústria    | Não  | Agricultura   |
| Classe "B" | Processamento da atividade industrial ou agroindustrial | Sim  | Agricultura   |
| Classe "C" | Lixo domiciliar   | Sim  | Agricultura   |
| Classe "D" | Despejos sanitários                                     | Sim  | Agricultura com restrições na aplicação e no manuseio |

Estabelece que para o registro dos produtos das classes "B", "C" e "D", deverá ser informada a origem das matérias-primas e sua caracterização em relação aos nutrientes, carbono orgânico, assim como informações sobre a presença e os teores de elementos potencialmente tóxicos, agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas.

Salienta que para as matérias-primas de origem agroindustrial, industrial ou urbana utilizadas para fabricação de fertilizantes orgânicos das classes "B", "C" e "D", deverá ser apresentada uma licença ambiental de operação do estabelecimento aprovando o uso destes materiais ou manifestação do órgão do meio ambiente competente sobre a adequação de seu uso na agricultura, sob o ponto de vista ambiental.

Estas normas definem, também, que os fertilizantes orgânicos das classes "C" e "D" poderão somente ser comercializados para consumidores finais, mediante recomendação técnica firmada por engenheiro agrônomo ou engenheiro florestal, respeitada a área de competência.

As normas apresentadas exigem, também, que os fertilizantes compostos devam apresentar valores mínimos de macronutrientes secundários e/ou micronutrientes para a sua aplicação no solo (quadro 6).

Quadro 6. Teores mínimos de elementos nutritivos (MAPA, 2009).

| Nutriente  | Tipo de fertilizante orgânico              |        |   |        |
|------------|--|--------|---|--------|
|            | Teor total mínimo (%)<br>Aplicação ao solo |        | Teor solúvel em H <sub>2</sub> O<br>Via foliar, fertirrigação e<br>hidroponia |        |
|            | Sólido                                     | Fluído | Sólido  | Fluído |
| Cálcio     | 1,0  | 0,5    | 0,5   | 0,3    |
| Magnésio   | 1,0  | 0,5    | 0,5   | 0,3    |
| Enxofre    | 1,0  | 0,5    | 0,5   | 0,3    |
| Boro       | 0,03                                       | 0,01   | 0,02  | 0,01   |
| Cloro      | 0,1  | 0,1    | 0,1   | 0,1    |
| Cobalto    | 0,005                                      | 0,005  | 0,005   | 0,005  |
| Cobre      | 0,05                                       | 0,05   | 0,05  | 0,05   |
| Ferro      | 0,2  | 0,1    | 0,1   | 0,02   |
| Manganês   | 0,05                                       | 0,05   | 0,1   | 0,02   |
| Molibdênio | 0,005                                      | 0,005  | 0,02  | 0,005  |
| Níquel     | 0,005                                      | 0,005  | 0,005   | 0,005  |
| Silício    | 1,0  | 0,5    | 0,5   | 0,05   |
| Zinco      | 0,1  | 0,05   | 0,1   | 0,05   |

Os valores são expressos em percentagem mássica (m/m), quando se tratar de produto sólido, e em percentagem volúmica (m/v) (gramas por litro) no caso de produto líquido (quadro 6) (MAPA, 2009).

### 2.3.5 – Avaliação da qualidade do composto

Apesar do controle dos fatores que interferem durante todo o processo de compostagem, este pode não ser garantia da obtenção da qualidade final do produto. A qualidade do composto é um reflexo das características dos resíduos utilizados, da evolução e condução do processo de compostagem (QUEDA, 2006a). A presença de sementes de plantas invasoras, pragas, patógenos e metais pesados que interferem na produção agrícola são considerados agentes indesejáveis e muitos podem ser eliminados no decorrer do processo de modo a obter um composto final de qualidade (GARCEZ et al., 2008).

A valorização orgânica somente é conveniente quando há qualidade para a viabilidade de uso e comercialização do composto, especialmente do conteúdo em matéria orgânica, do grau de estabilidade e de maturação, da concentração em nutrientes e da presença ou ausência de substâncias potencialmente perigosas e indesejáveis ao ambiente (ZUCCONI et al., 1981).

As propriedades que conferem qualidade ao composto podem ser diversas, tornando-se necessária a utilização conjunta das mesmas para sua avaliação e potencial utilização (QUEDA, 1999). Contudo, quando um composto atinge um grau elevado de estabilidade e maturação, com matéria orgânica estável (substâncias húmicas) e a ausência de componentes fitotóxicos e patogênicos às plantas e/ou animais, é considerado um composto de qualidade (BERNAL et al., 2009).

Sabe-se que a agricultura intensiva leva ao esgotamento progressivo de matéria orgânica dos solos frequentemente associado a uma redução de sua atividade biológica, que conduz à deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas, resultando numa redução da fertilidade do solo (GAJALAKSHMI e ABBASI, 2007). Através da aplicação do composto orgânico de qualidade é possível reverter este processo negativo de empobrecimento de sua fertilidade (BELO, 2011).

Através de métodos analíticos, rápidos ou longos, realizados ou não em laboratório, de caráter químico, biológico, microbiológico e físico, é possível realizar a avaliação da respectiva qualidade do compostado.

Entre as metodologias disponíveis para a avaliação da sua qualidade, destacam-se as técnicas usadas na avaliação da estabilidade e maturação. Os termos estabilidade e maturação do composto apesar de correlacionados são conceitualmente diferentes e cada um deles refere-se às propriedades específicas nos compostos (DELGADO et al., 2010). Como análises complementares na avaliação da qualidade dos compostos, os métodos químicos são, também, muito utilizados. Relativamente às propriedades químicas são

analisados os teores de nitrogênio, potássio, fósforo, micronutrientes, relação C:N, medição do pH e capacidade de troca catiônica.

O fertilizante orgânico só poderá ser comercializado se estiver dentro dos parâmetros especificados na legislação em vigor, que estabelecem os limites para umidade, nitrogênio, pH, relação C:N, macronutrientes secundários e/ou micronutrientes e metais pesados (quadro 4, 5 e 6).

### 2.3.5.1 – Estabilidade

O termo estabilidade do composto é definido como a taxa ou grau de decomposição da matéria orgânica, expresso em função da atividade microbiana (GAO et al., 2010a). QUEDA (s/data) relaciona estabilidade biológica com a atividade microbiológica associada ao grau de transformação dos constituintes das biomassas facilmente mineralizáveis.

O composto não estabilizado, tem cheiro desagradável e interfere negativamente no desenvolvimento das plantas, promovendo fenômenos de indisponibilidade de nutrientes, nomeadamente nitrogênio (JOHNSON e GRAWFORD, 1993).

BATISTA e BATISTA (2007) relacionam classes de compostos, com base em valores de estabilidade da matéria orgânica, com o seu destino final ou utilização mais adequada (quadro 7).

Quadro 7. Relação entre classe de estabilidade e utilização mais adequada do composto (BATISTA e BATISTA, 2007).

| Classe de estabilidade | Utilização mais adequada do composto         |
|------------------------|--|
| V                      | Plantas em vaso, substrato de germinação;    |
| IV                     | Jardinagem, estufas;                         |
| III                    | Fruticultura em geral;                       |
| II                     | Culturas em geral, culturas de cama quente;  |
| I                      | Material a compostar, produção de cogumelos. |

Existem várias metodologias que permitem estimar a biodegradabilidade do composto e dessa forma avaliar o seu grau de estabilidade. IANNOTTI et al. (1993) e ADANI et al. (2002), indicam que o princípio básico dos testes que avaliam a estabilidade é determinar a quantidade de carbono mineralizado em termos potenciais ( $C_0$ ) assim como a respectiva cinética de mineralização ( $k_c$ ).

Entre as metodologias disponíveis, pela sua maior importância, os testes relacionados com a atividade respiratória e o teste de aquecimento são os mais usados na avaliação da estabilidade do produto final. O teste AT4 (QUEDA et al., s/data) é um método usado na avaliação da atividade respiratória ao fim de 4 dias.

No quadro 8 são apresentados as relações entre valores da taxa respiratória e a classe de estabilidade do composto (BATISTA e BATISTA, 2007).

Quadro 8. Relação entre a taxa respiratória e a classe de estabilidade (BATISTA e BATISTA, 2007).

| Taxa de respiração<br>mg O <sub>2</sub> /g MO/h <sup>#</sup> | Taxa de respiração<br>mg CO <sub>2</sub> /g C/d <sup>&amp;</sup> | Taxa de respiração<br>mg O <sub>2</sub> /g MO/h | Características  |
|--|--|---|--|
| 0 - 0,5  | < 2  | Muito estável                                   | Composto bastante curado; não produz maus cheiros; cheiro a terra fértil.  |
| 0,5 - 1  | 2 - 5  | Estável   | Composto curado; mínimo impacto na dinâmica do solo.   |
| 1 - 1,5  | 5 - 10   | Moderadamente estável                           | Composto fresco, algum potencial para produção de maus cheiros; a adição ao solo pode imobilizar o azoto; elevado potencial fitotóxico; não recomendado para sementeira. |
| 1,5 - 2  | 10 - 20  | Instável  | Composto muito imaturo, elevado potencial de fitotoxicidade e produção de maus cheiros; não recomendado para crescimento das plantas.                                    |
| >2   | >20  | Muito instável                                  | Composto extremamente instável, elevado potencial de fitotoxicidade e produção de cheiros desagradáveis; utilização não recomendada.                                     |

# - mg O<sub>2</sub>/g de matéria orgânica/hora; & - mg CO<sub>2</sub>/g C/dia

O teste AT4 é um método estático, no qual as amostras de compostados, com uma toma entre 20 a 40 g, corrigidas para valores de umidade iguais a 45 %, são colocadas a incubar em condições de temperatura standardizadas, normalmente entre os 25 e 30 °C. O CO<sub>2</sub> libertado é absorvido por uma armadilha de KOH, sendo avaliado o O<sub>2</sub> consumido através das variações de pressão (OLIVEIRA, 2010). Os valores de AT4 aceitáveis para a estabilidade de um composto são inferiores a 1 mg O<sub>2</sub>/g de matéria seca de material.

Por sua vez, o teste Dewar de auto-aquecimento é um método que consiste na avaliação da variação da temperatura de uma amostra do composto durante um período de 2 a 9 dias (STOFFELA e KAHN, 2004). O valor máximo da temperatura alcançada é função

da atividade microbiana do composto e depende do estado de degradação da matéria orgânica presente na amostra (QUEDA, 2006b). O teor de umidade e a densidade da amostra afetam os resultados do teste, sendo assim, a orientação é umedecer o composto até um valor ideal para a atividade microbiana, normalmente acima dos 50 % (SANTOS, 2007). Segundo o documento de referência LAGA - MERKBLATT M10 (1995) os compostos são classificados em função da temperatura máxima alcançada no teste de aquecimento (quadro 9).

Quadro 9. Relação entre a classe de estabilidade de um composto e os valores de temperatura atingidos no teste de auto-aquecimento (LAGA - MERKBLATT M10, 1995).

| Designação        | Temperatura máxima | Classe de estabilidade |
|-------------------|--------------------|------------------------|
| Material inicial  | >60°C              | I                      |
| Composto fresco   | 50-60°C            | II                     |
| Composto fresco   | 40-50°C            | III                    |
| Composto maturado | 30-40°C            | IV                     |
| Composto maturado | <30°C              | V                      |

Segundo GONÇALVES e BATISTA (2001) são consideradas três categorias de composto de acordo com a temperatura alcançada no teste de auto-aquecimento:

- (i) Composto fresco quando as temperaturas ultrapassarem 50° C (classes I e II);
- (ii) Composto semi-maturado quando as temperaturas ultrapassarem 40° C mas não excederem 50° C (classe III) e no teste de fitotoxicidade a produção de cevada nos vasos contendo turfa e composto, seja superior a 80 % da produção de cevada nos vasos contendo apenas turfa;
- (iii) Composto maturado quando as temperaturas não ultrapassarem 40° C (classes IV e V).

Este teste é de fácil interpretação, no entanto, se a existência de aquecimento em determinado grau é indicador da instabilidade do composto, a ausência de subida da temperatura não permite inferir sobre sua qualidade (EPSTEIN, 2003). O controle da temperatura ambiente e o umedecimento dos compostos, são fatores difíceis de controlar (OLIVEIRA, 2004).

### 2.3.5.2 – Maturação

A maturação na compostagem pode ser definida como o grau no qual o produto final está livre de substâncias fitotóxicas que podem retardar ou reduzir a germinação de

sementes ou causar danos às plantas ou organismos presentes no solo (BREWER e SULLIVAN, 2001).

Outros autores especificam melhor o conceito de maturação referindo-a como uma condição organo-química que indica o grau de decomposição dos compostos orgânicos fitotóxicos produzidos durante a fase ativa da compostagem e a ausência de patogênicos e sementes de ervas daninhas viáveis (GAO et al., 2010a; WU et al., 2000; BERNAL et al., 2009). Neste caso, segundo SÁNCHEZ-MONEDERO et al. (2002), esta definição reflete o valor agrícola do composto em relação ao seu efeito sobre o solo e as plantas, em resposta à sua aplicação.

O termo fitotoxicidade é normalmente associado ao fenômeno de acumulação de uma substância potencialmente nociva nos tecidos da planta a um nível que afeta o crescimento ótimo e o seu desenvolvimento (BECKETT e DAVIS, 1977). Sendo a fitotoxicidade um parâmetro que varia ao longo do processo de compostagem, e estando correlacionada com os graus de estabilização e de maturação do composto, a sua avaliação é muito importante, pois permite determinar se existem no material substâncias que possam inibir a germinação de sementes, o crescimento das raízes ou o desenvolvimento das plantas (TRAUTMANN e KRASNY, 2009).

A fitotoxicidade do composto depende da eficiência do processo de compostagem, da matéria-prima processada, das plantas em análise e também das propriedades do solo (OLESZCZUK et al., 2011).

Entre os diversos métodos biológicos para avaliar os efeitos provocados por diversos fatores de toxicidade de um composto, os ensaios com plantas têm sido muito utilizados, destacando-se os ensaios biológicos de crescimento vegetal e os testes de germinação (GOMÉZ-BRANDÓN et al., 2008; GAO et al., 2010a). Contudo, estes testes têm a limitação de não permitir identificar os componentes causadores da toxicidade observada (TIQUIA, 2010).

Os ensaios biológicos consistem na análise do crescimento vegetal em vaso, contendo geralmente substratos (areia e turfa) com quantidades crescentes do composto, e onde se mede a massa da biomassa seca das plantas (SANTOS, 2007; BATISTA e BATISTA, 2007), com e sem amostra de composto. A partir desses valores se calcula o índice de crescimento (IC), no qual o composto é considerado não fitotóxico se apresentar um índice de crescimento superior a 100 % (SANTOS, 2007).

GONÇALVES e BATISTA (2001), com base em ensaios biológicos em que utilizaram a espécie *Hordeum vulgare* L. (cevada), estabeleceram relações entre a produção obtida e o respectivo índice de maturação (quadro 10).

No teste de germinação de sementes em extrato aquoso do composto quantifica-se o número de sementes germinadas e o comprimento das raízes, comparando com uma testemunha (ensaio em branco).

Quadro 10. Interpretação dos resultados da produção relativa (%) (GONÇALVES e BATISTA, 2001).

| Situação | % Composto |     | Interpretação   |
|----------|------------|-----|---|
|          | 25%        | 50% |   |
| A        | >90        | >90 | O composto apresenta ótima qualidade e pode ser usado como substrato de suporte de culturas;  |
| B        | >90        | <90 | O composto está suficientemente maturado para ser usado como corretivo orgânico do solo mas não pode ser usado como constituinte de suportes de culturas; |
| C        | <90        | <90 | O composto não apresenta qualidade para ser usado como corretivo orgânico e a sua utilização é restrita.  |

Os testes de germinação têm sido mais usados, pela maior simplicidade e rapidez, fiabilidade e reprodutibilidade para avaliar os efeitos causados pelas substâncias tóxicas presentes em vários compostos (TIQUIA et al., 1996). No entanto, em virtude do grau de incerteza deste método, este tem sido usado em associação com outros testes (BATISTA e BATISTA, 2007), geralmente em simultâneo com outros parâmetros químicos ou testes de estabilidade (BELO, 2011).

No quadro 11 são apresentados classes de níveis de fitotoxicidade de acordo com os índices de germinação (IG) (BELO, 2011). Os resultados apresentados indicam que o valor de 60 % parece ser o mais referido para se considerar que a inibição de germinação é moderada. Neste caso, existe uma maior segurança na aplicação do composto no que se refere aos possíveis efeitos negativos decorrentes da sua aplicação ao solo, nomeadamente no que se refere aos fenómenos de poluição como, também, efeitos nocivos nas plantas e organismos vivos (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008).

Valores de IG superiores a 80 % parecem indicar que o composto está livre de fitotoxinas e com elevado grau de maturação (ZUCCONI et al., 1981; TIQUIA et al., 2010).

Quadro 11. Qualificação dos níveis de fitotoxicidade (BELO, 2011).

| <b>Referência</b>   | <b>IG (%)</b> | <b>Classificação</b>   |
|---|---------------|--|
| Trautmann e Krasny, 2009  | 80-100        | Não inibe o crescimento da planta  |
|   | 60-80         | Inibição moderada  |
|   | 40-60         | Inibição forte   |
|   | <40           | Inibição severa  |
| Batista e Batista, 2007<br>(cit. Woods End, 2000)   | >85           | V - Não tóxico   |
|   | 70-80         | IV - Moderadamente tóxico  |
|   | 50-70         | III - Tóxico   |
|   | 30-50         | II - Muito tóxico  |
|   | <30           | I - Extremamente tóxico  |
| Batista e Batista, 2007<br>(cit. Brinton et al., 2001)  | >90           | Bastante maturado  |
|   | 80-90         | Maturado   |
|   | <80           | Imaturo  |
| Bernal et al., 2009<br>Cit.Zucconi et al., 1981   | >50           | Maturado   |
|   |               |  |
| Wong et al., 2001<br>Cit.Zucconi et al., 1981   | >50           | Composto livre de fitotoxinas  |
|   |               |  |
| Ortega et al., 1996<br>Cit.Zucconi et al., 1985<br>Cabañas-Vargas et al., 2005<br>Cit.Zucconi e de Bertoldi, 1987 | <60           | Produto orgânico considerado fitotóxico  |
|   | >60           | Maturado   |
|   |               |  |
| Gómez-Brandón et al., 2008<br>Cit.Zucconi e de Bertoldi, 1987   | >60           | Limite que reduz a fitotoxicidade para níveis aceitáveis para aplicação segura no solo |
|   |               |  |
| Helfrich et al., 1998<br>Fang e Wong, 1999<br>Cit.Rifaldi et al., 1986  | >70           | Baixo nível de fitotoxinas   |
|   | >80           | Não fitotóxico   |
|   |               |  |
| He et al., 2009<br>Cit.Zucconi et al., 1981   | >80           | Composto livre de fitotoxinas  |
|   |               |  |
| Tiquia et al., 2010<br>Cit.Zucconi et al., 1981; Tiquia e Tam, 1998   | >80           | Composto livre de fitotoxinas  |
|   |               |  |
| Gao et al., 2010<br>Cit.Zucconi et al., 1981; Tiquia e Tam, 1998  | >80           | Composto livre de fitotoxinas, maturado  |
|   |               |  |
| Delgado et al., 2010  | >100          | Estimula as propriedades do solo   |

### **3 – Material e métodos**

#### **3.1 – Áreas de estudo**

##### **3.1.1 – Fazenda Colina (Mato Grosso) (MG) - zona rural**

A fazenda Colina está situada no município de Tacuru, no estado do Mato Grosso do Sul, região Centro-Oeste do Brasil (figura 7).



Figura 7. Aspeto geral da Fazenda Colina (MG) (zona rural).

A atividade econômica principal da fazenda é a pecuária extensiva. A fazenda gera grande quantidade de resíduos orgânicos, de origem vegetal e animal, que são aproveitados através de práticas de compostagem e não mais encaminhados ao lixão, ainda presente como área de disposição de resíduos nos pequenos municípios da região.

Além desse grande benefício, esta prática induziu uma consciencialização nos trabalhadores da importância da separação e valorização dos resíduos, permitindo uma diminuição do uso de fertilizantes químicos nas hortas e culturas locais, com a melhoria das propriedades físico-químicas do solo e obtenção de alimentos mais saudáveis para os moradores.

### 3.1.2 – Comunidade Chico Mendes (Florianópolis) (FLO) - zona urbana

O Projeto Revolução dos Baldinhos foi realizado na comunidade Chico Mendes, no bairro Monte Cristo, um dos bairros mais carentes do município de Florianópolis, no estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil (figura 8).



Figura 8. Aspeto geral da comunidade Chico Mendes (FLO) (zona urbana).

No ano de 2007 residiam nesta comunidade aproximadamente 1.383 famílias, estimando mais de 5.000 pessoas (ROSA, 2007). Cerca de 100 famílias e 9 instituições de ensino do bairro participam do projeto e destinam os seus resíduos orgânicos para a compostagem, a qual é administrada por um grupo comunitário.

Além de promover a limpeza pública, os resíduos orgânicos aproveitados na compostagem, produzem um composto orgânico que é doado às famílias e instituições participantes sendo utilizado para a prática da agricultura urbana na comunidade.

### 3.1.3 – Sítio Pôr do Sol (Campos do Jordão) (CJ) - zona rural

O sítio Pôr do Sol está situado no município de Campos de Jordão, no estado de São Paulo, região Sudeste do Brasil. Entre as principais atividades do sítio, destacam-se a produção de milho e de húmus de minhoca (figura 9).



Figura 9. Aspeto dos tanques de produção de húmus de minhoca no sítio Pôr do Sol (CJ).

A experiência da compostagem, com o reaproveitamento dos resíduos orgânicos, de restos de alimentos e resíduos vegetais, teve início em 2014. O composto orgânico produzido substituiu os adubos químicos, sendo utilizado como adubo orgânico na cultura de milho, na horta e no paisagismo em geral.

## 3.2 – Processo de Compostagem

### 3.2.1 – Fazenda Colina (MG) - zona rural

Dos resíduos utilizados no processo de compostagem realizado nesta zona de estudo fazem parte restos de legumes, frutas, cascas de ovos, borras de café, resíduos de podas de jardim, folhadas, e palhas de cana de açúcar misturados com materiais de origem animal, nomeadamente estrume de bovino.

O processo de compostagem foi realizado em sistema aberto com leiras estáticas aeradas manualmente. A construção das leiras foi iniciada com a colocação de uma camada de material vegetal seco, de folhas, palhas, troncos ou galhos, com aproximadamente 10 cm de altura, seguido de uma segunda camada com resíduos domiciliares e de podas misturados e, finalmente, uma terceira camada, com aproximadamente 5 cm de corretivo orgânico de origem bovina. Terminada esta etapa, a leira foi regada com água e coberta com pó de serragem (figura 10).



Figura 10: Construção das leiras de compostagem na fazenda Colina (MG): (a) início do processo e (b) final do processo.

As dimensões das leiras seguidas no sistema de leiras aplicado tiveram em consideração os materiais usados na compostagem apresentando valores de 1,0\*2,0\*0,7 m de largura, comprimento e altura, respectivamente.

### 3.2.2 – Comunidade Chico Mendes (FLO) - zona urbana

O método UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina) para pátios de compostagem de pequeno porte foi o aplicado nesta comunidade. Este método tem por base a realização da compostagem em sistema aberto, com leiras estáticas e aeração natural (figura 11).

Dos resíduos iniciais utilizados na realização da compostagem nesta segunda zona de estudo fazem parte, igualmente, restos de alimentos, como cascas de verduras, legumes,

cascas de frutas, e cascas de ovos, os quais, por sua vez, foram misturados também com material orgânico de origem animal, neste caso particular estrume de equino.



Figura 11. Aspectos da construção da leira no processo de compostagem aplicado na zona urbana Chico Mendes (FLO).

Na arquitetura da montagem das leiras foram utilizados materiais estruturantes, como resíduos de palhas ou serragem, para efeito de cobertura e delimitação das leiras.

As leiras foram apenas intervencionadas nos momentos de carga e no final da fase termofílica (cerca de 3 meses após o início) de forma superficial, para homogeneização e preparação do material para a fase de maturação, respectivamente. A utilização de sistemas estáticos, com cobertura orgânica, reduz a produção e emissão de odores sendo, especialmente, interessante para pátios de compostagem em áreas urbanas e rurais.

As leiras foram construídas com paredes retas em relação ao solo e envoltas com palhas e/ou serragem, apresentando no final uma dimensão de aproximadamente 2,5\*7,0\*1,3 m de largura, comprimento e altura, respectivamente (figura 11).

Na base das leiras foram instalados tubos de PVC perfurados para a drenagem do lixiviado, sendo este, utilizado como fertilizante nas hortas comunitárias.

### 3.2.3 – Sítio Pôr do Sol (Campos de Jordão) (CJ) - zona rural

Na terceira zona de estudo, relativa ao sítio Pôr do Sol, os resíduos utilizados no processo de compostagem incluíram restos de verduras, legumes, cascas de frutas, cascas de ovos, borras de café, papéis e resíduos de podas de jardim, os quais foram misturados com corretivo orgânico de origem aviária.

O processo de compostagem foi realizado em sistema aberto e ocorreu em leiras estáticas aeradas manualmente (figura 12).



Figura 12. Aspectos do processo de compostagem realizado no sítio Pôr do Sol (CJ): (a) leira de compostagem e (b) controle de granulometria dos materiais.

Numa fase inicial, a pilha foi construída com uma camada de aproximadamente 10 cm de material vegetal como folhas e galhadas. Uma segunda camada com os resíduos domiciliares orgânicos (restos de alimentos e resíduos vegetais previamente triturados) e uma terceira camada, com aproximadamente 5 cm de corretivo orgânico de origem aviária. Após essa etapa, a pilha foi irrigada manualmente e coberta com resíduos vegetais moídos por um triturador (figura 12). A dimensão das leiras foi de 1,0\*1,0\*0,6 m de largura, comprimento e altura, respectivamente.

Em todas as áreas de estudo o processo de compostagem teve a duração de 180 dias. Na compostagem na fazenda Colina e no sítio Pôr do Sol realizaram-se controles de arejamento e umidade através do revolvimento e da irrigação da leira de forma manual. Essas operações no sítio Pôr do Sol foram realizadas com periodicidade de uma vez por semana, no primeiro mês, e, no segundo e terceiro mês, duas vezes por semana. Após esse período essa operação foi realizada quinzenalmente. Na fazenda Colina, a periodicidade foi quinzenalmente no primeiro mês e a cada 21 dias nos meses subsequentes. No caso da

comunidade Chico Mendes, a metodologia UFSC foi operada por terceiros, diferenciando-se dos restantes sistemas de compostagem aplicados nos casos da fazenda da Colina e do sítio Pôr do Sol pelo facto de, ao contrário destes últimos, o sistema aplicado não implicar revolvimento sendo, portanto, um sistema estático, sem arejamento continuado.

### **3.3 – Amostragem**

Em relação à amostragem, no final do período de compostagem, foram recolhidas várias amostras em diferentes zonas da leira, a profundidade variável, para a realização de uma amostra composta. Este procedimento foi comum para os três sistemas de compostagem realizados nas localidades estudadas. Para efeito de transporte procedeu-se à estabilização das amostras através de uma secagem natural, em condições de sombra, até teores de umidade constantes de modo a facilitar o manuseamento e acondicionamento.

### **3.4 – Preparo da amostra**

Em laboratório, para efeitos de caracterização físico-química das amostras dos compostados obtidos nos sistemas implementados, procedeu-se à respectiva secagem em câmaras de fluxo controlado a uma temperatura entre 40 a 60 °C, durante um período de aproximadamente 48 horas. Em seguida, de modo a proceder a respectiva homogeneização e minimizar erros de repetibilidade, os materiais foram moídos e passados por um crivo de malha igual a 1 mm. No final, foi retirada uma toma, com uma massa de aproximadamente 200 g para efeitos de análise.

### **3.5 – Caracterização físico-química dos compostados**

Relativamente à caracterização físico-química dos compostados foram determinados os respectivos teores de matéria seca (MS), matéria orgânica, cinzas, N mineral, nas respectivas formas amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ), macronutrientes (C, N, P, K, Ca e Mg), micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn) e metais pesados (Ni, Cd, Pb, Cr e Hg). Foram, ainda, determinados outros tipos de análises relacionadas com o pH, condutividade elétrica e a razão entre os teores totais de carbono e azoto (C:N).

Os teores de matéria seca em cada material foram determinados por gravimetria, a partir da diferença de massa obtida após secagem  $100 \pm 2$  °C em estufa de ventilação

forçada durante um período de 24 horas, sendo os resultados expressos em termos de grama por kg de matéria fresca.

O pH em H<sub>2</sub>O e KCl 1M foram determinados por potenciometria em suspensões de material orgânico e das respectivas soluções (razão massa/volume de 1:30), deixadas a estabilizar durante um período de 1 e 2 horas (SANTOS, 1965), utilizando um potenciômetro previamente calibrado com soluções tampão de referência a pH 4,0 e 7,0, à temperatura ambiente ( $20 \pm 2$  °C).

A condutividade elétrica foi determinada em extrato obtido a partir de suspensão aquosa (razão massa/volume igual a 1:5), após agitação durante 1 hora e separação do material orgânico por filtração (WATMAN n° 42). A leitura da condutividade nos respectivos extratos foi efetuada num condutivímetro, após calibração com uma solução padrão de KCl 0,01M e os resultados expressos em mS cm<sup>-1</sup> (KALRA e MAYNARD, 1991).

O carbono total nos materiais foi determinado por via seca, através de NIRD após combustão de aproximadamente 50 mg de matéria seca a 1100° C, num analisador elementar (SKALAR PRIMACS<sup>SC</sup>).

A matéria orgânica, parâmetro muitas vezes designado por sólidos voláteis, é a fração de carbono existente na amostra isenta de água e substâncias inorgânicas, e corresponde à perda de massa (g kg<sup>-1</sup>) após a calcinação da amostra previamente desidratada, durante um período de 2 horas a uma temperatura de 500 °C. O material remanescente após calcinação corresponde às cinzas, sendo os respectivos teores apresentados em g kg<sup>-1</sup> (QUEDA, 2006).

Relativamente aos restantes elementos totais, no caso particular do N, P, K e Na, as respectivas concentrações foram determinadas em digeridos, obtidos a partir de uma digestão sulfúrica, catalizada pelo selênio, a temperaturas controladas, por espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado (SKALAR®), através da reação de Berthelot (HOUBA et al., 1995) e pelo método do ácido ascórbico-molibdato de amônio (MURPHY and RILEY, 1962) e fotometria de emissão de chama, respetivamente.

Para os macronutrientes secundários (Ca e Mg) e micronutrientes e, no caso particular dos metais pesados (Cd, Cr, Ni, Pb e Hg), foram analisados em digeridos obtidos a partir de uma digestão nítrico-perclórica, por técnica de espectrofotometria de absorção atômica (HOUBA et al., 1995).

O N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) nos compostados foi determinado com base numa solução de KCl 1M (1:100), à temperatura ambiente ( $20 \pm 2$  °C) num agitador rotativo

durante 1 hora. A obtenção dos extratos foi realizada por filtração (WATMAN 12,5), sendo as respectivas concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  determinadas com base no procedimento seguido por KALRA e MAYNARD (1991).

No caso de micronutrientes, nomeadamente na extração de boro, foi usado o método de  $\text{CaCl}_2$  0,01M fervente (razão massa/volume igual a 1:2) e a concentração determinada por espectrometria de ultravioleta (420 nm). Para os restantes micronutrientes (Zn, Cu, Mn e Fe) foi aplicado o método de Lindsay (razão massa/volume igual a 1:2) e as concentrações determinadas por absorção atômica (HOUBA et al., 1995).

### 3.6 – Testes biológicos

A avaliação da maturação foi realizada através de testes biológicos de germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) segundo o método proposto por ZUCCONI et al., (1985). Foram usadas amostras aleatórias dos compostos frescos obtidos nos sistemas implementados nas três localidades em estudo. Uma toma equivalente a 10 g de compostado, em termos de peso seco, foi mistura com cerca de 100 ml de água destilada. Esta suspensão foi agitada manualmente durante 10 minutos. As amostras foram deixadas em repouso durante um período de 30 minutos à temperatura ambiente e, em seguida, procedeu-se à extração da fração solúvel em água.

Os ensaios de germinação foram realizados em recipientes plásticos com 9 cm de diâmetro. Em cada recipiente foi colocada uma folha de papel de filtro, 5 ml do extrato relativo a cada compostado e 10 sementes de *Lactuca sativa*. Um tratamento controlo foi, também considerado (testemunha), no qual não foi adicionado extrato de compostado, sendo este substituído por um volume equivalente (5 ml) de água destilada, e no qual foram também colocadas cerca de 10 sementes da mesma espécie vegetal. Para cada tratamento, incluindo a testemunha, foram realizadas três repetições. Todos os tratamentos foram colocados a incubar durante um período de 48-h a uma temperatura ambiente ( $22 \pm 2$  °C).

Após a incubação procedeu-se à contagem do número de sementes germinadas em cada placa e medido o comprimento radicular (mm) de cada semente germinada. O índice de germinação (IG) foi calculado através da seguinte expressão (CORDEIRO, 2010):

$$\text{IG (\%)} = \frac{\text{MNSG (t}_i\text{)} * \text{MCR (t}_i\text{)}}{\text{MNSG (t}_0\text{)} * \text{MCR (t}_0\text{)}}$$

em que os parâmetros definidos como MNSG ( $t_i$ ), MNSG( $t_0$ ) são relativos aos valores médios do número de sementes germinadas e os parâmetros MCR ( $t_i$ ) e MCR ( $t_0$ ) aos valores médios do comprimento da radícula nos ensaios dos tratamentos com e sem extrato de compostado, ( $t_i$ ) e ( $t_0$ ), respectivamente.

### **3.7 – Análise estatística**

A análise estatística dos resultados obtidos, relativos às análises dos parâmetros químicos e testes de germinação determinados, foi realizada através de uma análise de variância (ANOVA) a um fator, para uma probabilidade de 95 %, com o software *Statisc* (versão 7.0) para WINDOWS®. Na comparação de médias foi utilizada a diferença honesta significativa (DHS) pelo teste de Tukey, para igual nível de significância ( $\alpha = 0,05$ ).

## **4 – Resultados e discussão**

Os resultados analíticos têm por finalidade avaliar a qualidade dos compostados a fim de direcionar o tipo de utilização, ou seja, para melhor racionalizar a respectiva valorização. No caso concreto da comercialização, a avaliação da qualidade permite analisar se especificações das agências reguladoras são respeitadas permitindo a sua utilização como condicionadores de solo ou como fonte de matéria orgânica ou nutrientes essenciais às culturas.

Dada a heterogeneidade dos resíduos orgânicos estudados, a análise de qualidade é uma tarefa bastante complexa que envolve a determinação de vários parâmetros. Deste modo, para a avaliação da qualidade de um composto, não existe um único parâmetro que reflita por si só a sua qualidade, tornando-se necessária a utilização conjunta de vários parâmetros para a sua avaliação e potencial utilização (QUEDA, 1999).

Neste trabalho, com o objetivo de avaliação da qualidade química, procedeu-se à determinação de um conjunto de parâmetros de origem química, complementados com testes biológicos, nomeadamente testes de germinação, de forma a verificar se os mesmos podem ser utilizados como substratos para agricultura doméstica e paisagismo. Apesar do intuito não ser de utilização destes compostados com objetivos comerciais, os resultados das análises serão comparadas com os limites estabelecidos pela Legislação Brasileira.

### **4.1 – Análise Físico-Química**

A caracterização físico-química apresentada neste estudo considera vários parâmetros usados na avaliação da qualidade química de compostados, nomeadamente o pH, razão C:N, umidade, teor de matéria orgânica, concentração de metais pesados, de nutrientes, entre outros.

Apesar de diferentes opiniões sobre os melhores parâmetros para avaliação da qualidade química dos compostos orgânicos em aplicações hortícolas, no quadro 12 é apresentado um exemplo demonstrativo da importância que alguns desses parâmetros revelam na avaliação da qualidade química bem como a respectiva importância como fator determinante no destino ou utilização dos compostados.

Para uso do compostado em quase todas as diversas aplicações, o indicador fundamental de qualidade é a resposta observada no desenvolvimento das plantas. Todavia, devido à sua reduzida exequibilidade, morosidade, este parâmetro é pouco utilizado para efeitos de rotina na avaliação da qualidade química dos compostados. Pelo contrário,

parâmetros químicos como os estudados no presente trabalho, devido à maior rapidez, exequibilidade e custos associados, têm sido mais utilizados ainda que, usados individualmente, possam apresentar limitações na avaliação da qualidade. Deste modo, no presente capítulo será realizada uma análise individual de cada parâmetro fazendo-se, no final, uma análise mais global, considerando os vários parâmetros analisados.

Quadro 12. Importância relativa das propriedades qualitativas de um composto em aplicações hortícolas (STOFFELA e KAHN, 2004).

| <i>Medições qualitativas do composto</i> | <i>Objectivos de utilização do composto</i> |  |  |   |
|--|---|--|--|---|
|  | <b>Cultivos em estufa ou viveiros</b>       | <b>Para venda ao publico, em granel ou em saco</b> | <b>Para correctivos de cultivos de hortaliças ou fruteiras</b> | <b>Para "mulchings" (cobertura do solo com um material orgânico ou inorgânico).</b> |
| Resposta do crescimento da planta        | ++  | ++   | ++   | -   |
| Conteúdo em nutrientes                   | -   | +  | +  | -   |
| pH e sais solúveis                       | ++  | ++   | +  | -   |
| Materiais inertes                        | ++  | ++   | +  | +   |
| Sensoriais: odor e cor                   | +   | ++   | -  | +   |
| Maturação e estabilidade biológica       | ++  | ++   | +  | -   |
| Tamanho das partículas                   | ++  | +  | +  | +   |

- baixa importância, + média importância e ++ alta importância.

#### 4.1.1 – Umidade

Os teores de H<sub>2</sub>O obtidos no final do processo de compostagem testado nos diferentes locais estudados são apresentados na figura 13. Os resultados revelaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os compostados obtidos. Os valores variaram entre mínimos de aproximadamente 10 %, obtido para o caso do sistema de compostagem testado em Mato Grosso, e um máximo com valores próximos de 70 %, observado no caso de estudo de Florianópolis. Valores igualmente elevados foram, também, observados no caso de Campos, com teores de H<sub>2</sub>O ligeiramente superiores a 50 % da massa total do compostado.

As diferenças observadas entre os compostados obtidos estão relacionados com os materiais originais, sua natureza física e química, e respectivas proporções usadas nas misturas no início do processo. No caso concreto de Florianópolis, os maiores teores de umidade obtidos no final do processo, estão relacionados com a maior utilização de resíduos de frutas, legumes e ausência de material estruturante na mistura, como palhas,

aparas de madeira ou serradura. Os maiores teores de água das frutas e legumes associados, especialmente, à inexistência de materiais estruturantes, não terão facilitado o arejamento, a circulação e evaporação de H<sub>2</sub>O em fases de maiores valores de temperatura, como a fase termofílica, promovendo uma maior retenção de água.

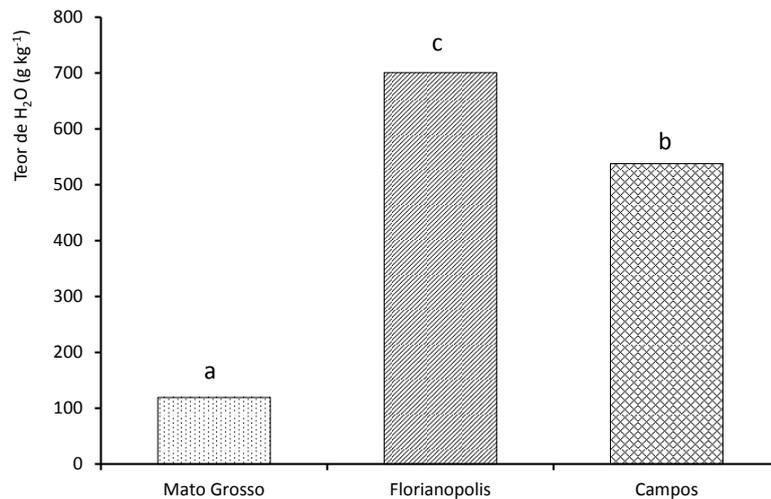


Figura 13. Teores de H<sub>2</sub>O (g kg<sup>-1</sup>) obtidos nos compostados produzidos nos locais de estudo.

Para estes resultados terão, também, contribuído as maiores dimensões da pilha usadas no caso de Florianópolis que associadas, a um também ineficiente processo de arejamento, resultante do sistema estático aplicado, promoveu maior acumulação de água no produto obtido no final de compostagem, tal como BRITO et al. (2005) observaram. Casos iguais aos observados em Florianópolis, em que os teores de água ultrapassam largamente o máximo admissível imposto pela Legislação Brasileira para a comercialização deste tipo de produtos (50 % do peso total) (MAPA, 2009), podem influenciar na disponibilidade de oxigênio. Em consequência podem desenvolver-se condições de anaerobiose contribuindo para uma deficiente maturação do compostado e emissão de odores desagradáveis, perdas de nutrientes e aumento do tempo necessário para a estabilização biológica do material (TIQUIA et al., 1998). Apesar deste facto, neste caso particular, através de testes rápidos e simples, como o do odor, não foram detectados maus cheiros indicadores de um processo deficiente de compostagem.

No caso do compostado de Campos, os elevados teores de umidade são, também, em parte, explicados pelos materiais usados, nomeadamente resíduos de frutas e legumes, com maiores teores de água constitucional. Todavia, a implementação de um sistema com

arejamento, terá facilitado uma maior circulação de ar e evaporação de água em fases de maior temperatura, permitindo obter no final um produto com menores teores de água do que em Florianópolis. BRITO et al. (2005) reforça a importância de materiais estruturantes no controle da umidade durante o processo de compostagem, como palhas ou materiais similares, com uma redução mais significativa de umidade conjugados com sistemas arejados.

Para o compostado do Mato Grosso, os valores de umidade registrados estão relacionados não somente com a maior proporção de materiais secos, como restos de podas de jardim ou serradura, esta última com elevado poder higroscópico, como também pela utilização de esterco curtido de origem bovina, que terão contribuído para os menores valores de umidade obtidos em relação aos restantes compostados estudados. Os valores de umidade observados neste caso (12 %) são defendidos por alguns autores, referindo que um dos objetivos da compostagem é a secagem do material orgânico (RICHARD e AHN, 2001).

#### 4.1.2 – pH

Na figura 14 são apresentados os valores de pH em H<sub>2</sub>O e KCl 1M obtidos no final do processo de compostagem aplicado nos diferentes locais estudados, fazenda Colina (Mato Grosso), comunidade Chico Mendes (Florianópolis) e sítio Pôr do Sol (Campos). Os resultados obtidos evidenciam valores de pH em H<sub>2</sub>O e KCl muito aproximados entre os compostados obtidos para os sistemas estudados, variando entre valores de 7,4 e 8,0 e 6,6 e 7,3 respectivamente, e dentro do limite estabelecido pela Legislação Brasileira, de pH(H<sub>2</sub>O) mínimo de 6,0 para o composto final.

Considerando os resultados do pH em H<sub>2</sub>O, os valores apresentam-se neutros a ligeiramente alcalinos (figura 14). Resultados equiparáveis foram observados por KUMAR et al. (2007) e PEDROSA et al. (2013) registrando, igualmente, valores de pH na faixa alcalina. Segundo NETO (2007), estes tipos de materiais, com valores de pH mais elevados, poderão trazer grandes benefícios, especialmente em solos de reação ácida, permitindo assim a correção da respectiva acidez.

Os valores de pH obtidos são indicadores de um processo de compostagem bem conduzido (SUNDBER et al., 2004). Com um arejamento adequado durante o processo de decomposição, o compostado obtido deverá apresentar um pH neutro ou ligeiramente alcalino, entre 7 e 8, devido à formação de compostos húmicos com propriedades tampão. De acordo com HUANG (1993) verifica-se uma redução dos valores de pH no início da

compostagem em consequência da produção de ácidos orgânicos, nomeadamente ácido acético, mas também butírico e propiônico, entre outros. Por sua vez, estes ácidos são, também, sujeitos a processos de oxidação, promovendo a subida do pH no final do processo, até valores ligeiramente alcalinos.

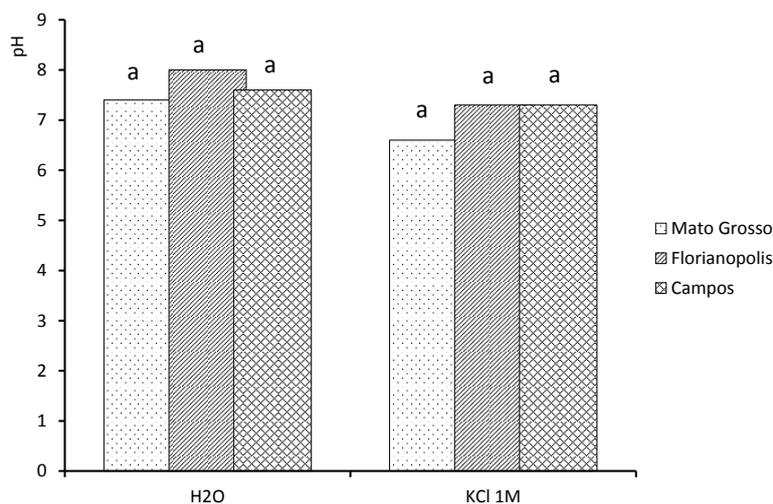


Figura 14. Valores de pH em H<sub>2</sub>O e KCl 1M obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Deste modo, segundo SULER et al. (1977), valores de pH finais mais reduzidos poderão ser um indicador de fenômenos de anaerobiose decorrentes de um deficiente arejamento, devido à libertação de ácidos húmicos e imaturidade do compostado. Os resultados parecem evidenciar que, mesmo nos sistemas estáticos, sem arejamento, como o caso do aplicado em Florianópolis, não parece existir limitações à atividade microbiana e respectivos processos de maturação e humificação, com os valores de pH final a revelarem valores equiparáveis aos observados nos restantes sistemas com arejamento.

Estes resultados estão de acordo com os trabalhos desenvolvidos por BRITO et al. (2002), no qual a frequência de arejamento, com base no número de revolvimentos da pilha, não influencia de forma significativa os valores finais de pH do compostado, os quais se apresentaram na ordem dos observados no presente trabalho. Apesar do arejamento ser um dos fatores com maior influência no processo de decomposição, nomeadamente nos valores finais de pH do compostado, SUNDBER (2005) afirma que outros fatores, para além da produção de ácidos orgânicos, como o efeito do bicarbonato, a volatilização de amônia ( $\text{NH}_3\uparrow$ ) e a natureza química da superfície das partículas são, igualmente, importantes.

Outros fatores, agora relacionados com a composição inicial de materiais utilizados e respectiva proporção utilizada na mistura inicial, poderão igualmente influenciar os valores

finais de pH (CASSOL et al., 1994; BRITO, 2008). Todavia, no presente caso, o efeito do material inicial não parece influenciar os valores finais de pH, na medida em que todos os materiais de origem animal usados apresentam pH neutro e ligeiramente alcalino (SOUSA, 2011) o que poderá, em parte, também, ajudar a explicar os resultados obtidos (figura 14).

#### 4.1.3 – Condutividade elétrica (CE)

Para a condutividade elétrica (CE), os valores obtidos nos respectivos compostados estudados revelaram, uma vez mais, diferenças significativas entre si (figura 15).

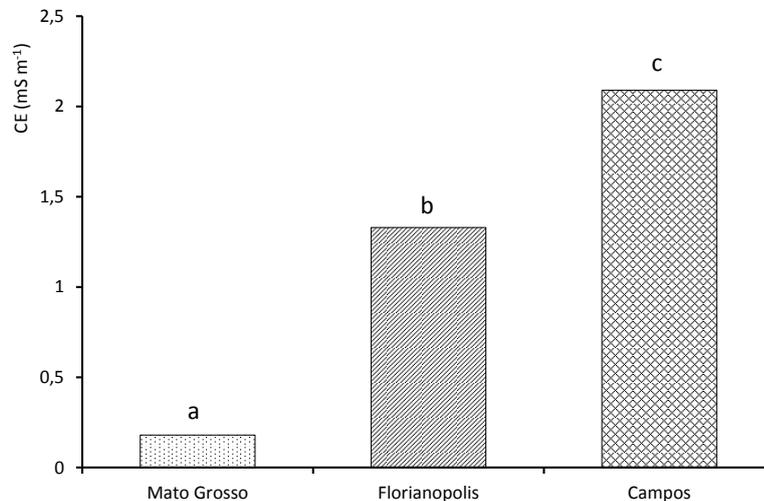


Figura 15. Valores de condutividade elétrica (CE) (mS cm<sup>-1</sup>) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Nos compostados avaliados, a CE apresentou valores baixos, variando entre 0,18 e 2,09 mS m<sup>-1</sup>, resultados que cumprem as normas estabelecidas para materiais incorporados no solo ou utilizados como suportes de culturas, não ultrapassando valores de 2,0 mS cm<sup>-1</sup>, com o risco de promover uma diminuição da produção das culturas (SILVA, 2005). A elevada concentração de sais pode ser fitotóxica às plantas, pelo que a reduzida CE é, na opinião de BRITO et al. (2011), um indicador de segurança do compostado para uso agrícola. Ainda assim, KIEHL (1989) aponta valores máximos na ordem dos 4,0 mS cm<sup>-1</sup>, salientando que são um bom indicador do grau de maturação do compostado final.

A condutividade elétrica de um composto está relacionada com a natureza e composição do material de partida, fundamentalmente pela sua concentração em sais e, com menor importância, pela presença de iões amônio ou nitrato formados durante o

processo (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001). Um aumento dos valores de CE é observado na fase inicial do processo devido à mineralização da matéria orgânica solúvel seguido de uma diminuição na fase final, atribuída a um conjunto de processos dinâmicos relacionados com a redução de compostos solúveis em água, a volatilização de amônio, a lixiviação de nitratos e a precipitação de sais minerais (RASHAD et al., 2011). Os valores finais de CE estão, por isso, dependentes do balanço entre processos relacionados com ganhos (mineralização) e perdas (lixiviação, volatilização e precipitação) e para o qual muito, também, contribuem fatores relacionados com a dimensão das pilhas e o grau de arejamento, através da frequência de revolvimentos, como observaram BRITO et al. (2011).

No caso concreto do compostado de Mato Grosso, no qual foram observados os valores de CE mais reduzidos dos sistemas estudados (figura 15), os resultados poderão estar associados à maior proporção de materiais de origem vegetal usados neste caso, nomeadamente folhadas e galhos, que devido à sua estrutura mais lenhificada apresentam uma maior resistência aos processos de decomposição e conseqüente menor libertação de sais. A menor CE do estrume de bovino comparativamente aos materiais orgânicos de origem animal usados nos restantes sistemas de compostagem (SOUSA, 2011) poderá, também, ajudar a compreender os menores valores de CE obtidos no caso concreto do compostado de Mato Grosso. Este último fator é, igualmente, determinante para os maiores valores de CE observados no compostado de Campos (figura 15).

A maior presença de sais em estrumes de origem aviária, associados também a elevadas frações de compostos orgânicos solúveis em água, de fácil e rápida mineralização, contribuem para uma maior concentração de sais. Já no caso do material de Florianópolis, apesar dos materiais facilmente decomponíveis também utilizados neste caso, como vegetais e palhas, os menores teores de CE observados em comparação com o caso de Campos (figura 15), poderão ser explicados pelos maiores teores de água existentes que promovem um efeito de diluição e conseqüente abaixamento dos valores de CE.

#### **4.1.4 – Sólidos voláteis e cinzas**

Os teores de sólidos voláteis e cinzas (figura 16), relacionados de forma complementar, são parâmetros usados na avaliação da qualidade final do compostado funcionando como indicadores dos processos de decomposição e mineralização que ocorrem durante a compostagem (RAUPP, 2002).

Os resultados obtidos indicaram diferenças significativas entre os materiais estudados. Valores mais baixos de sólidos voláteis foram observados no compostado de Mato Grosso

comparativamente aos compostados de Florianópolis e Campos, que não revelaram diferenças significativas entre si. Nestes últimos casos, os valores de sólidos voláteis registrados apresentaram-se valores muito acima do teor mínimo de matéria orgânica definido pela norma para um composto de qualidade, ou seja de 400,0 g kg<sup>-1</sup> (MAPA, 2005), ao contrário do compostado de Mato Grosso.

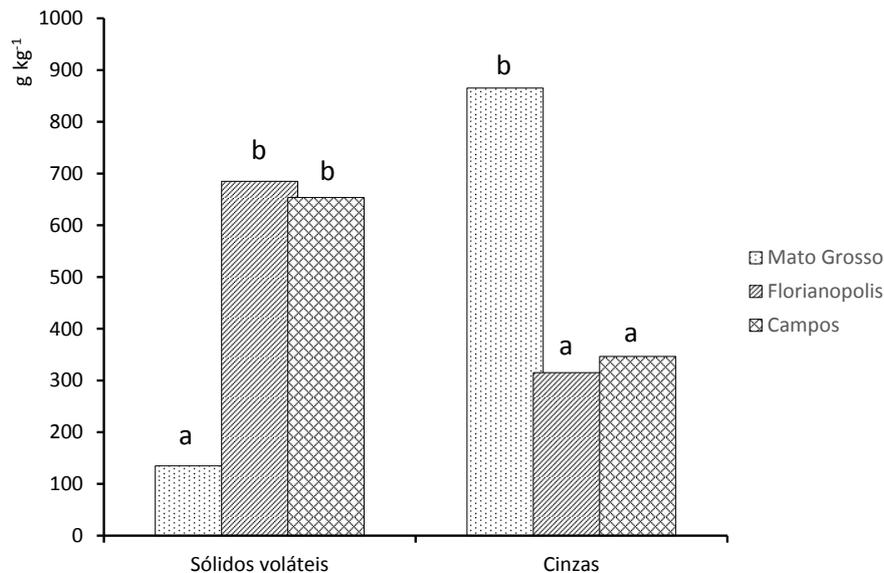


Figura 16. Valores de sólidos voláteis e cinzas (g kg<sup>-1</sup>) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Os resultados obtidos são explicados pela composição dos sistemas testados, nomeadamente no que se refere aos fatores que influenciam a dinâmica dos processos de decomposição. Assim, os maiores teores de sólidos voláteis registrados no caso do compostado de Florianópolis, podem estar relacionados com o sistema estático e maiores dimensões das pilhas utilizadas neste caso particular. O menor arejamento e a consequente redução da disponibilidade de oxigênio, limitam mais fortemente a atividade microbiana preservando, assim, uma maior quantidade de matéria orgânica. Esta tendência é corroborada por BRITO et al. (2011) que, comparando pilhas de diferentes dimensões e frequência de reverimentos, observaram valores finais de matéria orgânica mais elevados em pilhas de maior dimensão e com menor frequência de reviramentos ou arejamentos.

Para o caso do compostado de Campos, apesar das menores dimensões da pilha e utilização de um sistema arejado, os resultados equiparáveis aos registrados no caso de Florianópolis (figura 16) estão relacionados com os resíduos de origem vegetal usados na mistura, nomeadamente as lenhas de poda e papéis. Neste caso, os maiores teores de

elementos estruturantes existentes neste tipo de resíduos como lenhina, celulose ou compostos condicionadores, como polifenóis (SOUSA, 2011), de natureza mais recalcitrante, com maior resistência à decomposição (BENDING et al., 1998) ou, mesmo, com efeito inibidor destes mecanismos de oxidação (PALM e SANCHEZ, 1991), promovem processos mais lentos e com tendência a uma maior acumulação de matéria orgânica.

Por sua vez, os baixos teores de matéria orgânica para o compostado de Mato Grosso contrastam com os elevados teores de cinzas registrados. Apesar de um aumento dos teores de cinzas e consequente diminuição dos teores de sólidos voláteis durante o processo de decomposição (BRITO et al., 2005), os elevados teores de cinzas poderão estar relacionados com processos de diluição resultantes da contaminação associada ao reviramento da pilha, com a consequente mistura do compostado com solo, devido à uma ineficiente proteção da leira, ao contrário do implementado nos sistemas de Florianópolis e Campos.

#### **4.1.5 – Macronutrientes**

Os compostados, como corretivos orgânicos, usados para manter ou aumentar os teores de matéria orgânica estabilizada no solo podem, também, fornecer nutrientes às plantas em resultado do processo de mineralização e dos teores de nutrientes que apresentam na forma inorgânica.

Na figura 17 são apresentados os teores de alguns macronutrientes obtidos para os compostados produzidos no final do processo, com os resultados a revelarem efeitos diferenciados para os elementos analisados. Nesta análise não está incluído o C uma vez que, a respectiva variação e dependência, tal como BRITO et al. (2011) observaram, está relacionada com a evolução dos teores dos sólidos voláteis apresentando, por isso, resultados e diferenças equiparáveis a este último parâmetro entre os compostados analisados (figura 16).

Para os elementos apresentados, o caso do N total assume especial importância pelos potenciais efeitos ambientais negativos associados à utilização de materiais pouco estabilizados, sendo um dos principais parâmetros que integra a normativa relacionada com os critérios de avaliação da qualidade, que define teores mínimos de 0,5 % (5,0 g N kg<sup>-1</sup>) num compostado estabilizado de classe A (MAPA, 2009). Considerando os teores de N total obtidos (figura 17), todos os compostados produzidos cumprem os mínimos definidos para este elemento. Ainda assim foram observadas diferenças significativas entre os teores de N entre os compostados que, uma vez mais, estão relacionadas com os materiais usados nas

misturas iniciais, nomeadamente os de origem animal, e as condições de temperatura e arejamento que condicionam a transformação e perdas de N durante o processo de compostagem.

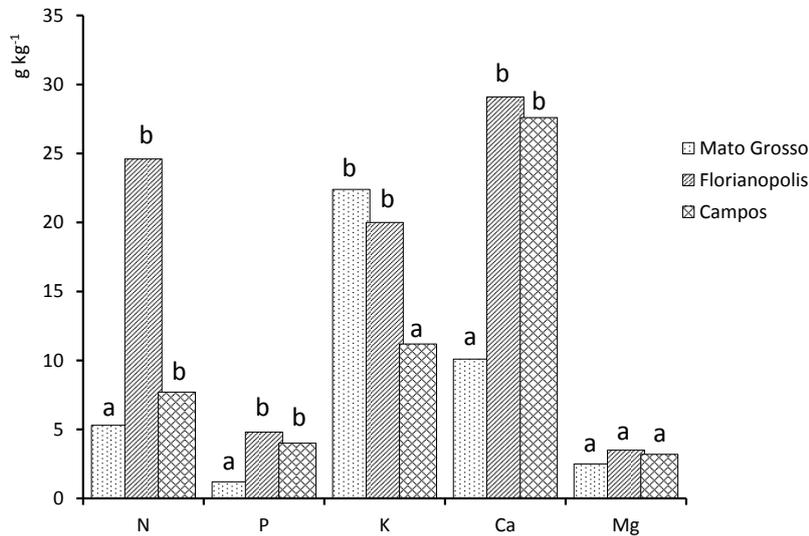


Figura 17. Valores de macronutrientes ( $\text{g kg}^{-1}$ ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Os valores mais significativos obtidos no caso de Florianópolis podem ser explicados pelo sistema estático utilizado limitando, em parte, a atividade microbiana e as trocas gasosas, permitindo uma maior preservação do N do material comparativamente aos sistemas arejados usados em Mato Grosso e Campos. Esta hipótese é apoiada pelas observações de BRITO et al. (2011), que registrou maiores decréscimos e, conseqüentemente, menores valores finais de N total, em sistemas mais arejados, com um maior número de reviramentos, ou em pilhas de menor dimensão.

Os restantes macronutrientes revelaram, igualmente, teores diferenciados entre os compostados estudados, verificando-se que apenas nos casos do Ca e K foram respeitados os valores mínimos normativos ( $10,0 \text{ g kg}^{-1}$ ) (JAHNKE, 2012). O Ca revela maior destaque, em que os resíduos de cascas de ovos usados nas misturas e os estrumes de aviário e cavalo usados nos casos de Campos e Florianópolis respectivamente, igualmente ricos em Ca (SOUSA, 2011), promoveram teores mais elevados (figura 17). Estes resultados indiciam que, independentemente do sistema de compostagem, outros elementos minerais são retidos no compostado aumentando a importância destes materiais como fonte de nutrientes importantes para a fertilidade do solo ainda que, para o caso dos elementos P e Mg, não foram respeitados os teores mínimos definidos pela norma para avaliação da qualidade e

maturação de compostados. Independentemente dos valores observados, os teores finais estão associados à mineralização da matéria orgânica (MO) durante o processo de compostagem, como demonstraram BRITO et al. (2011) com base na relação positiva significativa entre a diminuição dos teores de MO e o aumento dos teores destes elementos.

#### 4.1.6 – N mineral

No quadro 13 são apresentados os teores de N mineral ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), relativos à forma amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ), obtidos no final do processo de compostagem para os locais estudados.

Quadro 13. Valores de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

| Compostado    | N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |
|---------------|--------------------------------|--------------------------------|
|               | mg kg <sup>-1</sup>            |                                |
| Mato Grosso   | 6,8 b A                        | 268,8 b B                      |
| Florianópolis | 6,3 b A                        | 52,8 a B                       |
| Campos        | 3,3 a A                        | 1850,8 c B                     |

*Na mesma coluna ou linha valores seguidos de letra minúscula ou maiúscula distinta, respectivamente, diferem significativamente pelo teste de Tukey para um nível de probabilidade 0,05.*

Foram observadas diferenças significativas para os valores de N mineral registrados no final do processo de compostagem, sendo estas mais evidentes para as formas nítricas, as quais registraram valores significativamente mais elevados que as formas amoniacais, em todos os compostados estudados. Em relação aos teores de  $\text{N-NH}_4^+$ , todos os compostados revelaram valores muito abaixo dos teores definidos por BERNAL et al. (2009) para compostados bem estabilizados e bem maturados ( $< 75 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Ainda assim, os resultados evidenciam teores de N amoniacal significativamente mais elevados nos casos de Florianópolis e Mato Grosso comparativamente ao de Campos. Os menores teores registrados neste último caso, estarão associados aos processos de nitrificação mais intensos aumentando, assim, as formas nítricas que se revelaram significativamente mais elevadas comparativamente aos compostados de Florianópolis e Mato Grosso (quadro 13). No caso de Florianópolis, os menores teores de N nítrico são consequência do sistema estático adotado, em que a menor disponibilidade de oxigênio terá limitado a atividade de bactérias nitrificantes. Estes resultados são apoiados pelas observações de BRITO et al. (2011) que registraram aumentos dos teores de N nítrico com o aumento da frequência de

revolvimentos e com a diminuição das dimensões da pilha, em resultado de uma maior disponibilidade de oxigênio.

Independentemente da maior limitação biológica potencialmente existente no sistema aplicado em Florianópolis, os teores mais elevados de  $\text{N-NO}_3^-$  em relação ao  $\text{N-NH}_4^+$ , observados neste como nos restantes sistemas aplicados, são reveladores de compostados finais bem maturados (CCQC, 2001). Quando os teores de  $\text{N-NH}_4^+$  diminuem e os teores de  $\text{N-NO}_3^-$  começam a aumentar no material orgânico, este estará em condições de ser utilizado como compostado (FINSTEIN e MILLER, 1985). Este facto é, igualmente, suportado pelos valores da razão  $\text{NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$  inferiores à unidade, índice também proposto para avaliação da estabilidade biológica dos compostados (BERNAL et al., 1998), cujos resultados ( $< 1$ ) têm sido usados como indicativos de compostados estabilizados (LAMEY e HAO, 2007).

#### 4.1.7 – Razão C:N

No que se refere à avaliação dos valores de razão C:N obtidos no final do processo, os resultados obtidos evidenciam diferenças significativas entre os materiais estudados (figura 18). Todos os materiais respeitaram os valores limites estabelecidos pela legislação, que define máximos iguais a 20 para a razão C:N (MAPA, 2009), com os compostados de Mato Grosso e Florianópolis a registrarem resultados equiparáveis e significativamente inferiores ao compostado de Campos. Considerando os sistemas implementados nos diferentes casos estudados, os resultados parecem evidenciar que a composição e proporção dos materiais usadas nas respectivas misturas iniciais apresentaram maiores influências que o sistema de arejamento nos valores finais da relação C:N, contrariando, em parte, as observações realizadas por INBAR et al. (2003).

A atividade dos microrganismos heterotróficos envolvidos no processo de compostagem está fortemente dependente da disponibilidade de C como fonte de energia e de N para a síntese de proteínas (SHARMA et al., 1997), pelo que os valores finais de C:N são determinados pelo balanço destes nutrientes (INBAR et al., 1993). Parte do C é perdido na forma de  $\text{CO}_2$ , enquanto o N por volatilização do amoníaco, lixiviação e desnitrificação, especialmente na forma nítrica (BEFFA, 2002; BRITO, 2003), com o primeiro a revelar, para a maioria dos casos, perdas mais rápidas que o segundo promovendo, assim, uma diminuição dos valores de C:N durante o processo de compostagem (BRITO et al., 2011). No entanto, existem exceções que contrariam esta tendência, nomeadamente como no caso do compostado de Campos. Neste caso, o estrume de aviário usado, com elevadas

concentrações de formas orgânicas e inorgânicas solúveis de N, associados a pH alcalinos, promovem perdas rápidas e elevadas de N, através de processos de volatilização (COSTA et al., 2006), o que poderá explicar os maiores valores da razão C:N registrados comparativamente aos compostados de Mato Grosso e Florianópolis (figura 18), tal como DAI PRÁ (2006) observou.

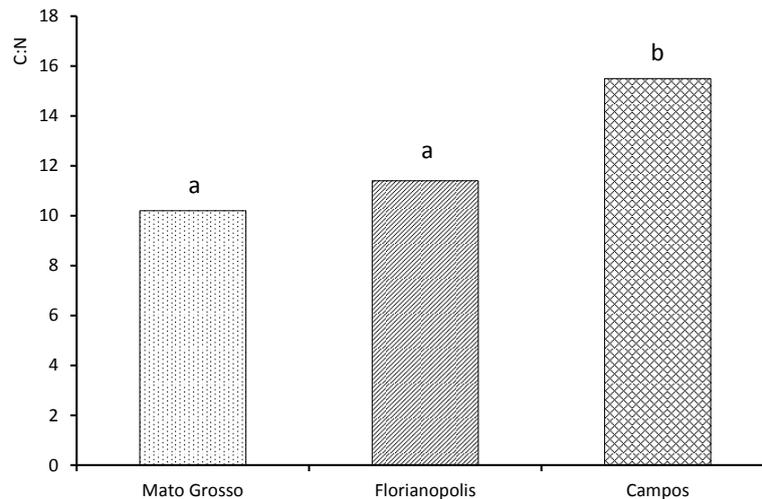


Figura 18. Valores de razão C:N obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Em relação a estes últimos dois compostados, os valores da razão C:N parecem depender mais da variação do teor do C orgânico, pois ao contrário do compostado de Campos, as variações da matéria orgânica nestes tipos de materiais são mais fortes e dinâmicas que as do N ao longo do processo de compostagem (BRITO et al., 2011), apesar das diferenças entre os sistemas experimentados.

Com valores próximos da relação C:N da biomassa microbiana, os valores finais da relação C:N destes compostados podem ter sido mascarados pela presença de compostos orgânicos de composição similar, que não tenham sido degradados como o caso das fibras de celulose e lignina (RODRIGUES et al., 2006), que fazem parte do material vegetal usado nas misturas iniciais, especialmente no caso de Mato Grosso. Este facto leva alguns autores a referir que este índice não deverá ser usado como um indicador absoluto da avaliação da estabilidade dos compostados devendo, sempre que possível, ser complementado com outra informação (GUOXUE et al., 2001).

#### 4.1.8 – Micronutrientes e metais pesados

No quadro 14 são indicados os teores de micronutrientes e metais pesados registrados nos compostados finais obtidos para os locais estudados. Alguns dos elementos caracterizados por ser elementos essenciais ao crescimento das plantas em menores quantidades (micronutrientes) (Santos, 2012) apresentam, igualmente, características de metais pesados, com massa atômica entre os 63,546 e 200,590 g e densidade superior a  $4,0 \text{ g cm}^{-3}$  (DUFFUS, 2002), como os casos do cobre (Cu) e do zinco (Zn).

Os resultados obtidos revelaram concentrações diferenciadas entre os compostados e elementos analisados. Para os micronutrientes foram observadas elevadas concentrações de Fe em todos os compostados, embora com valores equiparáveis aos observados por BRITO et al. (2001) para compostados resultantes de misturas com estrumes de origem animal. Este elemento, tal como os restantes, são retidos pelo compostado não estando sujeitos a fenómenos de perdas como o C e N, aumentando a sua concentração ao longo do processo de compostagem devido à um efeito de concentração associado à degradação da matéria orgânica.

Quadro 14. Valores de micronutrientes e metais pesados ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

| Micronutriente/<br>Metal pesado | Mato Grosso         | Florianópolis   | Campos           |
|---------------------------------|---------------------|-----------------|------------------|
|                                 | mg kg <sup>-1</sup> |                 |                  |
| Fe                              | 38457,8 <i>b</i>    | 7575,7 <i>c</i> | 12997,2 <i>a</i> |
| Mn                              | 332,1 <i>a</i>      | 383,5 <i>a</i>  | 643,1 <i>b</i>   |
| Cu                              | 33,0 <i>b</i>       | 42,1 <i>b</i>   | 17,2 <i>a</i>    |
| Zn                              | 53,0 <i>a</i>       | 134,0 <i>c</i>  | 94,0 <i>b</i>    |
| Ni                              | 6,9 <i>a</i>        | 5,5 <i>a</i>    | 9,4 <i>b</i>     |
| Cd                              | 0,1 <i>a</i>        | 0,2 <i>a</i>    | 0,1 <i>a</i>     |
| Pb                              | 10,0 <i>a</i>       | 26,5 <i>b</i>   | 23,5 <i>b</i>    |
| Cr                              | 13,2 <i>b</i>       | 27,6 <i>c</i>   | 9,6 <i>a</i>     |
| Hg                              | 0,02 <i>a</i>       | 0,02 <i>a</i>   | 0,03 <i>a</i>    |

*Na mesma linha valores seguidos de letra distinta, diferem significativamente pelo teste de Tukey para um nível de probabilidade 0,05.*

Em relação aos metais pesados nos compostados os resultados revelam que, para a os elementos analisados, as respectivas concentrações apresentam valores inferiores aos limites impostos pela legislação em vigor, para aplicação ao solo (Anexo 1). Estes resultados indiciam a elevada maturação dos compostados obtidos nos sistemas estudados os quais, com base na normativa aplicada, são materiais de classe I.

#### 4.1.9 – Índice de germinação (IG)

A maturação de um compostado, com base no índice de germinação (IG), é definida como o efeito da presença de substâncias fitotóxicas capazes de reduzir ou limitar a germinação de sementes em extratos aquosos, em condições otimizadas, comparativamente a um controlo. Na figura 19 são apresentadas as fases das medições realizadas para a determinação do índice de germinação, relacionadas com a contagem do número de sementes germinadas e o comprimento das respectivas radículas nos tratamentos com e sem adição de extrato do compostado.

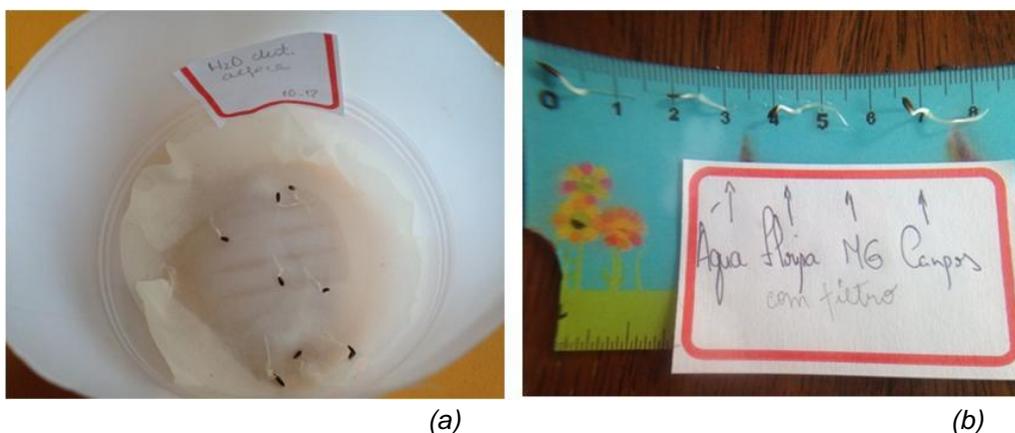


Figura 19. Fases aplicadas na determinação do índice de germinação: (a) contagem de sementes germinadas e (b) medição do comprimento das radículas.

Aos 180 dias de compostagem, o índice de germinação revelou diferenças significativas entre os compostados estudados, com o compostado de Campos a registrar valores significativamente mais elevados que os registrados para os compostados de Mato Grosso e Florianópolis, entre os quais não foram observadas diferenças estatísticas significativas (figura 20).

Os resultados poderão estar associados às menores concentrações de metais pesados ou micronutrientes (quadro 14) permitindo valores de IG superiores comparativamente aos restantes compostados. Todavia, apesar das diferenças observadas, todos os compostados revelaram IG maiores que 90 %, valor mínimo para que um compostado seja considerado maduro (CCME, 1996), refletindo as baixas concentrações de metais pesados observadas em todos os compostados, não apresentando características de fitotoxicidade podendo, deste modo, ser considerados materiais maturados. Estes valores são concordantes com outros autores que apresentam valores de referência para o IG de

igual ordem, com base na compostagem de materiais iniciais de natureza diferente dos estudados no presente trabalho. TIQUIA et al. (2010) referem, que um compostado é livre de fitotoxinas quando o respectivo índice de germinação é superior a 80 %. Por sua vez, BATISTA e BATISTA (2007) consideram se o valor de IG se apresentar superior a 90 %, o compostado é considerado muito maturado.

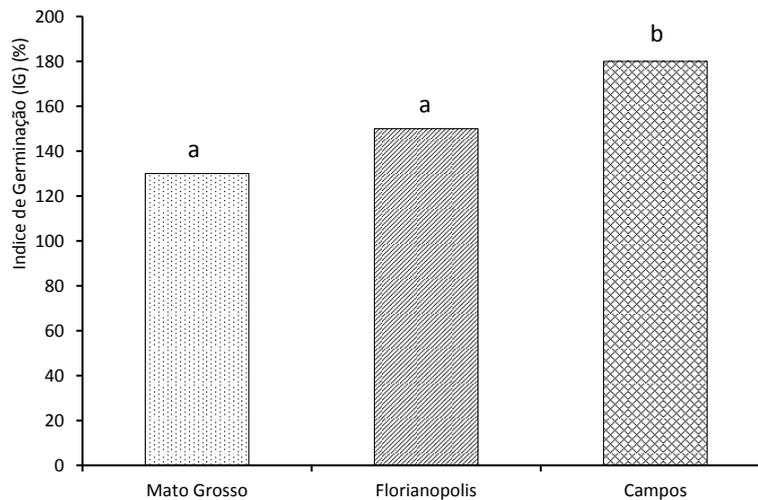


Figura 20. Valores do índice de germinação (IG) (%) obtidos para os compostados produzidos nos diferentes locais estudados.

Assim, tendo em consideração os valores do índice de germinação obtidos com os extratos aquosos dos compostados, é possível afirmar que os diferentes sistemas de compostagem permitem obter compostados devidamente maturados, com o método utilizado na determinação do IG a revelar boa fiabilidade na avaliação da qualidade final do material orgânico.

## 5 – Conclusões

Com a realização deste trabalho foi possível retirar as seguintes conclusões:

- A qualidade final dos compostados é determinada pela mistura inicial e pelas condições de compostagem que influenciam a atividade microbiana, nomeadamente o arejamento;

- Os sistemas estáticos, como o adotado no caso de Florianópolis, sem reviramento da pilha, promovem maior acumulação de água e matéria orgânica no material final, em consequência do menor arejamento e circulação de gases que limitam mais fortemente a atividade microbiana, comparativamente aos sistemas dinâmicos, com reviramentos, aplicados nos casos de Mato Grosso e Campos;

- As condições de compostagem testadas, nomeadamente a composição química dos materiais na mistura inicial, as dimensões da pilha ou o respectivo arejamento não influenciaram os valores finais de pH, com todos os compostados a registarem valores finais equiparáveis e ligeiramente alcalinos, entre 7,4 e 8,0 unidades de pH;

- Os teores de N total e mineral, com especial na forma nítrica, ao contrário dos restantes macronutrientes, revelaram-se mais dependentes dos sistemas de compostagem testados. Os teores de N total e  $\text{N-NO}_3^-$  revelaram, respectivamente, teores mais elevados e reduzidos, em sistemas estáticos do que em sistemas com arejamento;

- Os valores finais da razão C:N, como dos teores de macronutrientes e micronutrientes, revelaram-se mais dependentes da qualidade química das misturas iniciais do que da dimensão ou do sistema de arejamento testado; para a razão C:N como para os macronutrientes K e Ca, os valores finais cumprem as normas relativas aos valores mínimos de estabilidade e qualidade química, respectivamente;

- Os baixos teores de metais pesados observados em todos os compostados estudados indicaram níveis de maturação elevados, sem riscos de toxicidade para as plantas, facto que foi confirmado nos testes de germinação realizados, com valores acima dos 100 % para todos os ensaios com compostados;

Assim, tendo em consideração as análises realizadas para os três compostados obtidos nos sistemas desenvolvidos nas regiões de Mato Grosso, Florianópolis e Campos, podemos concluir que os materiais estudados apresentam, de um modo geral, características que evidenciam estados de estabilidade biológica e maturação aceitáveis que permitem uma utilização mais ecocompatível trazendo benefícios ao solo, através da melhoria de suas características físicas, químicas e biológicas.

Todos os compostados podem ser utilizados como substratos não somente para agricultura doméstica e paisagismo como, também, como fertilizantes orgânicos. Entretanto, neste último caso, para melhores resultados na produtividade de certas culturas, alguns aspectos deverão ser melhorados em práticas futuras, nomeadamente:

(i) No caso do sistema de Mato Grosso:

- Criar uma camada de proteção entre a leira e o solo, quer por pavimentação ou cobertura de resíduos vegetais, para impedir que no revolvimento haja contaminação;
- Melhorar a granulometria do material inicial, triturando previamente os resíduos vegetais utilizados na mistura;
- Aumentar a periodicidade de aeração e adição de água nas leiras.

(ii) No caso do sistema de Florianópolis:

- Melhorar a granulometria do material inicial, adicionando agentes condicionadores na mistura para absorver o excesso de umidade e favorecer o arejamento.

(iii) Nos três sistemas de compostagem:

- Deverão ser monitorizados em contínuo fatores físicos como temperatura e umidade, de modo a avaliar a evolução ao longo do processo e respectivo efeito nos processos de higienização e disponibilidade de oxigênio;
- Deverão ser realizadas análises das misturas iniciais de modo a avaliar o efeito da composição química nos valores finais do compostado;
- A análise química do compostado final, para além dos testes de germinação, deverá ser complementada com outros testes de avaliação da qualidade, nomeadamente testes de aquecimento ou relacionados com a atividade respiratória, para avaliação da estabilidade biológica, ou testes de crescimento, para a maturação.

## 6 – Bibliografia

- Abreu, M. J. 2013. Gestão Comunitária De Resíduos Orgânicos: o caso do Projeto Revolução dos Baldinhos (PRB), Capital Social e Agricultura Urbana. Tese de Mestrado em Agroecossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.
- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). 2013. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013. São Paulo, Brasil. [www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf](http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf).
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1996. NBR 13591 - Compostagem - Terminologia. Rio de Janeiro. Brasil. [licenciadorambiental.com.br/wp-content/.../NBR-13.591-Compostagem.pdf](http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/.../NBR-13.591-Compostagem.pdf).
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004. NBR 10004 - Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro. p.71. Brasil. <http://pt.slideshare.net/marcelabarquet/nbr-abnt-10004-resduos-slidos-classificao>.
- Barreira, L. P. 2005. Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção. Tese de Doutorado em Saúde Pública - Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública - São Paulo, Brasil.
- Beffa, T. 2002. The composting biotechnology: A microbial aerobic solid substrate fermentation complex process. The composting process and management. Madep SA. Compag Techonologies International, Bevaix.
- Belo, S. R. S. 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente, Universidade de Coimbra, Portugal.
- Bending, G. D., M. K. Turner, and I. G. Burns. 1998. Fate of nitrogen from crop residues as 19 affected by biochemical quality and the microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 30: 2055-2065.
- Bento, A. L. et al. 2013. Sistema de gestão ambiental para resíduos sólidos orgânicos. Universidade Federal de Alfenas, Brasil. [http://www.unifal-mg-edu.br/sustentabilidade/sites/default/files/anexos/Res%C3%ADduos%20s%C3%B3lidos%20org%C3%A2nicos\\_relato%C3%B3rio\\_0pdf](http://www.unifal-mg-edu.br/sustentabilidade/sites/default/files/anexos/Res%C3%ADduos%20s%C3%B3lidos%20org%C3%A2nicos_relato%C3%B3rio_0pdf).
- Bernal, M. P., C. Paredes, M. A. Sanchez-Monodero, and J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. Bioresource Technology 63: 91-99.
- Bernal, M. P., J. A. Albuquerque, and R. Moral. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresource Technology 100: 5444-5453.
- Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados. 2012. Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2ª edição [Consult. 2 Out. 2014]. Disponível em [http://www.fca.unesp.br/Home/Extensao/ProjetoColetaSeletiva52/politica\\_residuos\\_solidos](http://www.fca.unesp.br/Home/Extensao/ProjetoColetaSeletiva52/politica_residuos_solidos).
- Bridi, E. 2008. Resíduos Sólidos Urbanos - Uma proposta para otimização dos serviços de coleta e da disposição final. Tese de Mestrado em Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

- Brito L. M. 2006. Compostagem para a Agricultura Biológica. Projeto-piloto para a conversão da agricultura tradicional em modo de produção biológico. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. Manual de Agricultura Biológica - Terras de Bouro, Portugal.
- Brito, A. L. F., A. C. S. Muniz, W. S. Lopes, V. D. Leite, e S. Prasad. 2002. Processo de co-disposição de resíduos sólidos de curtume. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 7: 144-150.
- Brito, L. M. 2003. Manual de Compostagem. Escola Superior agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo. 26 pp.
- Brito, L. M., I. Mourão, H. Trindade, and J. Coutinho. 2005. Fate of N during composting of the solid fraction of dairy cattle slurry. In: Schroder, J. J. and J. J. Neeteson, eds. pp. 136-139. N management in agrosystems in relation to the water framework directive. Dordrecht, Plant Research International.
- Brito, L. M., I. Mourão, J. Coutinho, and S. R. Smith. 2011. Physicochemical dynamics of composting screw pressed cattle slurry amended with Italian ryegrass straw or gorse bulking agents. *Compost Science and Utilization* 18: 119-126.
- Brito, L. M., J. Coutinho, and S. R. Smith. 2008. Methods to improve the compost process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Bioresource Technology* 99: 8955-8960.
- Campos, H. K. T. 2012. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. *Eng Sanitária e Ambiental – SciELO Brasil Ambient* 17: 171-180.
- Campos, H. K. T. 2013. Resíduos sólidos e sustentabilidade: o papel das instalações de recuperação. Tese de Mestrado em desenvolvimento sustentável. Universidade de Brasília, Brasil.
- Cassol, P. C., M. A. Vezaro, e A. M. Casa. 1994. Teores de matéria seca, C orgânico, nutrientes e pH em esterco de bovinos, suínos e aves. In: Reunião Sulbrasileira de Fertilidade do Solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul. pp. 62-63.
- CCME (Canadian Council of the Ministers of the Environment) .1996. Guidelines for compost quality. Minister of Public Works and Government Services Canada, cat. Nº EN 108-3/1-106E, 11pp.
- CCQC, 2001. Compost Maturity index. Nevada City, California, Compost Quality Council, 26 pp.
- Cordeiro, N. M. 2010. Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtido – caso de estudo da Algar S.A. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente – Tecnologia Ambientais. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 70 pp.
- Costa, M. S. S. de M., L. A. de M. Costa, A. Pelá, C. J. da Silva, L. D. Decarli, e U. F. Matter. 2006. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaças de aves. *Rev. Bras. Engenh. Agríc. Amb.* 10: 692-698.
- Dai Prá, M. A. 2006. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, RS. 127 pp.

- Diaz, L. F., M de Bertoldi, and W. Bidlingmaier. 2011. *Compost Science and Technology*. Waste Management Series 8. Elsevier. The Netherlands.
- Duffus, J. H. 2002. Heavy metals a meaningless term? *Pure Appl. Chem.* 74: 793-807.
- Extração sequencial e especiação de metais pesados no decorrer do processo de compostagem em resíduos sólidos domiciliares [Consult. 18 Nov. 2014]. Disponível em <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/927351>.
- Finstein, M. S., and F. C. Miller. 1985. *Composting of Agricultural and Other Wastes* (ed). Elsevier Applied Science, London. 243 pp.
- Fiore, F. A., and E.W. Rutkowski. 2013. Resíduos Sólidos no Brasil - afinal, o que são? *Revista de saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade.* 8: 10-18.
- Gomes et al. 2008. Composição química do composto orgânico preparado com esterco de equino e leucena (*leucaena leucocephala* Lam de Wit) *Revista Brasileira de Agroecologia* 3: 71-77.
- Guoxue, L., F. Zhang, Y. Sun, J. Wong, and M. Fang. 2001. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. *Water, Air, and Soil Pollution* 132: 333-345.
- Houba, V. J. G., J. J. van der Lee, and I. Novozamsky. 1995. *Soil analysis procedures. Syllabus.* Dep. of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural Univ., Wageningen, the Netherlands.
- Huang, R.T. 1993. *Practical Handbook of Compost Engineering.* Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.
- Inbar, Y., Y. Hadar, and Y. Chen. 1993. Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *Environ. J. Qual.* 22: 857-863.
- Instituto De Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA. 2012. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos.* Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009\\_relatorio\\_residuos\\_solidos\\_urbanos.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf).
- Kalra, Y. P, and D. G. Maynard, 1991. *Methods manual for forest soil and plant analysis,* Minster of supply and services, Edmonton, Canada.
- Kimura, W. et al. 2009. *Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte,* EACH – Escola de Artes, Ciências e Humanidades de Universidade de São Paulo. Editora Rima Artes e Textos – PROSAB.
- Kumar, V. R. S., K. Sivakumar, M. R. Purushothaman, A. Natarajan, and M. M. Amanullah. 2007. Chemical changes during composting of dead birds with caged layer manure. *J. Appl. Sci. Res.* 10: 1100-1104.
- LAGA – Länderarbeitsgemeinschaft Abfall. 1995. *LAGA-MERKBLATT M10. Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost.* *Mülhandbuch* 4(6856), pp. 1-52 (eds.) Hösel, G., W. Schenkel, and H. Schnurer. Erich Schmidt Verlag Berlin, Germany.
- Larney, F. J., and X. Hao. 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98: 3221-3227.
- Mello, A. da S. 2014. *Desenvolvimento De Equação Para Previsão Da Taxa De Geração Per Capita De Resíduos Sólidos Urbanos No Estado De São Paulo.*

- Tese de Mestrado em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.
- Milagre, A. M. F., e S. M. A. Lima. 2009. Obtenção e caracterização de lignina de madeiras. Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, Brasil.
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa Nº 25 de 23 de julho de 2009. [Consult. 18 Dez. 2014]. Disponível em [http://www.anc.org.br/imagens/uploads/in\\_25\\_normas\\_sobre\\_as\\_especificacoes\\_e\\_as\\_garantias\\_as.pdf](http://www.anc.org.br/imagens/uploads/in_25_normas_sobre_as_especificacoes_e_as_garantias_as.pdf).
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa Nº 27 de 05 de junho de 2006. [Consult. 08 Jan. 2015]. Disponível em <http://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=76854>.
- Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. [Consult. 28 Out. 2014]. Disponível em [WWW:<URL:http://www>..mma.gov.br/estruturas/253/\\_publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf).
- Murphy, J., and J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimia Acta*, 27: 31–36.
- Neto, P. 2007. Manual de compostagem: processo de baixo custo. UFV. Viçosa. 81 pp.
- Nord, E. 2013. Qualidade química na compostagem de resíduos urbanos com inoculação biológica. E-Nord. *Revista de Estudos Sociais* 30: 152-153. Universidade Federal do Mato Grosso.
- Oliveira, A. I. E. 1997. Contribuição para o desenvolvimento de modelo cinético de compostagem. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- Oliveira, E. C. A. et al. 2008. Compostagem. Programa de Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Brasil.
- Oliveira, F. N. S. et al. 2004. Uso da Compostagem em Sistemas Agrícolas Orgânicas. Embrapa - Empresa Brasileira de pesquisa agropecuária, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Documentos 89.
- Palm, C. A., and P. A. Sanchez. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23: 83-88.
- Pedrosa, T. D., C. A. S. Farias. R. A. Pereira, e E. T. R. Farias. 2013. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. *Pesquisas Agrárias e Ambientais* 1: 44-48.
- Pires, C. S. 2013. O tratamento dos resíduos orgânicos como cumprimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos: Análise dos planos municipais da bacia do Alto Tietê. Tese de Mestrado em Ciências, Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Brasil.
- Prefeitura de São Paulo. 2004. Secretaria de Serviços. Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Cidade de São Paulo, 2014.

- <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>.
- Puna, J. F. B., and B. S. Baptista. 2008. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos-Perspectiva ambiental e económico-energética. *Química Nova* 31: 645-654.
- Queda, A. C. F. 2006. Compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis (ROB's) para uso compatível em agricultura biológica (AB). *Vida Rural* 54: 37-40.
- Queda, A. C. F. 1999. Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. Tese de Doutoramento em Engenharia Agro-Industrial. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 257 pp.
- Queda, M. C. Morais, H. M. Ribeiro, e M. H. Almeida. 2010. Caracterização de compostos e de materiais orgânicos para a formulação de substratos para viveiros. *Revista de Ciências Agrárias* 33: 123-129.
- Rashad, F. M., W. D. Saleh, A. Mohamed, and M. A. Moselhy. 2011. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Biores. Technol.* 101: 5952-5960.
- Raupp, J. 2002. Monitoring nutrient turnover during composting has to be on a constant reference parameter. Is total ash content really a good choice? In: IFOAM ORGANIC WORLD CONGRESS, 14. Proceedings. Victoria Canada, 66 pp.
- Reis, M. F. P. 2005. Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. Tese de Doutorado em Engenharia do Programa de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.
- Revista National Geographic Brasil. 2014. Edição Especial LIXO.
- Rezende, C. I. O. 2005. Influência da aplicação do lodo de esgoto (biossólido) sobre a concentração e o estoque de nutrientes na biomassa da Sub-Bosque na serapilheira no solo de um talhão de *E. grandis*. Tese de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas. Universidade de São Paulo, Brasil.
- Richard, T. L., and H. K. Ahn. 2001. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization* 10: 286-302.
- Rodrigues, M. S., F. C. da Silva, L. P. Barreira e A. Kovacs. 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: Spadotto, C.A.; Ribeiro, W. *Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria*. pp. 63-94 FEPAF. Botucatu.
- Russo, M. A. T. 2003. Tratamento de Resíduos Sólidos. Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. [http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes\\_antigas/Tratamentos\\_Residuos\\_Solidos.pdf](http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes_antigas/Tratamentos_Residuos_Solidos.pdf).
- Sánchez-Monedero, M. A., A. Roig, J. Cegerra, and M. P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.* 78: 301-308.
- Santos, J. Q. 1965. Aspectos de correcção de acidez do solo. *An. Inst. Sup. Agron.* 27:11-67.
- Santos, J. Q. 2012. Fertilização & Ambiente. *Reciclagem Agro-Florestal de Resíduos e Efluentes*. ed. Europa-América Lda. Mem Martins, Portugal.

- Santos, L. D. 2007. Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis. Tese de Mestrado em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Portugal.
- Seilenfus, S. C. 2005. Caracterização de Bactérias Mesófilas Presentes em Processo de Compostagem. Tese de Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.
- Sharma, V. K., M. Canditelli, F. Fortuna and Cornacchia. 1997. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: review. *Energy Conversion and Management* 38: 453-478.
- Silva, E. B. 2013. Teores de elementos potencialmente tóxicos em solos de uma bacia hidrográfica e avaliação de risco à saúde humana. Tese de Mestrado em Ciências. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Brasil.
- Silva, F. A. de M. 2005. Qualidade de compostos orgânicos produzidos com resíduos do processamento de plantas medicinais. Tese Doutorado em Agronomia. Faculdade de Ciências Agrônômicas. Campus Botucatu. Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Brasil.
- Silveira, A. I. E. 1997. Contribuição para o desenvolvimento de modelos cinéticos de compostagem. Tese de Doutorado em Engenharia Sanitária na especialidade em sistemas de tratamento. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Siqueira, J. O. S., F. M. S. Moreira, B. M. Grisi, M. Hungria, e R. S. Araujo. 1994. Microorganismos e Processos Biológicos do Solo e Perspectiva Ambiental. Embrapa - SPI Brasília, Brasil.
- Sousa, J.R. 2011. Decomposição da matéria orgânica e fluxos de mineralização e lixiviação de N em incubações *in-situ* de resíduos orgânicos aplicados ao solo. Tese de Doutorado em Ciências Exatas e Ambientais, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 522 pp.
- Souza, S. C. R. 2010. Tolerância aos metais pesados chumbo e zinco e potencial fitorremediador de mudas de espécies arbóreas. Tese de Mestrado em Biologia Vegetal. Universidade Estadual de Campinas, Brasil.
- Suler, D. J., and M. S. Finstein. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO<sub>2</sub> formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 345-350.
- Sundberg C., S. Smars, and H. Jönsson. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95: 145-150.
- Taguchi, R. L. 2010. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares com uso balanced scorecard. Tese de Mestrado em Ciências. Universidade de São Paulo - Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto, Brasil.
- Teixeira, C. A. M. 2006. Gestão de Resíduos- Estruturação de Modelos de Gestão de Resíduos Urbanos Biodegradáveis. Série didática. Ciências Aplicadas, nº294, UTAD, Vila Real.
- Teixeira, C. A. M. 2013. Gestão de resíduos. Enquadramento Político e Estratégico da Gestão de Resíduos Urbanos. 2ª edição revista, Série Didática. Ciências Aplicadas, nº260, UTAD, Vila Real.

- Tiquia, S. M., N. F. Y. Tam, and I. J. Hodgkiss. 1998. Composting of spent pig litter at different seasonal temperatures in subtropical climate. *Environ. Pollut.* 98: 97-104.
- Valente, B. S. et al. 2009. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia* 58: 59-85.
- Verônica, F. L., e F. Mercon. 2014. Metais pesados no ensino de química [Consult. 17 Dez. 2014]. Disponível em [http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33\\_4/199-CCD-7510.pdf](http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33_4/199-CCD-7510.pdf).
- Wanderley, S. P., A. Souza, e M. M. Bocchiglieri. 2004. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. *Engenharia Sanitária e Ambiental, versão impressa* ISSN 1413-4152, Eng. Sanit. Ambient. v.9 n.3, Rio de Janeiro, jul./set. 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300009>.
- Zaneti, I. C. B. B., and L. M. Sá. 2002. A educação ambiental como instrumento de mudança na concepção de gestão dos resíduos sólidos domiciliares e na preservação do meio ambiente. Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade.
- Zucconi, F. A. Monaco, M. Forte, and M. De Bertoli. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J. K. R. (ed.). pp. 73-80. *Composting of Agricultural and Other Waste*. Elsevier, London, UK.

## 7 – Anexos

### ANEXO I:

Valores máximos admissíveis para os teores totais de metais pesados, materiais inertes antropogénicos\*, pedras de granulometria superior a 5 mm no composto (valores reportados à matéria seca) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados à matéria fresca) (fonte: Anónimo, 2008).

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

\* Inclui vidro, metais e plásticos, cujas partículas apresentam uma granulometria superior a 2 mm;

Notas: os teores totais correspondem à fração solúvel em água régia.