

## Evolução de características físico-químicas durante a compostagem de espécies invasoras de acácia

### Evolution of acacia invasive species physicochemical characteristics during composting

Luis Miguel Brito<sup>1</sup>, Isabel Mourão<sup>1</sup>, Hartmut Nestler<sup>2</sup>, João Coutinho<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal. E-mail: miguelbrito@esa.ipvv.pt

<sup>2</sup> Grupo Leal & Soares, Zona Industrial, Apartado 9 EC Mira, 3071-909 Mira, Portugal

<sup>3</sup> C Química, DeBA, EC Vida e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, ap 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal.

#### Resumo

As acácias são espécies invasoras da família Fabaceae que poderão ser valorizadas através da compostagem para produção de corretivos orgânicos e substratos hortícolas. Com esse objetivo construíram-se duas pilhas de grandes dimensões com detritos de acácia e diferente número de revolvimentos, para analisar as características físico-químicas durante a compostagem e modelar a decomposição da matéria orgânica (MO). As temperaturas foram superiores a 65°C durante um período de tempo suficiente para a inativação de microrganismos patogénicos e a destruição de sementes de infestantes, devido à elevada quantidade de MO biodegradável deste material (753-756 g kg<sup>-1</sup> de MO inicial). A elevada temperatura e o elevado pH terão contribuído para as fortes perdas de N (484-490 g kg<sup>-1</sup> de N inicial). No entanto, estas foram inferiores às perdas de C, e assim a razão C/N diminuiu de 50 no início, para 23-26 no final de compostagem. Este estudo indicou que acácia pode ser compostada para produzir corretivos orgânicos, com um teor elevado de MO e baixa condutividade elétrica (<1,2 dS m<sup>-1</sup>). No entanto, é necessário um longo período de compostagem para atingir um elevado grau de maturação do composto.

**Palavras-chave:** Azoto, matéria orgânica, mineralização, razão C/N, temperatura

#### Abstract

Acacias are invasive Fabaceae species that can be composted to produce organic amendments and horticultural substrates. With this aim, two big piles were set up with ground and screened acacia residues, and managed with different turning frequency, to analyze the physicochemical characteristics during composting and to model the breakdown of acacia organic matter (OM). Temperatures were > 65°C for several months, indicating pathogen inactivation, seed destruction and high amount of biodegradable OM (753-756 g kg<sup>-1</sup> of initial OM). High temperature and high pH conditions promoted significant N losses (484-490 g kg<sup>-1</sup> of initial N). Nevertheless, these were smaller compared to C losses and so the C/N ratio decreased from 50 at the beginning to 23-26 at the end of composting. This study indicates that composting acacia can produce organic amendments with high OM content, and low electrical conductivity (< 1.2 dS m<sup>-1</sup>). However, a long period of composting is required to achieve advanced compost maturation.

**Key-words:** C/N ratio, mineralization, nitrogen, organic matter, temperature

#### Introdução

*Acacia longifolia* (Andrews) Willd. e *Acacia melanoxylon* R. Br. são espécies da família Fabaceae, que foram introduzidas em Portugal para evitar a erosão de solos arenosos das zonas costeiras devido à capacidade que possuem para assimilar azoto (N) biológico, sendo posteriormente divulgadas como arbustos ornamentais e para produção de madeira. No entanto, para além de constituírem um elevado risco para o alastramento de incêndios, as acácias são espécies altamente competitivas, capazes de invadir o território das espécies nativas e de ameaçar a conservação dos habitats naturais. Atualmente são necessárias novas formas de valorização para estes arbustos, tendo em conta a sua abundância em Portugal. A compostagem, para utilização do compostado como substrato hortícola e como corretivo orgânico do solo, poderá ser uma das soluções. No entanto, as acácias poderão ter taxas de decomposição baixas devido aos seus teores relativamente elevados de lenhina, polifenóis e celulose (Baggie et al.,

2004; Gallardo & Merino, 1999). Baggie et al. (2004) reportaram um elevado teor de lenhina (20%) em resíduos das acácias e sugeriram que o elevado teor de material recalcitrante poderia estar relacionado com a dureza das folhas (filóides) e a proteção física da celulose.

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

O material recalcitrante não contribui para intensificar a atividade microbiana e, conseqüentemente, para alcançar a temperatura necessária para eliminar a viabilidade das sementes de acácia, considerando que estas podem permanecer viáveis após 6 dias a temperaturas de 55-70°C (Handreck & Black, 2005). No entanto, as acácias são Fabaceas e possuem um apreciável teor de N que contribui para o rápido ataque microbiano e conseqüente elevação da temperatura. Os fungos que decompõem a lenhina, como os basidiomicetas (que possuem lenhinases), têm um crescimento lento e não conseguem competir com as bactérias que, na presença de N disponível, possuem um crescimento muito mais rápido e eliminam os fungos da comunidade microbiana (Coûteaux et al., 1995). Posteriormente, durante a maturação do compostado, a lenhina poderá contribuir para a formação de complexos húmicos estáveis que indisponibilizam o N, porque durante a decomposição da lenhina e da celulose libertam-se polifenóis e hidratos de carbono que são precursores das substâncias húmicas (Stevenson, 1994). A forte imobilização do N em moléculas húmicas poderá contribuir para a conservação do N e para a descida da razão C/N durante o processo de compostagem.

Apesar de se terem realizado alguns estudos sobre a decomposição da acácia no solo (Lindsay & French, 2004; Baggie, 2004; Marchante et al., 2008), o mesmo não se verifica para a compostagem de resíduos dos ramos e folhas de acácia. Neste estudo, construíram-se pilhas estáticas de grandes dimensões para analisar as características físico-químicas, a evolução da degradação da MO e das perdas de N, e o efeito do revolvimento das pilhas durante processo de compostagem da biomassa de acácia, com o objetivo de investigar se a compostagem destes arbustos, triturados e crivados, pode atingir temperaturas elevadas o tempo suficiente para destruir a viabilidade das sementes e produzir um compostado com características benéficas para utilização como corretivo orgânico do solo e componente de substratos hortícolas.

## Materiais e métodos

Construíram-se duas pilhas de compostagem ao ar livre, aproximadamente cónicas, com 80-100 m<sup>3</sup> de volume (8 m de diâmetro da base e 3 m de altura), constituídas por detritos resultantes de arbustos e ramagem de *Acacia longifolia* (60%) e *Acacia melanoxylon* (40%), recolhidas em Mira (40°25'N 8°44'W), com o objetivo de analisar as características físico-químicas durante o processo de compostagem com cinco revolvimentos (pilha A) e com apenas três revolvimentos (pilha B), durante um longo período de compostagem (420 dias). Os detritos foram triturados com uma trituradora de alta rotação com moinho tipo martelos (Doppstadt; AK 403 Profi), e posteriormente crivados (< 40 mm) com um crivo de estrelas amovível (Neuenhauser Super Screener Portable Star Screen). As pilhas foram construídas em Janeiro de 2011, sobre uma camada de casca de pinheiro com aproximadamente 30 cm de altura, e foram monitorizadas até Março de 2012. Durante os revolvimentos, realizados com uma grua florestal e uma pá frontal de um trator, impediu-se a entrada de qualquer matéria mineral do exterior para a massa em compostagem, para não afetar o cálculo da mineralização da matéria orgânica (MO) da biomassa em compostagem. A pilha A foi revolvida aos 28, 56, 84, 147, e 273 dias após o início da compostagem, enquanto a pilha B foi revolvida apenas aos 28, 147 e 273 dias de compostagem.

As temperaturas das pilhas (registadas próximo da base, do centro e do topo das pilhas, aproximadamente à altura de 0,5 m, 1,5 m e 2,5 m de altura, respetivamente), e a temperatura do ambiente exterior, foram determinadas com três termístores (tipo ST1, Delta-T Devices) em cada pilha, e dois no exterior, sendo os valores horários registados com base em leituras a cada minuto, através de um registador de dados (Delta-T Devices). Com base nos registos horários calcularam-se as médias diárias de temperatura do exterior e do interior de cada pilha. Realizaram-se colheitas de quatro amostras por cada pilha, recolhidas independentemente, da zona central das pilhas, nos seguintes dias de compostagem: 0, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56, 70, 84, 105, 126, 154, 182, 210, 231, 273, 308, 343, 378 e 420. As amostras foram analisadas individualmente.

Recorreram-se às normas europeias (CEN, 1999) para a determinação das seguintes características: humidade, com base em 50 g de material original (EN 13040); pH por potenciometria (Methrohm-632) utilizando extratos de 60 cm<sup>3</sup> de amostra por 300 ml de água (EN 13037); condutividade elétrica dos

extratos aquosos obtidos de acordo com a norma do pH (1+5, v/v), após filtração (EN 13038), com um condutivímetro (Crison-CDTM/522), e os resultados ajustados à temperatura de 25°C; MO por calcinação numa mufla (Heraeus-MR170E) a 550°C durante 6 horas (EN 13039) após moagem da matéria seca num moinho ultra-centrífugo de precisão (Retsch® ZM200); e azoto Kjeldahl modificado (EN 13654) (com um digestor Gerhardt-KT12S e uma unidade de destilação Vadopest-3). Parte das amostras foram congeladas imediatamente após a colheita, para a determinação do azoto mineral, por espectrofotometria de absorção molecular, em autoanalisador de fluxo segmentado, após extração com KCl 2M (1/5), A concentração de carbono total, destinado ao cálculo da relação C/N, foi determinada pela fração entre a concentração da matéria orgânica e a constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001).

A mineralização da MO foi estimada com base nas perdas de MO ( $\text{g kg}^{-1}$ ) que foram calculadas pela seguinte fórmula (Paredes et al., 2000):

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

em que  $X_1$  e  $X_2$  representam o teor de cinzas ( $\text{g kg}^{-1}$ ), respetivamente no início da compostagem e no fim de cada período de compostagem.

As perdas de massa foram calculadas pela fórmula (Tang et al., 2007):

$$\text{Perdas de massa (g kg}^{-1}\text{)} = 1000 [1 - (X_1 / X_2)] \quad [2]$$

em que  $X_1$  e  $X_2$  representam o teor de cinzas ( $\text{g kg}^{-1}$ ), respetivamente no início da compostagem, e no fim de cada período de compostagem. As perdas de N foram calculadas pela seguinte fórmula (Paredes et al., 2000):

$$\text{Perdas de N (g kg}^{-1}\text{)} = 1000 - 1000 [X_1 N_2] / [X_2 N_1] \quad [3]$$

em que  $X_1$  e  $X_2$  representam o teor de cinzas ( $\text{g kg}^{-1}$ ), e  $N_1$  e  $N_2$  o teor de N, respetivamente no início da compostagem e no fim de cada período de compostagem.

A mineralização da MO foi estimada pelas perdas de MO utilizando uma função cinética de 1ª ordem, expressa pela seguinte equação:

$$\text{MO}_m = \text{MO}_0 (1 - e^{-kt}) \quad [4]$$

em que  $\text{MO}_m$  representa o teor de MO ( $\text{g kg}^{-1}$ ) mineralizada no tempo  $t$  (dias),  $\text{MO}_0$  representa o teor de MO potencialmente mineralizável ( $\text{g kg}^{-1}$ ) e  $k$  representa a taxa de mineralização ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Apesar dos resultados experimentais da mineralização da MO se terem ajustado bem ao modelo expresso na equação anterior em diversos estudos para diferentes materiais orgânicos (Paredes et al., 2000; Bustamante et al., 2008; Brito et al., 2008; Brito et al., 2010; Serramiá, 2010), no presente estudo, devido ao facto dos resíduos de acácia possuírem um elevado teor de lenhina, polifenóis e celulose, e por isso, ser esperada a existência de um reservatório de MO dificilmente biodegradável considerou-se, também, outro modelo que contemplasse dois reservatórios distintos de MO mineralizável com diferente resistência à mineralização:

$$\text{MO}_m = \text{MO}_1 (1 - e^{-k_1 t}) + \text{MO}_2 (1 - e^{-k_2 t}) \quad [5]$$

em que,  $\text{MO}_m$  representa a MO mineralizada no tempo  $t$  (dias),  $\text{MO}_1$  e  $\text{MO}_2$ , são reservatórios de MO mineralizável e  $k_1$  e  $k_2$  são as constantes de mineralização da MO desses reservatórios. Este modelo foi adaptado do modelo utilizado por Molina et al. (1980) para ajustar os resultados da mineralização do N de compostados aplicados ao solo.

Os resultados das perdas de MO durante a compostagem foram ajustados às funções cinéticas pelo método do algoritmo de Levenberg-Marquardt, para minimizar as diferenças entre as somas dos quadrados dos valores observados e dos valores previstos da variável dependente. O mesmo procedimento de regressão não linear foi utilizado para ajustar as perdas de N em cada período de compostagem a equações semelhantes às anteriores, nas quais a MO foi substituída por N mineralizado e perdido durante a compostagem. Utilizou-se o teste da menor diferença significativa ( $P < 0,05$ ) para a comparação entre as médias dos parâmetros químicos analisados nas pilhas experimentais, e recorreu-se ao programa SPSS v. 15.0. (SPSS Inc.) para a análise estatística de comparação entre médias e para a análise de regressão não-linear.

## Resultados e discussão

Inicialmente, as temperaturas das pilhas de compostagem aumentaram até uma temperatura máxima de 76°C, encontrada no topo da pilha A (Figura 1), indicando a rápida degradação de compostos imediatamente disponíveis, tais como açúcares, aminoácidos e proteínas. Nesta fase, os microrganismos termófilos degradam, também, gorduras, celulose, hemicelulose e alguma lenhina (Bernal et al., 2009). Vinte e oito dias após o início de compostagem, as pilhas foram revolvidas e humedecidas. Após a queda inicial, a temperatura subiu novamente de forma constante até valores termófilos ( $> 55^\circ\text{C}$ ) no prazo de 2-5 dias em ambas as pilhas, atingindo o pico (77°C) no topo da pilha A, duas semanas depois do revolvimento. Após o segundo revolvimento da pilha A, o tempo necessário para atingir temperaturas máximas aumentou em comparação com o primeiro revolvimento, revelando um menor teor de MO

facilmente biodegradável. No dia 147, depois de revolver ambas as pilhas, as temperaturas subiram mais rapidamente na pilha B onde se alcançaram temperaturas superiores a 70°C na parte superior da pilha, porque haveria mais MO facilmente biodegradável nas camadas exteriores da pilha B que foi menos revolvida. O mesmo se verificou após o revolvimento efetuado aos 273 dias de compostagem em que as temperaturas diminuíram progressivamente em ambas as pilhas.

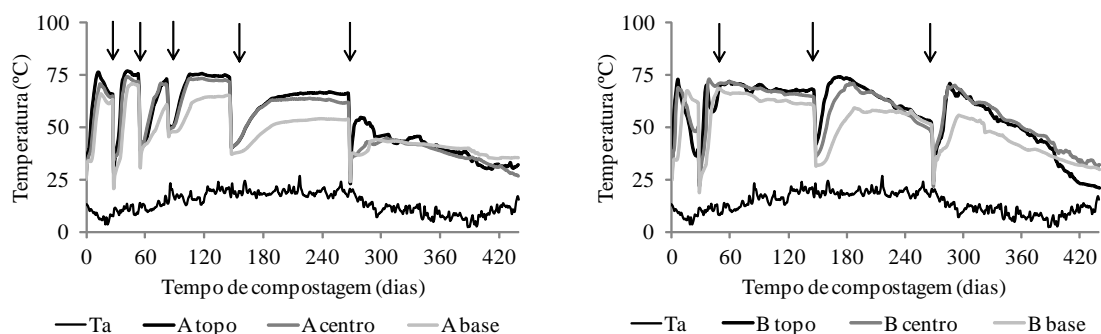


Figura 1. Temperatura das pilhas de compostagem com (A) cinco e (B) três revolvimentos, e temperatura ambiente (Ta). As setas indicam os momentos dos revolvimentos.

As temperaturas no centro e no topo das pilhas foram geralmente superiores em comparação com a base das mesmas (Figura 1), o que pode ser explicado pelo movimento do ar frio que entra pela base e ascende até ao topo das pilhas (Gao, 2010). Contudo, o revolvimento das pilhas terá contribuído para que todo o material fosse sujeito às temperaturas termófilas por muito tempo. Deste modo, as condições de temperatura nas pilhas de acácia satisfizeram o requisito sanitário para os compostados (Wu & Smith, 1999), equivalente a 55 °C durante  $\geq 15$  dias, já que as temperaturas foram mantidas entre 65°C e 75°C durante vários meses, indicando uma elevada quantidade MO biodegradável. O tamanho das pilhas também contribuiu para a produção e retenção de calor, já que as perdas de calor diminuem com a diminuição da superfície específica das pilhas e conseqüentemente com o aumento do seu volume (Füleky, 2010).

O teor inicial de humidade nas pilhas foi de 62% e a compostagem decorreu com uma humidade adequada para a atividade microbiana (Figura 2), considerando que o nível de humidade mais favorável para a compostagem se situa entre 50 e 70% (Kader et al., 2007). A evaporação da água foi compensada pela precipitação ocorrida (as pilhas ficaram destapadas durante a compostagem) e pela água produzida durante o processo de decomposição da MO. O elevado teor de humidade também terá contribuído para a manutenção das temperaturas elevadas nas pilhas de compostagem, porque a humidade favorece a acumulação do calor e a sua retenção na pilha (Petric et al., 2009).

Como conseqüência da degradação e mineralização de ácidos orgânicos e da produção de amónia, o pH aumentou no início do processo (Figura 2). Posteriormente, o pH do material em compostagem tornou-se geralmente alcalino, variando entre 7,1 e 7,8 durante o processo de compostagem. Estes valores de pH não limitam a utilização deste compostado como corretivo do solo, mas poderão limitar a sua utilização como componente de substratos, que frequentemente apresentam valores de pH inferiores (Cáceres, et al. 2006). A condutividade elétrica (CE) de material de acácia foi de 1,5 dS m<sup>-1</sup> no início da compostagem e diminuiu após duas semanas para valores de 0,5-1,3 dS m<sup>-1</sup> (Figura 2). Esta diminuição de CE pode ser explicada pela volatilização de amónia e a precipitação de sais minerais, como sugerido por Gao (2010) e Bustamante et al. (2008). Elevadas concentrações de sais podem causar problemas de fitotoxicidade, sendo o valor da CE do compostado importante na avaliação da adequação e segurança do mesmo para fins agrícolas. Nesta investigação, os valores finais CE de compostados foram muito inferiores ao valor máximo de 3 dS m<sup>-1</sup> recomendado para aplicação de compostados ao solo (Soumaré et al., 2002) e também referido como um CE aceitável para a produção substratos por Cáceres et al. (2006).

A perda de matéria seca (resultados não apresentados) foi de 644 e 642 g kg<sup>-1</sup>, respetivamente, para pilha de A e B, após 420 dias de compostagem. Portanto, o número de revolvimentos não afetou significativamente a perda de biomassa em compostagem. Perdas de massa inferiores foram referidas por Pereira et al. (1998) para a *Acacia longifolia* durante a decomposição no solo (44%, após 16,5 meses). Pelo contrário Baggie et al. (2004) registaram perdas superiores para a *Acacia mangium*, nomeadamente, perdas de cerca de 500 g kg<sup>-1</sup> de massa seca durante 8 semanas de incubação, enquanto no presente estudo, para o mesmo período de tempo, as perdas de massa foram 406 e 385 g kg<sup>-1</sup>, respetivamente, para as pilhas A e B.

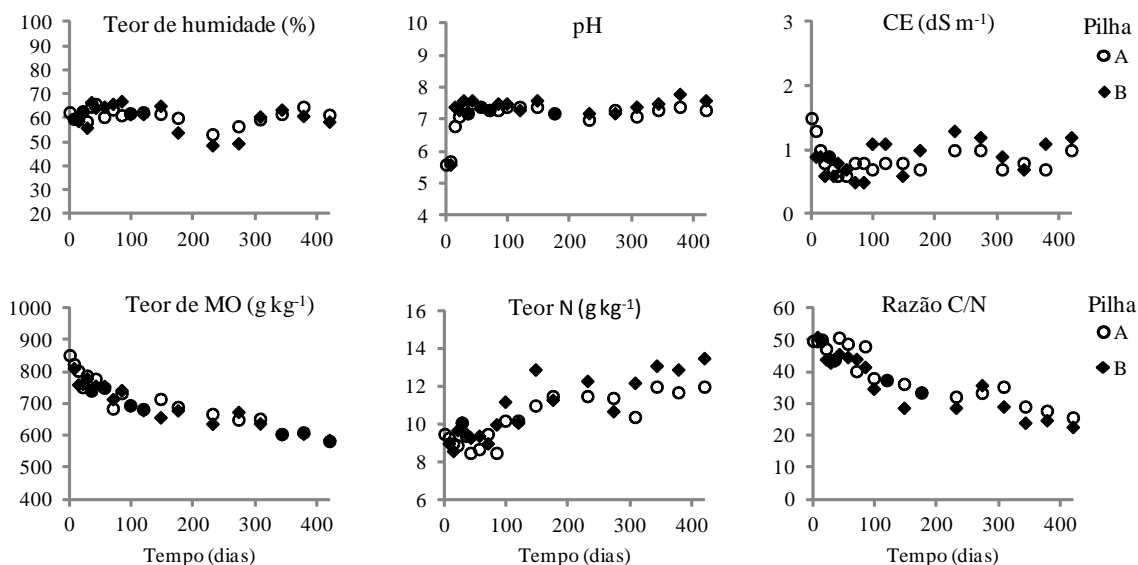


Figura 2. Teor de humidade, pH, condutividade elétrica (CE), teores de matéria orgânica (MO) e de azoto (N) total, e razão carbono/azoto (C/N) das pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.

O teor de MO diminuiu de  $852 \pm 36 \text{ g kg}^{-1}$  no início da compostagem, para  $583\text{-}586 \text{ g kg}^{-1}$  de MO no final da compostagem (Figura 2). As perdas de MO (Figura 3) revelaram duas fases diferentes de degradação da MO. A primeira fase (35 dias) foi indicativa da rápida decomposição do substrato facilmente biodegradável e de uma taxa muito elevada de atividade microbiana. A segunda fase mostrou um ritmo mais lento de degradação da MO, quando permaneciam apenas os substratos mais resistentes à biodegradação. O modelo [5] revelou um melhor ajustamento aos resultados das perdas de MO (valor de  $R^2$  superior) do que o modelo [4]. Estas perdas (Figura 3) revelaram a existência de dois reservatórios de MO biodegradável, ambos com uma fração da MO mineralizável total semelhante, mas com taxas muito distintas de mineralização. No entanto, quando se comparam as perdas de N de ambos os reservatórios (Figura 4), verificou-se que no segundo reservatório essas perdas foram apenas cerca de metade das do primeiro reservatório. O que significa que as perdas de N foram muito elevadas na primeira fase da compostagem e mais reduzidas na segunda fase da compostagem, devido ao ataque microbiano mais lento à MO remanescente, onde predominaria celulose e lenhina em partículas de maior dimensão. As perdas de N não variaram significativamente entre as pilhas A e B, provavelmente porque a diferença de tratamentos foi apenas de dois revolvimentos.

Aproximadamente  $750 \text{ g kg}^{-1}$  da MO dos resíduos de acácia foram mineralizados durante um período de 420 dias de compostagem. Este valor é comparável com outros materiais orgânicos durante a compostagem realizada num período de tempo sempre muito inferior ao considerado neste estudo: (i)  $620\text{-}660 \text{ g kg}^{-1}$  de MO de estrume com palha (Vuorinen & Saharinen, 1997); (ii)  $460\text{-}760 \text{ g kg}^{-1}$  com estrume de bovinos leiteiros com serrim (Michel et al., 2004); (iii)  $630\text{-}670 \text{ g kg}^{-1}$  com a fração sólida do chorume (Brito et al., 2008); e  $645\text{-}672 \text{ g kg}^{-1}$  com estrume de suínos (Zhu et al., 2004).

O aumento no teor de N total durante a compostagem (Figura 2) foi devido ao facto das perdas de N serem inferiores às perdas de MO. Este aumento no teor de N encontra-se bem documentado para diferentes materiais durante a compostagem (de Bertoldi e Civilini, 2006; Brito et al., 2008; Brito et al., 2010). Neste estudo, o teor de N total aumentou de valores iniciais de  $9,5 \pm 0,7 \text{ g kg}^{-1}$  de MS para valores finais de  $12 \text{ g kg}^{-1}$  na pilha A e  $13,5 \text{ g kg}^{-1}$  na pilha B, após 420 dias de compostagem (Figura 2). A razão C/N diminuiu de valores iniciais de  $50 \pm 2,7$  no início do processo para valores finais de 26 e 23, respetivamente, para pilhas A e B (Figura 2). As variações na razão C/N durante a compostagem ocorrem tanto como resultado da mineralização de MO (perda de  $\text{CO}_2$ ) como das perdas de N por volatilização de amónia (de Bertoldi e Civilini, 2006). Portanto, a redução na razão C/N resultou do facto da mineralização da MO ter sido superior às perdas de N por volatilização. A forte diminuição na razão C/N dos compostados finais em comparação com a razão C/N do material original foi indicativa de que compostados estavam num estado avançado de maturação (Larney & Hao, 2007; Zucconi e de Bertoldi, 1987). No entanto, a razão C/N final foi superior à que se verifica frequentemente com outros materiais orgânicos compostados e bem maturados, devido ao elevado teor de lenhina nos resíduos de acácia (Baggie, 2004).



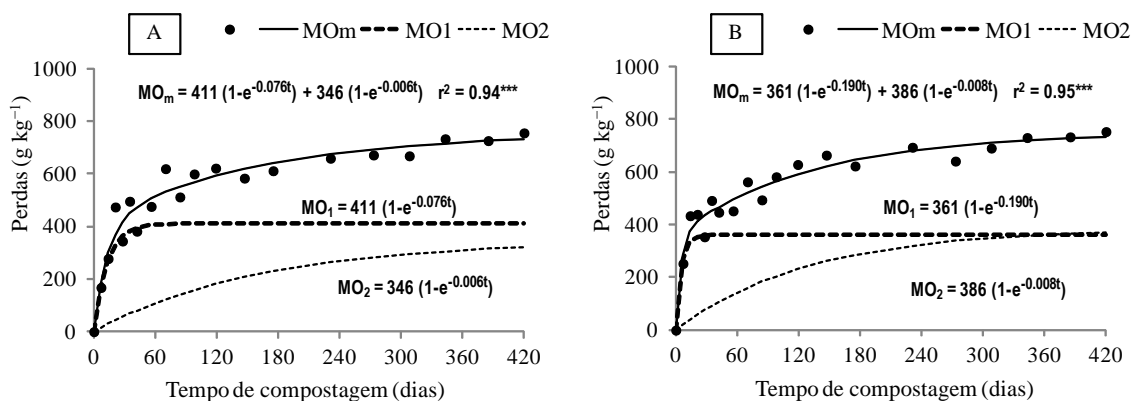


Figura 3. Perdas de matéria orgânica (g kg<sup>-1</sup> de MO inicial) durante a compostagem de arbustos de acácia em pilhas com (A) cinco e (B) três revolvimentos. MO<sub>m</sub> representa a MO mineralizada durante a compostagem, MO<sub>1</sub> e MO<sub>2</sub> são reservatórios de MO de fácil e difícil mineralização, respetivamente, e t o tempo (dias) \*\*\* (P < 0.001).

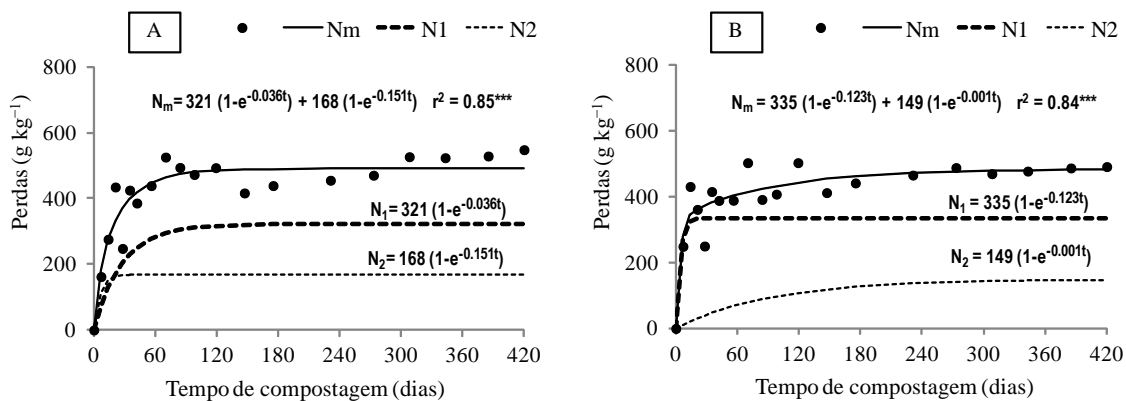


Figura 4. Perdas de de azoto (g kg<sup>-1</sup> de N inicial) durante a compostagem de arbustos de acácia em pilhas com (A) cinco e (B) três revolvimentos. N<sub>m</sub> representa o N mineralizado e perdido durante a compostagem. N<sub>1</sub> e N<sub>2</sub> representam as perdas de N dos reservatórios de fácil e difícil mineralização, respetivamente, e t o tempo (dias).\*\*\* (P < 0.001).

O teor de N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) foi muito reduzido durante o processo de compostagem (resultados não apresentados), com exceção do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> que aumentou significativamente no período final de compostagem. O teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variou geralmente entre 20 e 120 mg kg<sup>-1</sup> MS durante a compostagem, enquanto o teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi geralmente inferior a 10 mg kg<sup>-1</sup> MS até aos 343 dias de compostagem, e aumentou até um valor médio de 325 mg kg<sup>-1</sup> MS no final da compostagem.

A ocorrência de lixiviados não foi observada nas pilhas durante a compostagem, provavelmente devido à grande dimensão das pilhas e consequentemente reduzida superfície específica. Portanto, além de manter as temperaturas elevadas, as pilhas com grande volume podem ser vantajosas por não necessitarem de cobertura, já que a água da chuva é necessária para manter a humidade da pilha e não é demasiada para lixiviar os nutrientes, dentro das condições em que decorreu o presente estudo. Por outro lado, na fase termófila da compostagem, o teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi praticamente negligível, provavelmente porque o N mineral foi imobilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da MO e porque as bactérias responsáveis pela nitrificação são fortemente inibidas por temperaturas superiores a 40°C (Hellmann et al., 1997). Assim, será de esperar que durante a compostagem, as perdas de N por lixiviação de nitratos, fossem praticamente nulas. No entanto, a elevada temperatura e as condições de pH elevado durante a fase termófila, provavelmente, promoveram uma intensa volatilização de amónia, o que explicaria as perdas elevadas de N (484-490 g kg<sup>-1</sup> de N inicial) que ocorreram durante a compostagem (Figura 4), principalmente na fase inicial do processo, quando a degradação da MO e a produção de amónia foi mais intensa.

A reduzida concentração do ião amónio que se verificou durante a compostagem da acácia em comparação com outros estudos, designadamente com resíduos da pecuária intensiva (Brito et al., 2008), poderá ser explicada pela elevada razão C/N dos resíduos de acácia relativamente aos dejetos animais, bem como, às perdas de N na forma de amónia no estado gasoso. Após 343 dias de compostagem, a

concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ultrapassou a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  em ambas as pilhas, sendo a razão  $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$  de 0,16 na pilha A e 0,42 na pilha B no final do período de compostagem. A razão  $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$  tem sido frequentemente utilizada para avaliar a maturação dos compostados, sendo sugeridos valores  $<1$  (Larney & Hao, 2007) e  $<0,5$  (CCQC, 2001) como indicativos de compostados bem estabilizados. Os compostados avaliados neste trabalho alcançaram, portanto, uma razão  $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$  inferior aos valores indicativos para uma boa maturação. No final da compostagem, o teor de  $\text{N-NO}_3^-$  foi superior na pilha A ( $371 \text{ mg kg}^{-1} \text{ MS}$ ) em comparação com a pilha B ( $280 \text{ mg kg}^{-1} \text{ MS}$ ), o que poderá ser explicado pelo maior arejamento da pilha A que sofreu um maior número de revolvimentos. O teor de  $\text{N-NH}_4^+$  no final da compostagem foi inferior ao teor limite de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $400 \text{ mg kg}^{-1} \text{ MS}$  sugerido como indicador de estabilização dos compostados por Zucconi & de Bertoldi (1987).

### Conclusões

Os arbustos de acácia moídos e crivados possuem uma biodegradabilidade e uma estrutura que permite a sua compostagem efetiva, com bom arejamento, como revelaram as temperaturas termófilas que foram atingidas logo após a construção das pilhas e que permaneceram acima de  $65 \text{ }^\circ\text{C}$  por um período suficientemente longo para satisfazer os critérios mais rigorosos para inativação completa de agentes patogénicos.

As perdas de matéria orgânica ( $\approx 750 \text{ g kg}^{-1}$  de MO inicial) foram superiores às perdas de N ( $< 500 \text{ g kg}^{-1}$  de N inicial) e assim a razão C/N diminuiu de um valor inicial de 50 para valores finais de 26 e 23, respetivamente para a pilha com maior e menor frequência de revolvimento.

Este estudo mostrou que o compostado maturado pode ser obtido com material de acácia com um número reduzido de revolvimentos das pilhas, após 420 dias de compostagem, como revela a descida das temperaturas de compostagem, a estabilização na degradação da MO, a diminuição da razão C/N e o aumento do teor  $\text{N-NO}_3^-$  nos compostados finais em comparação com o teor de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Além de estabilização da MO e da higienização do compostado de resíduos de acácia, os resultados indicaram que a compostagem de acácia pode produzir corretivos do solo ricos em MO e com uma baixa CE sendo, no entanto, necessário um longo período de compostagem e maturação dos compostados finais.

### Agradecimentos

Este estudo realizou-se com o apoio dos fundos estruturais da União Europeia, através do projecto I&DT Empresas em Co-Promoção: “Compostagem de espécies invasoras”, CEI\_13584/2010.

### Bibliografia

Baggie, I.; Rowell, D.L.; Robinson, J.S. & Warren, G.P. (2004) - Decomposition and phosphorus release from organic residues as affected by residue quality and added inorganic phosphorus. *Agroforestry Systems* 63: 125-131.

Bernal, M.P.; Alburquerque, J.A. & Moral, R. (2009) - Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.

Brito, L.M.; Coutinho, J. & Smith, S.R. (2008) - Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Bioresource Technology* 99: 8955-8960.

Brito, L.M.; Mourão, I.; Coutinho, J. & Smith, S.R. (2010) - Physicochemical dynamics of composting screw pressed cattle slurry amended with Italian ryegrass straw or gorse bulking agents. *Compost Science & Utilization* 18: 119-126.

Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Marhuenda-Egea, F.C.; Pérez-Espinosa, A.; Bernal, M.P. & Moral, R. (2008). Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72: 551-557.

Cáceres, R.; Flotats, X. & Marfà, O. (2006) - Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management* 26: 1081-1091.

CCQC (2001) - Compost Maturity index. Nevada City, California, Compost Quality Council, 26 p.

CEN (1999) - European Standards - soil improvers and growing media. European Committee for Standardization.

- Coûteaux, M.M.; Bottner, P. & Berg, B. (1995) - Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 63-66.
- de Bertoldi, M. & Civilini, M. (2006) - High Rate Composting with Innovative Process Control. *Compost Science & Utilization* 14: 290-295.
- Füleky, G. (2010) - Composting to recycle biowaste. In: Lichtfouse, E. (Ed.), *Sociology, organic farming, climate change and soil science*. Springer, Dijon, France, pp. 319-346.
- Gallardo A. & Merino J. (1999) - Control of leaf litter decomposition rate in a Mediterranean shrubland as indicated by N, P and lignin concentrations. *Pedobiologia*, 43: 64-72.
- Gonçalves, M.S. & Baptista, M. (2001) - Proposta de regulamentação sobre qualidade do compostado para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP, Lisboa.
- Handreck, K.A. & Black, N.D. (2005) - *Growing media for ornamental plants and turf*. UNSW Press, Sidney, Australia.
- Hellmann, B.; Zelles, L.; Palojarvi, A. & Bai, K. (1997) - Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 1011-18.
- Jiménez, E.I. & Garcia, V.P. (1989) - Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes* 27: 115-142.
- Kader, N.A.; Robin, P.; Paillat, J.M. & Leterme, P. (2007) - Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* 98: 2619-2628.
- Larney, F.J. & Hao, X. (2007) - A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98: 3221-3227.
- Lindsay, E.A. & French K. (2004) - *Chrysanthemoides monilifera* ssp. *rotundata* invasion alters decomposition rates in coastal areas of south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 198: 387-399
- Marchante, E.; Kjølterb, A.; Struweb, S. & Freitas, H. (2008) - Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 2563-2568.
- Michel Jr., F.C.; Pecchia, J.A.; Rigot, J. & Keener, H.M. (2004) - Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Science & Utilization* 12: 323-334.
- Molina, J.A.E.; Clapp, C.E. & Larson, W.E. (1980) - Potentially mineralizable nitrogen in soil: The simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. *Soil Science Society of America Journal* 44:442-443.
- Paredes, C.; Roig, A.; Bernal, M.P.; Sánchez-Monedero, M.A. & Cegarra, J. (2000) - Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biological Fertility of Soils* 20: 222-227.
- Pereira, A.P.; Graca, M.A.S. & Molles, M. (1998) - Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. *Pedobiologia* 42: 316-327
- Petric, I.; Sestan, A. & Sestan, I. (2009) - Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering* 104:125-134.
- Serramiá, N.; Sánchez-Monedero, M.A.; Fernández-Hernández, A.; Civantos, C. & Roiga, A. (2010). Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. *Waste Management* 30: 1939-1947.
- Stevenson, F.J. (1994) - *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley and Sons Inc.
- Soumaré, M.; Demeyer, A.; Tack, F.M.G. & Verloo, M.G. (2002) - Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology* 81: 97-101.
- Tang, J.C.; Shibata, A.; Zhou, Q. & Katayama, A. (2007) - Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. *Journal Bioscience and Bioengineering*, 104: 321-328.



Tchobanoglous, G.; Burton, F.L. & Stensel, H.D. (2003) - Wastewater engineering: treatment and reuse. New York: Metcalf & Eddy Inc. (Ed.), McGraw-Hill.

Vuorinen, A.H. & Saharinen, M.H. (1997) - Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system. *Agricultural Ecosystems and Environment* 83: 189–194.

Zhu, N.; Changyan, D.; Yuanzhu, X. & Huiyue, Q. (2004) - Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Bioresource Technology* 95:319-326.

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