

Compostagem *versus* vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem

Composting versus vermicomposting: comparison of techniques using vegetal waste, cattle manure and sawdust

Jussara Aparecida de Oliveira Cotta¹, Nayhana Lara Chaves Carvalho²,
Túlio da Silva Brum³, Maria Olímpia de Oliveira Rezende⁴

RESUMO

Neste trabalho, o enfoque foi a integração dos processos de compostagem e vermicompostagem para otimizar a reciclagem de resíduos sólidos. Cada tratamento recebeu um volume total de 40 cm³ de resíduos. Os experimentos foram realizados em duas etapas: a primeira constituiu-se na pré-compostagem de resíduos sólidos vegetais (RV), com adição de esterco ou serragem de madeira. A irrigação e o revestimento das leiras nessa etapa foram realizados depois de 7, 14, 21 e 28 dias do início, e a temperatura foi monitorada. Na segunda etapa foram testados os tratamentos obtidos da primeira etapa com e sem minhocas. Os experimentos foram colocados em caixas de compensado de 60 cm³ de dimensão, e os tratamentos sem minhocas foram dispostos em leiras e revolvidos a cada 7 dias. Nos tratamentos com minhocas foram adicionadas de 200 a 400 minhocas adultas da espécie *Eisenia foetida*. O processo foi acompanhado por meio de análises de C/N, variação de temperatura, grau de umidade, pH, matéria orgânica (MO) total, carbono total, teor de ácidos húmicos, nitrogênio total, fósforo e potássio. Na primeira etapa do processo, que constitui a termoestabilização dos resíduos nos diferentes tratamentos, a temperatura máxima atingida foi de 35, 53 e 51°C no 14º dia, respectivamente nos tratamentos RV, resíduos vegetais+serragem de madeira (RVM) e resíduos vegetais+esterco (RVE). Na segunda etapa, após 56 dias, a massa em degradação atingiu a temperatura ambiente, sendo, então, deixada para maturar por 98 dias. O pH final ficou na faixa de 6,74 a 8,90. A relação C/N inicial dos tratamentos RVE e RVM foi 34/1 e 184/1, e chegou a 17/1 e 34/1 após 98 dias utilizando a vermicompostagem.

Palavras-chave: reciclagem; resíduos orgânicos; minhocas.

ABSTRACT

In this work, the focus was for the integration of composting and vermicomposting processes to optimize the recycling of solid wastes. Each treatment received a total volume of 40 cm³ of waste. The experiments were conducted in two stages: the first consisted in pre-composting solid waste vegetables with addition of manure or sawdust. The irrigation and coating of windrows at this stage were conducted after 7, 14, 21 and 28 days from the beginning, and the temperature was monitored. In the second stage, the treatments obtained from the first stage were tested with and without earthworms. The experiments were placed in wooden boxes of 60 cm³ in size, and the treatments without earthworms were placed in windrows and scrambled every 7 days. In the treatments with earthworms were added 200-400 adult worms, *Eisenia foetida*. During the process the C/N ratio, temperature variation, moisture content, pH, total organic matter, total carbon, humic acid content, total nitrogen, phosphorus and potassium were evaluated. In the first stage of the process, which is the thermal stabilization of residues in the different treatments, the maximum temperature reached 35, 53 and 51°C on the 14th day, respectively in RV, RVM e RVE treatments. In the second stage, after 56 days, the ambient temperature was reached; the organic wastes were then laid to reach full maturity for 98 more days. The final pH was in the range from 6.74 to 8.90. The C/N ratio of the RVE treatment and the RVM treatment was initially around 34/1 and 184/1 and after 98 days they was around 17/1 and 34/1 using the vermicomposting.

Keywords: recycling; organic waste; earthworms.

¹Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutora em Ciências pela Universidade de São Paulo (USP). Docente da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) - João Monlevade (MG), Brasil.

²Engenheira Ambiental pela UEMG - João Monlevade (MG), Brasil.

³Engenheiro Ambiental pela UEMG - João Monlevade (MG), Brasil.

⁴Docente do Instituto de Química de São Carlos da USP - São Carlos (SP), Brasil.

Endereço para correspondência: Jussara de Oliveira Cotta - Avenida Brasília, 1.304, Centro - 35930-314 - João Monlevade (MG), Brasil - E-mail: japcotta@hotmail.com

Recebido: 19/02/13 - **Aceito:** 12/05/14 - **Reg. ABES:** 111864

INTRODUÇÃO

Mais da metade das cidades brasileiras (VIEIRA, 2001) não possuem métodos de disposição adequados para os seus resíduos sólidos, depositando-os ainda em lixões ou aterros controlados, os quais são fonte de expressiva degradação ambiental. Nesse cenário, os resíduos orgânicos constituem-se na principal fonte de impactos ambientais, pois produzem o lixiviado na sua decomposição.

Por sua vez, os resíduos sólidos orgânicos são materiais biodegradáveis cuja reciclagem auxilia na retenção de umidade e na melhoria da textura do solo, além de fornecer macro e micronutrientes às plantas (DORES-SILVA *et al.*, 2013a) e diminuir o *input* de CO₂ na atmosfera. A reciclagem dos resíduos orgânicos por meio do processo de compostagem tem se constituído no principal meio de retirada da grande quantidade desses resíduos de aterros sanitários, uma vez que, no Brasil, a fração orgânica é de aproximadamente 50% (MARAGNO, 2007). Além disso, o aumento do custo dos fertilizantes comerciais e a crescente poluição ambiental fazem do uso de resíduos orgânicos na agricultura uma opção atrativa do ponto de vista econômico, em razão da ciclagem de carbono e de nutrientes (MELO *et al.*, 2008; LOUREIRO *et al.*, 2007).

A preocupação cada vez mais frequente com os impactos ambientais gerados pelo aumento de resíduos sólidos orgânicos tem estimulado o interesse pela diversificação na produção de composto e vermicomposto em maiores escalas (ELVIRA *et al.*, 1998; EDWARDS, 1995; VALENTE *et al.*, 2009). A compostagem e a vermicompostagem são técnicas idealizadas para se obter mais rapidamente e em melhores condições a desejada estabilização da matéria orgânica (MO). A compostagem é um processo biológico de decomposição aeróbia controlada, por meio da ação de microrganismos, e de estabilização da MO crua em condições que permitem o desenvolvimento de processos termofílicos, resultantes de uma produção calorífica de origem biológica. Durante a estabilização da MO em substâncias húmicas há a formação de um produto mais estável, com propriedades completamente diferentes do material que lhe deu origem (VALENTE *et al.*, 2009; CORRÊA *et al.*, 2007).

Kiehl (2004) afirma que a compostagem é um processo controlado de decomposição microbiana, de oxidação e de oxigenação de uma massa heterogênea de MO no estado sólido e úmido, compreendendo uma fase inicial rápida mesofílica, que se caracteriza por células microbianas em estado de latência, porém com uma intensa atividade metabólica, apresentando uma elevada síntese de DNA de enzimas. Posteriormente, ocorre uma fase de bioestabilização, atingindo finalmente a terceira fase, em que ocorre a humificação ou maturação, acompanhada da mineralização de determinados componentes da MO, como nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio, que passam da forma orgânica para a inorgânica, ficando disponíveis às plantas (KIEHL, 1985; CORRÊA, 2003 *apud* VALENTE *et al.*, 2009).

Segundo Miller (1992), a predominância de determinadas espécies de microrganismos e a sua atividade metabólica determinam a fase em que se encontra o processo de compostagem. Corrêa *et al.* (1982) *apud* Valente *et al.* (2009) afirmam que no início da decomposição dos resíduos orgânicos, na fase mesófila, predominam bactérias, que são responsáveis pela quebra inicial da MO, promovendo a liberação de calor na massa em compostagem. Nesta fase ocorre também a atuação de fungos, que são seres heterotróficos, pois utilizam a MO sintetizada pelas bactérias e por outros microrganismos como fonte de energia (PEREIRA NETO, 2007). Esses microrganismos são produtores de ácidos, que degradam as proteínas, os amidos e os açúcares (TURNER, 2002). Segundo Rodrigues *et al.* (2006), os microrganismos mesófilos utilizam os componentes solúveis e rapidamente degradáveis da MO. Sendo assim, como o metabolismo dos microrganismos é exotérmico, parte do calor gerado durante a oxidação da MO acumula-se no interior da leira (TANG *et al.*, 2002), elevando a temperatura de 25 para 40–45°C, em um período de 2 a 3 dias (KIEHL, 1985), sendo que quando a temperatura atinge valores acima dos 45°C, a atividade microbiológica mesofílica é suprimida pela implantação da comunidade microbiana termofílica (TIQUIA, 2005). Com o aumento da temperatura, devido à liberação de calor, ocorre a morte de microrganismos mesófilos, havendo a multiplicação de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos. Na fase termófila ocorre a máxima decomposição dos compostos orgânicos, sendo considerada a fase de degradação ativa de polissacarídeos, transformando-os em subprodutos que serão utilizados pela microbiota (PEREIRA NETO, 2007). As bactérias degradam os lipídeos e as frações de hemicelulose, enquanto a celulose e a lignina são decompostas pelos actinomicetos e fungos (KIEHL, 1985; VALENTE *et al.*, 2009). À medida que os estoques de C são exauridos, a temperatura decresce gradualmente, até igualar-se à temperatura ambiente (VINNERAS & JONSSON, 2002). Nessa fase surgem novamente as comunidades mesófilas, que irão atuar na humificação do composto por meio da degradação de compostos mais resistentes, como a hemicelulose e a lignina (TUOMELA *et al.*, 2000). Já a bio-oxidação e estabilização da MO, resultante da ação combinada de minhocas e da microflora que vive em seu trato digestivo, é definida como vermicompostagem (EDWARDS & FLETCHER, 1988; AQUINO *et al.*, 1992). Embora os microrganismos sejam responsáveis pela degradação bioquímica da MO, minhocas influenciam física e bioquimicamente o processo (NADDAFI *et al.*, 2004). A estabilização da MO é alcançada pelo metabolismo de algumas espécies de minhocas ao se alimentarem desse material. As minhocas ingerem rapidamente a MO, transformando-a em um composto de melhor qualidade do que os produzidos pelo método tradicional de compostagem. A vermicompostagem tem a vantagem de ter um baixo custo de capital e de operação, simplicidade de ação e

eficiência relativamente alta. A acelerada humificação do vermicomposto reflete em um decréscimo da relação C/N e aumento de nutrientes minerais (N, P e K) e está relacionada com a mineralização da MO pelas minhocas (ATIYEH *et al.*, 2001).

A escolha das minhocas é um aspecto importante na evolução da tecnologia de vermicompostagem. Dentre mais de 3.000 espécies conhecidas no mundo (SHARMA *et al.*, 2005), a *Eisenia foetida* é a mais utilizada pelo fato de sua ampla distribuição, pela larga faixa de tolerância à variação de temperatura e por viver em resíduos orgânicos com diferentes graus de umidade, além de ser bastante resistente ao manuseio. São amplamente utilizadas na vermicompostagem porque, além de se alimentarem de resíduos orgânicos, têm elevada capacidade reprodutiva e apresentam crescimento rápido (AQUINO & NOGUEIRA, 2001; PEREIRA *et al.*, 2005). Nos processos de vermicompostagem é importante preocupar-se com a qualidade e a quantidade do material em relação ao número de minhocas (EDWARDS, 1988; REINECKE & VILJEN, 1990). A qualidade e a quantidade dos alimentos disponibilizados nos resíduos influenciam no tamanho e na velocidade de crescimento da minhoca e na produção de coprólitos (SHARMA *et al.*, 2005; DORES-SILVA *et al.*, 2013b). A digestão da MO (anaeróbia ou anaeróbia) ocorre com elevação da temperatura, devido ao desenvolvimento dos microrganismos. Com essa elevação da temperatura, as minhocas fogem, por isso a necessidade da pré-compostagem (ABNT, 1987).

Durante a digestão da MO por microrganismos haverá liberação de elementos químicos, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, os quais deixam a forma orgânica, dita imobilizada, para passar à forma de nutrientes para as plantas. Durante o processo de decomposição da MO uma grande quantidade de substâncias é formada para gerar as células microbianas. Essas substâncias serão, por morte dos microrganismos, atacadas por outros organismos, ocorrendo uma reciclagem até um ponto em que a MO original se transforme em MO lábil, de mais fácil assimilação pela rizosfera, que forneça compostos minerais simples. Essa transformação é denominada mineralização da MO. Alguns componentes da MO são utilizados pelos microrganismos para formação de seus tecidos, outros são volatilizados e outros são transformados biologicamente em uma substância escura, uniforme com consistência amanteigada e aspecto de massa amorfa, rica em partículas coloidais, proporcionando a esse novo material formado propriedades físicas, químicas e físico-químicas inteiramente diferentes da matéria-prima original. A essa substância dá-se a denominação de húmus. Parte do húmus forma com a água uma suspensão coloidal, e outra parte é solúvel em álcalis (KIEHL, 1985).

A utilização da MO fresca não é aconselhável, devido aos valores mais altos da relação C/N e ao excesso de componentes orgânicos tóxicos. As minhocas desenvolvem-se bem com uma alimentação relativamente

rica em nitrogênio proteico; devido a esse fato elas preferem os resíduos de origem animal aos de origem vegetal. Contudo, resíduos com teores elevados de proteína devem ser evitados por serem altamente fermentáveis no intestino da minhoca, provocando sua morte. A MO fibrosa, rica em carbono, apresenta uma relação C/N de 70/1 a 90/1, o que dificulta sua decomposição pelas bactérias. Dessa forma, é necessária a inclusão do esterco, que é rico em nitrogênio e tem a função de baixar a relação C/N em níveis ideais para o desenvolvimento das bactérias (THOMSEN, 2000).

Os resíduos não são igualmente atacados nem se decompõem inteiramente de uma só vez. Seus vários constituintes são decompostos em diferentes estágios, com diferentes intensidades e por diferentes populações de microrganismos. Assim, os açúcares, os amidos e as proteínas solúveis, de mais fácil decomposição, são os compostos atacados em primeiro lugar, seguidos de certas hemiceluloses e demais proteínas. A celulose, algumas hemiceluloses, os óleos, as gorduras, as resinas e outros constituintes das plantas são decompostos mais demoradamente e por organismos específicos. A lignina, certas graxas e os taninos são matérias consideradas mais resistentes à decomposição (KIEHL, 1985).

Outro fator de suma importância é o tamanho das partículas a serem compostadas. Partículas muito pequenas causam compactação excessiva da massa, e partículas muito grandes, a diminuição da velocidade de transformação, isso pode ser evitado com a trituração dos resíduos ou o acréscimo de pedaços de madeira. Para Fernandes e Silva (1999), o tamanho ideal das partículas varia entre 2,5 a 7,5 cm, mas para Bidone e Povinelli (1999), o tamanho ideal das partículas está entre 1 e 5 cm.

O tempo necessário para que se processe a decomposição e, conseqüentemente, a mineralização desses resíduos orgânicos ao longo dos processos de compostagem e vermicompostagem depende da relação C/N, como de outras naturezas físicas e químicas da matéria-prima. A aeração é classificada como o principal mecanismo capaz de evitar altos índices de temperatura durante o processo de compostagem, aumentar a velocidade de oxidação, diminuir a liberação de odores e reduzir o excesso de umidade de um material em decomposição. Quando se busca a compostagem como tratamento de resíduos orgânicos, procura-se oferecer um ambiente aeróbio para que os microrganismos se desenvolvam, diminuindo, assim, a emissão de odores e de gases causadores do efeito estufa, como o metano e o óxido nitroso. Além disso, a presença de oxigênio na massa faz com que ocorra uma decomposição mais rápida da MO. Dessa forma, o revolvimento nas leiras diminui o tempo de compostagem (KIEHL, 2004).

A concentração de nitrogênio e a relação atômica C/N são os principais fatores que determinam a habilidade na liberação do nitrogênio dos resíduos. Relações muito baixas causam perdas praticamente

inevitáveis de nitrogênio na forma de amônia, enquanto os valores mais altos tornam o processo mais prolongado. Já as partículas maiores necessitam de maior prazo para ser decompostas, o excesso de umidade retarda o processo e a falta de água paralisa o processo, dados apontam uma relação entre o tempo de compostagem, a temperatura e o pH. Então, para que o processo de decomposição seja bem-sucedido, a matéria-prima deve ter um balanço da relação C/N favorável ao metabolismo dos organismos que vão efetuar sua biodigestão, deve-se facilitar a digestão dessa matéria-prima dispondo-a em local adequado, controlando a umidade, a temperatura e os demais fatores, conforme o caso requerer.

Segundo Fernandes e Silva (1999) e Bidone e Povinelli (1999), o equilíbrio da compostagem é mais bem caracterizado pela relação C/N, pois os microrganismos heterotróficos necessitam de nitrogênio para síntese de proteína e de carbono como fonte de energia. A relação C/N deve ser determinada no material a ser compostado, para efeito de balanço de nutrientes, e também no produto final, para efeito de qualidade do composto. O tempo necessário para que se processe a decomposição e a mineralização é, em grande parte, determinado pela concentração de N da MO. Contudo, deve-se salientar que a qualidade do C a ser digerido também interfere na velocidade e na quantidade de carbono que será transformado em CO₂ durante a compostagem (VALENTE *et al.*, 2009). O favorecimento da respiração microbiana e do desenvolvimento da população de bactérias devido ao excremento das minhocas está diretamente associado à transformação microbiana do nitrogênio, indicando uma elevada atividade de nitrificação e desnitrificação (PARKIN; BERRY, 1999).

Diversos pesquisadores indicam que a atividade microbiana em processos aeróbios utiliza de 15 a 30 partes de carbono para cada parte de nitrogênio, mantendo uma razão C/N aproximadamente entre 15/1 e 30/1 (VALENTE *et al.*, 2009). Semelhantemente, a relação de proporcionalidade ideal para facilitar a decomposição do resíduo pelas minhocas e microrganismos é de 30 partes de carbono para cada parte de nitrogênio (30/1); se a proporção não estiver adequada e assumir valores menores do que o recomendado, ocorre a perda de nitrogênio pela volatilização da amônia, conforme já mencionado; se houver excesso de carbono, haverá falta de nitrogênio, o que resulta na retirada do nitrogênio do solo, retardando o processo. De acordo com estudos realizados por Aquino *et al.* (1994), Elvira *et al.* (1996a) e Elvira *et al.* (1996b), esses valores devem ser controlados por meio da pré-compostagem ou pelas misturas de material a ser utilizado na vermicompostagem.

Leles *et al.* (1999) observaram que a manutenção do teor de umidade na faixa entre 45 e 55% proporciona a maximização da velocidade de degradação, a redução dos impactos ambientais associados ao processo e a eliminação dos organismos patogênicos. Já segundo Valente *et al.* (2009), a umidade é indispensável para a atividade

metabólica e fisiológica dos microrganismos, sendo que a considerada ideal para a compostagem varia entre 50 e 60%.

Segundo Valente *et al.* (2009), os materiais com 30% de umidade inibem a atividade microbiana, sendo que um meio com umidade acima de 65% proporciona uma decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes. O excesso de umidade reduz a penetração de oxigênio na leira, uma vez que a MO decomposta é hidrófila e as moléculas de água se aderem fortemente à superfície das partículas, saturando os seus micro e macroporos, o que afeta as propriedades físicas e químicas do composto. A umidade interfere também indiretamente na temperatura do processo de compostagem, que é uma consequência da atividade metabólica dos microrganismos, que ocorre na fase aquosa. Os autores também afirmam que a umidade tem, portanto, com a aeração, o pH, a relação C/N, a granulometria do material e as dimensões das leiras, um efeito direto sobre o desenvolvimento de microrganismos e indireto sobre a temperatura do processo de compostagem, sendo que a considerada ótima varia em função do tipo de material a ser compostado e do material celulósico utilizado.

Vários são os fatores que influem nesse processo e muitos deles podem ser monitorados utilizando-se técnicas adequadas (MARAGNO *et al.*, 2007). A velocidade e o grau de decomposição dos resíduos vegetais e animais podem ser medidos de várias maneiras: pela quantidade de gás carbônico desprendido, pelo consumo de certos componentes como os açúcares, os amidos e as celulosas, e pela transformação de nitrogênio orgânico em amônio, nitrito e nitrato. As análises químicas em laboratório ou os testes rápidos de campo permitem que se acompanhe o grau de transformação que esses materiais vão sofrendo durante o processo de decomposição. A diminuição do conteúdo de MO e, conseqüentemente, o aumento do teor de cinzas que ocorre no processo, devido à simultânea humificação e mineralização dos restos orgânicos, são outras maneiras de se acompanhar a decomposição. A fertilidade é geralmente avaliada pela análise dos macro e micronutrientes, da relação C/N e da capacidade de troca catiônica (CTC) (KIEHL, 1985). As cargas negativas, responsáveis pelo aumento da CTC, estão presentes nos grupos funcionais carboxílicos (-COOH), fenólicos (-OH), álcoois (-OH) e metoxílicos (-OCH₃) dos ácidos orgânicos presentes no húmus e dependem do pH do meio (ABREU JR. *et al.*, 2001).

Características físicas, como cor, odor e temperatura, fornecem uma ideia geral do estágio de decomposição atingido, porém não são acuradas para se estimar o grau de maturação dos resíduos. Por isso, métodos químicos são amplamente utilizados, incluindo medidas da relação C/N, teor de N inorgânico, capacidade de troca de cátions, bem como o uso de índices do grau de humificação da MO. Do mesmo modo, Melo *et al.* (2008) sugerem o uso de diferentes índices de maturação ou de estabilidade química de resíduos, como: relação C/N, índice de

humificação, índice de germinação de sementes e avaliação do teor e relação de ácidos húmicos e fração húmica.

O emprego de esterco animal, como de bovinos, equinos, caprinos, suínos e ovinos, para a vermicompostagem é uma prática mundialmente comum, pois é um método economicamente interessante de aproveitamento de resíduos gerados no próprio campo (HARRIS *et al.*, 1990; LOH *et al.*, 2005). A produção de minhocas é semelhante, independentemente da origem do esterco empregado (RODRIGUES *et al.*, 2003). No entanto, o esterco bovino, devido à facilidade de ser obtido, vem se constituindo na principal fonte de matéria-prima para essa atividade (TEIXEIRA, 1996).

De acordo com Gunadi *et al.* (2002), muitos estudos têm usado matéria-prima fresca, mas o grau de estabilização ou a pré-compostagem do resíduo determina a velocidade e a qualidade do vermicomposto. Usar resíduo fresco é possível, desde que se coloque em um intervalo de um dia a quantidade de resíduos frescos que as minhocas têm condições de digerir no mesmo intervalo de tempo. Uma minhoca ingere a quantidade de resíduos por dia equivalente ao seu peso. Procedeu-se dessa forma, pois a pré-compostagem é um passo importante para reduzir a mortalidade das minhocas devido à presença de elementos tóxicos, como amônia, nos esterco de animais e ácidos em esterco verde e ao aumento de temperatura durante os estágios iniciais de compostagem (GUNADI *et al.*, 2003). A espécie *Eisenia foetida* tem a habilidade de converter resíduos orgânicos pouco decompostos em material estabilizado. Já outras espécies precisam de material em estágio mais avançado de decomposição. Considerando a necessidade de se dar destino adequado a certos resíduos orgânicos, sejam eles industriais ou domiciliares, e a importância de um maior conhecimento sobre as características desses resíduos após passarem por processos de compostagem e vermicompostagem, foram avaliados neste trabalho o composto e o vermicomposto gerados pela mistura de resíduos via suas características químicas e físicas. Foi realizada a compostagem em conjunto com a vermicompostagem com o objetivo de comparar os dois métodos quanto ao produto final e seu potencial fertilizante.

METODOLOGIA

Todos os experimentos foram realizados no *campus* da Faculdade de Engenharia da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG), no município de João Monlevade (MG). Os experimentos foram conduzidos em duas etapas: a primeira constituiu-se na compostagem de resíduos sólidos vegetais (RV), recolhidos de um hipermercado da mesma cidade, com adição de esterco ou serragem de madeira. Os experimentos utilizando mistura de resíduos foram realizados em proporções iguais (v/v). O volume total de resíduos utilizados na montagem de cada leira foi de 40 cm³. O delineamento experimental adotado foi o

inteiramente casualizado, com três repetições. As leiras foram cobertas com palha de restos de capina.

A irrigação e o revolvimento das leiras na primeira etapa foram realizados depois de 7, 14, 21 e 28 dias do início do experimento. A temperatura foi monitorada entre 45 e 55°C e medida antes da irrigação e do revolvimento das leiras.

Na segunda etapa foram testados os tratamentos obtidos da primeira etapa com e sem adição de minhocas. O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com três repetições, no esquema de parcelas subdivididas no tempo. Os experimentos com adição de minhocas foram colocados em caixas de compensado de 60 cm³ de dimensão, cobertas com restos de capina para manter a umidade do ambiente, e sem revolvimento das leiras, já que as minhocas realizam essa ação de aeração. Já os experimentos sem minhocas foram colocados em caixas de mesma dimensão, mas dispostos em leiras e revolvidos a cada 7 dias. Nos tratamentos com minhocas foram adicionadas de 200 a 400 minhocas adultas da espécie *Eisenia foetida* (Tabela 1). A biomassa desses indivíduos estava entre 0,3 a 0,6 g e com clitelo desenvolvido. A Tabela 2 traz a descrição e a identificação de cada tipo de tratamento efetuado.

A coleta das amostras, antes de realizar o processo de irrigação e o revolvimento, foi feita retirando-se amostras em 3 pontos distintos a cada 7 dias até o 28º dia da primeira etapa e até o 70º dia da segunda etapa, mantendo-as em geladeira a 4°C.

As amostras foram caracterizadas segundo os seguintes parâmetros: umidade, pH, MO total, CTC, carbono total, teor de ácidos húmicos, nitrogênio total, fósforo, potássio, análise elementar (C, H, S, N, O) e relação C/N.

Para determinar a umidade (CLAESSEN, 1997), a amostra *in natura* foi levada à estufa por 24 horas a 100–110°C.

A MO foi determinada por perda de massa aquecida a 500°C durante 4 horas, em mufla, por meio da pesagem de 10 g de cada resíduo previamente seco em estufa a 100°C (MELO *et al.*, 2008).

Para as demais análises, as amostras foram secas em estufa a aproximadamente 50°C por 24 horas, trituradas e peneiradas (<0,25 mm).

Para a determinação do pH, as amostras foram suspensas em uma solução de CaCl₂ 0,01 mol.L⁻¹, com agitação ocasional (CLAESSEN, 1997). A CTC efetiva constitui a soma dos cátions metálicos totais trocáveis (bases)+acidez efetiva (H+Al). A acidez efetiva (H+Al) é determinada pela liberação da reação com solução não tamponada de KCl e titulada com solução de hidróxido de sódio padronizada. Já a determinação dos cátions metálicos totais trocáveis baseia-se no deslocamento dos cátions metálicos trocáveis dos componentes da amostra pelo próton do CH₃COOH. Medi-se cuidadosamente a variação de pH ocorrida, determinando-se a quantidade de íons H⁺ deslocados. Os cátions metálicos totais trocáveis correspondem à soma dos íons Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺ (RAIJ *et al.*, 1996).

Tabela 1 - Volumes de substrato utilizados na montagem das caixas de compostagem e vermicompostagem.

| Caixa | Ingredientes (cm ³) | | | Minhocas (Unid.) |
|-------|---------------------------------|--------------------------------|--|------------------|
| | Resíduo sólido vegetal | Resíduo sólido vegetal+esterco | Resíduo sólido vegetal+serragem de madeira | |
| 1 | 4 | - | - | 200 |
| 2 | 4 | - | - | - |
| 3 | - | 8 | - | 300 |
| 4 | - | 8 | - | - |
| 5 | - | - | 14 | 400 |
| 6 | - | - | 14 | - |

Tabela 2 - Descrição e identificação de cada um dos tipos de tratamento.

| Etapa | Tratamento | Sigla |
|----------|--|-------|
| Primeira | Resíduo sólido vegetal | RV |
| | Resíduo sólido vegetal+esterco | RVE |
| | Resíduo sólido vegetal+serragem de madeira | RVM |
| Segunda | Resíduo sólido vegetal sem minhoca (compostado) | RVC |
| | Resíduo sólido vegetal+esterco sem minhoca (compostado) | RVEC |
| | Resíduo sólido vegetal+serragem de madeira sem minhoca (compostado) | RVMC |
| | Resíduo sólido vegetal com minhoca (vermicompostado) | RVV |
| | Resíduo sólido vegetal+esterco com minhoca (vermicompostado) | RVEV |
| | Resíduo sólido vegetal+serragem de madeira com minhoca (vermicompostado) | RVMV |

RV: resíduos sólidos vegetais; RVE: resíduos vegetais+esterco; RVM: resíduos vegetais+serragem de madeira; RVC: resíduo sólido vegetal sem minhoca (compostado); RVEC: resíduo sólido vegetal+esterco sem minhoca (compostado); RVMC: resíduo sólido vegetal+serragem de madeira sem minhoca (compostado); RVV: resíduo sólido vegetal com minhoca (vermicompostado); RVEV: resíduo sólido vegetal+esterco com minhoca (vermicompostado); RVMV: resíduo sólido vegetal+serragem de madeira com minhoca (vermicompostado).

O carbono orgânico foi determinado utilizando um aparelho carbono total, modelo TOC-V_{CPH}, acoplado ao módulo de amostras sólidas, modelo SSM-5000A, marca SHIMADZU, com detector de combustão. As curvas analíticas foram construídas com padrão de biftalato de potássio, para análise de carbono total, e carbonato de sódio anidro, para análise de carbono inorgânico das amostras. Foram pesados aproximadamente 100 mg de amostra do composto e do vermicomposto. Nas análises de carbono total, as amostras foram oxidadas a 900°C, utilizando-se uma vazão de O₂ de 0,5 L.min⁻¹. Nas análises de carbono inorgânico, as amostras foram acidificadas com ácido fosfórico e aquecidas a 200°C (vazão de O₂ de 0,5 L.min⁻¹). Determinou-se o carbono total e inorgânico e, por diferença, calculou-se o valor do carbono orgânico total das amostras.

Para a determinação de nitrogênio e fósforo, 0,5 g de amostra foi transferido para o digestor Digesdahl (a esse valor foram adicionados 5 mL de ácido sulfúrico concentrado); posteriormente,

elevou-se a temperatura a 400°C. Quando a amostra começou a ferver, observando-se um começo de refluxo, esperou-se um tempo de 15 minutos para ocorrer a digestão, adicionando-se 5 mL de peróxido de hidrogênio e esperando-se 5 minutos a mesma temperatura. Após o resfriamento das amostras, estas foram transferidas para um balão volumétrico de 100 mL e completado o volume com água destilada. Foi utilizado o aparelho Spectrophotometer, modelo DR/2500, marca HACH, para as determinações das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, segundo o método Nessler, e das concentrações de fósforo, segundo o método 4500-P. O branco foi feito nas mesmas condições, retirando somente a amostra.

A concentração de potássio na amostra foi determinada por espectrometria de absorção atômica com polarizador Zeeman, modelo Z-8100, marca HITACHI.

As análises elementares foram realizadas em analisador elementar Carlo Erba Instruments EA 1110 CHNS-O. Foram pesados 2 mg

de cada amostra. O teor de O foi determinado por diferença a 100% a partir dos valores de C, H, N e S corrigidos. Os parâmetros H/C, O/C, C/N e (O+N)/C foram determinados pelas razões atômicas, ou seja, dividindo-se previamente as porcentagens em massa dos elementos por suas respectivas massas atômicas. Os valores de C, H, N e S (porcentagem e massa) foram corrigidos para bases sem cinzas (valor corrigido=valor originalx100/(100-teor de cinzas)). Informações isoladas sobre a composição elementar dessas substâncias não são muito conclusivas, e as razões atômicas (H/C, O/C, C/N) têm sido preferencialmente utilizadas para estabelecer o grau de condensação, as transformações diagenéticas, bem como as condições ambientais sob as quais elas foram formadas (MESSIAS, 2004).

Para extração e quantificação dos teores de substâncias húmicas nos resíduos, foi utilizado o método de extração e fracionamento quantitativo descrito pela Sociedade Internacional para Substâncias Húmicas (IHSS, 2006) e adaptado por Landgraf *et al.* (1998); esse procedimento se baseia na solubilidade em solução alcalina de NaOH 0,1 mol.L⁻¹ e precipitação em ácido clorídrico 0,1 mol.L⁻¹. O ácido húmico foi filtrado para completa separação do sólido/líquido e, posteriormente, deixou-se o filtro secando a temperatura ambiente. Pesou-se o filtro antes e depois da filtração, a quantidade extraída foi calculada de acordo com a equação $\%AH=100x\frac{m_1}{m}$, onde: %AH=quantidade extraída de ácido húmico; m=massa inicial (em g); m₁=massa final (em g). O teor de cinzas corresponde à quantidade de matéria inorgânica, especialmente sílica e metais, presente no ácido húmico. Aproximadamente 50,0 mg da amostra de ácido húmico foram colocados em uma mufla, a 550°C, por 2 horas, em um cadinho de platina previamente tarado. O teor de cinzas foi calculado seguindo a equação: $c=100\frac{m}{m_0}$, onde: c=teor de cinzas (em %); m=massa (em mg) da amostra após calcinação; m₀=massa (em mg) da amostra total, e subtraiu-se do valor inicial encontrado de ácido húmico (MESSIAS, 2004).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na primeira etapa do processo, que constitui na termostabilização dos RV, resíduos vegetais+esterco (RVE) e resíduos vegetais+serragem de madeira (RVM), a temperatura máxima atingida foi de 35, 53 e 51°C no 14º dia, respectivamente, após o início do processo (Figura 1), o que indica atividade de bactérias e fungos termofílicos na degradação dos resíduos. Essa temperatura poderia ter alcançado valores mais elevados, podendo chegar até 70°C, mas devido ao baixo volume de resíduos utilizados obtiveram-se valores inferiores. A compostagem envolve duas fases distintas, a primeira fase é de degradação ativa (fase necessariamente termofílica), e a segunda, de maturação ou cura. A temperatura associada aos resíduos orgânicos favorece o desenvolvimento e crescimento de bactérias termofílicas, responsáveis pela degradação ativa. Durante

tudo o processo observa-se produção de calor e desprendimento, principalmente de gás carbônico e vapor d'água (SALVARO *et al.*, 2007).

Na segunda etapa, na qual os materiais obtidos da primeira etapa foram submetidos aos processos de vermicompostagem e compostagem simultaneamente, a temperatura alcançou a sua estabilização no 56º dia, permanecendo em torno de 25°C (Figura 1). Quando valores próximos à temperatura ambiente são atingidos, o composto é considerado maduro. É importante aferir a temperatura, pois é um parâmetro que pode indicar a taxa de decomposição e a maturidade do composto. Todavia, o desenvolvimento da temperatura durante a compostagem pode ter sido afetado por fatores como a umidade do substrato, a disponibilidade de nutrientes, bem como o tamanho das leiras (TIQUIA *et al.*, 1997 *apud* VALENTE *et al.*, 2009; LI *et al.*, 2008 *apud* VALENTE *et al.*, 2009).

A eficiência da compostagem é dependente da atividade microbiana, que, além de produzir as transformações físicas e químicas no material compostado, também provoca a elevação da temperatura no interior da leira, o que também ocasiona a redução de microrganismos patogênicos, sendo um dos grandes objetivos dessa tecnologia. De outra forma, sabe-se da importância em se respeitar os limites máximos de temperatura para que ocorra a redução de microrganismos patogênicos. Nesse sentido, temperaturas acima de 50°C proporcionam condições desfavoráveis para a sobrevivência e o desenvolvimento dos microrganismos patogênicos, que geralmente são mesofílicos (FINSTEIN *et al.*, 1987; KEENER *et al.*, 2000 *apud* SIVAKUMAR *et al.*, 2007). Contudo, temperaturas acima de 70°C, por longos períodos, são consideradas desaconselháveis porque restringem o número de microrganismos na massa de compostagem, podendo ocasionar a insolubilização de proteínas hidrossolúveis e o desprendimento de amônia, principalmente quando o material possui baixa relação C/N. Mesmo assim, a compostagem é mais eficiente quando temperaturas termófilas são mantidas, porque isso reduz um maior número de microrganismos patogênicos, além de diminuir os fatores fitotóxicos, que inibem a germinação de sementes.

Observa-se que durante a segunda etapa as temperaturas foram mantidas abaixo de 35°C, já que a exposição da minhoca a temperatura acima desse valor, mesmo em curtos intervalos de tempo, provoca sua morte (EDWARDS, 1995; VERAS; POVINELLI, 2004). Ao iniciar a segunda etapa, no 28º dia, as temperaturas dos tratamentos RVE e RVM ainda se encontravam pouco acima deste valor, mas esse fator não provocou a mortandade das espécies, observando-se o número de casulos e o número de indivíduos.

A Tabela 2 apresenta as características físicas e químicas das amostras somente no 7º dia (primeira etapa) e no 98º dia (segunda etapa) do processo.

O tratamento RV apresentou uma diminuição gradativa no teor de umidade na etapa de termostabilização (primeira etapa),

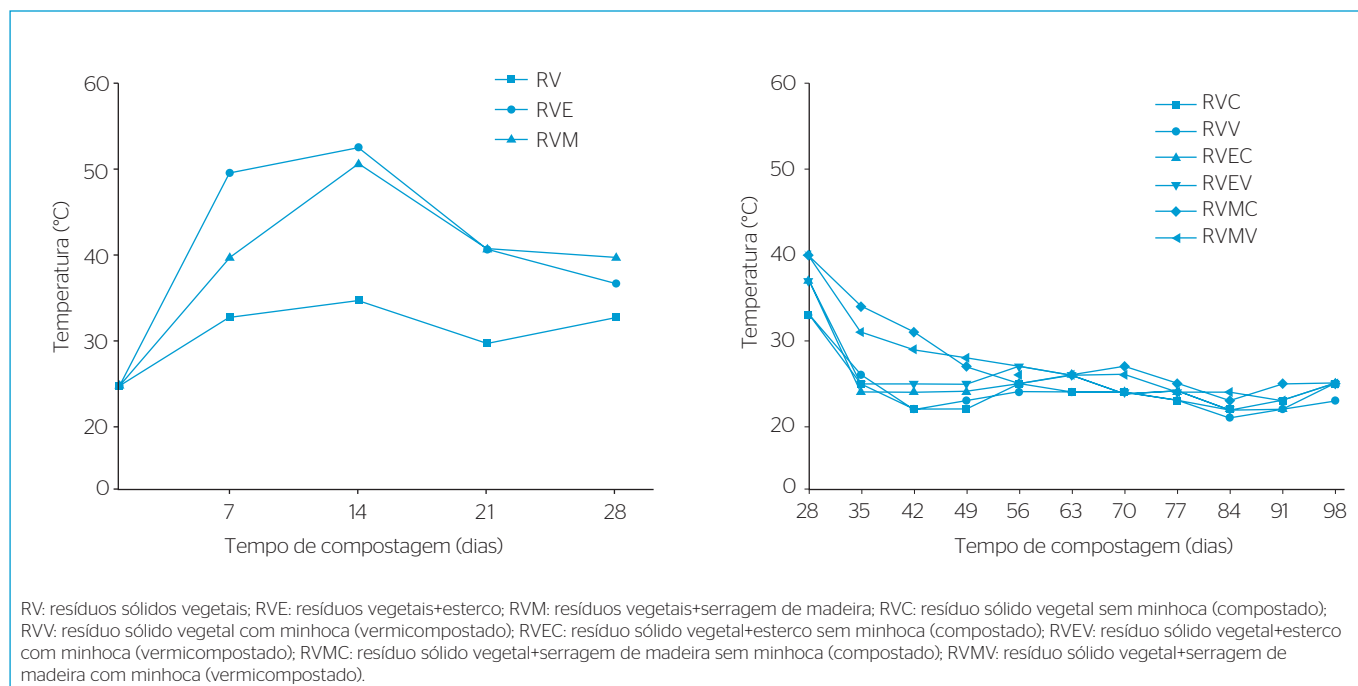


Figura 1 - Evolução da temperatura da primeira e da segunda etapa.

decaindo de 88,45%, no 7º dia, para 72,55%, no 28º dia. O tratamento RVE manteve uma umidade média de 69,15%, e o tratamento RVM, de 48,78%. Na segunda etapa do processo os tratamentos resíduos sólidos vegetais compostados (RVC), resíduos sólidos vegetais vermicompostados (RVV), resíduos vegetais+esterco compostado (RVEC), resíduos vegetais+esterco vermicompostado (RVEV), resíduos vegetais+serragem de madeira compostada (RVMC) e resíduos vegetais+serragem de madeira vermicompostada (RVMV) mantiveram uma umidade média de 72,94, 76,48, 73,96, 71,92, 58,47 e 58,38%, respectivamente. Os tratamentos utilizando serragem de madeira como substrato apresentaram menores teores de umidade (Figura 2).

Percebe-se uma diminuição do pH em todos os tratamentos utilizando diferentes resíduos. Albanell *et al.* (1988) e Haimi *et al.* (1986) atribuem a diminuição do pH à produção de CO_2 e ácidos orgânicos pela atividade microbiana presente durante o processo de vermicompostagem.

Segundo Kiehl (1985), materiais com alta CTC apresentam valores maiores do que 10 cmol kg^{-1} , mostrando, assim, que os compostos finais apresentam valores superiores ao descrito pela literatura. Observa-se que em todos os tratamentos houve um aumento da CTC. A CTC da MO tem sua origem nas cargas negativas oriundas dos grupos carboxílicos e fenólicos. Com isso, pode-se notar que, devido ao aumento de material degradado e de ácido húmico durante os processos de compostagem e vermicompostagem, houve um aumento do número de sítios disponíveis e um maior número de cátions trocáveis

adsorvidos a estes sítios, aumentando, assim, a CTC do composto e do vermicomposto gerados.

Observa-se que nos processos que envolveram a vermicompostagem essa diminuição (da relação C/N) é ainda maior, isso ocorre devido à ação conjunta das minhocas e dos microrganismos contidos no meio, exceto no tratamento RVM (devido ao fato de este método utilizar material com grande quantidade de lignina e alto teor de carbono, tal característica inerente deve ter desfavorecido o processo de degradação realizado pelas minhocas).

Segundo Silva (2002), dentre os nutrientes, o nitrogênio é o que apresenta maior variabilidade em seu conteúdo e o que menos se conserva no solo, sendo também o elemento que mais facilmente se perde por volatilização ou lavagem. Pode-se perceber, analisando resultados, que as concentrações de nitrogênio Kjeldahl tendem a aumentar na medida em que sofrem processos de compostagem e vermicompostagem. O aumento do teor desse nutriente ao final dos 98 dias, sem que houvesse a influência da minhoca (tratamentos RVC, RVEC e RVMC), pode ser atribuído à possibilidade de ocorrer adição por meio da fixação do nitrogênio atmosférico, contido no interior do monte do composto, ou seja, pela conversão do N_2 gasoso em compostos utilizáveis pelas plantas (nitrato e nitrito), feita por certas espécies de organismos altamente especializados. A fixação desse nutriente por organismos especializados se dá principalmente quando o composto está curado, quase seco e não contém nitrogênio amoniacal.

Em todos os tratamentos observa-se uma imobilização ou absorção de nitrogênio mineral. Segundo Imbar *et al.* (1986), a decomposição de

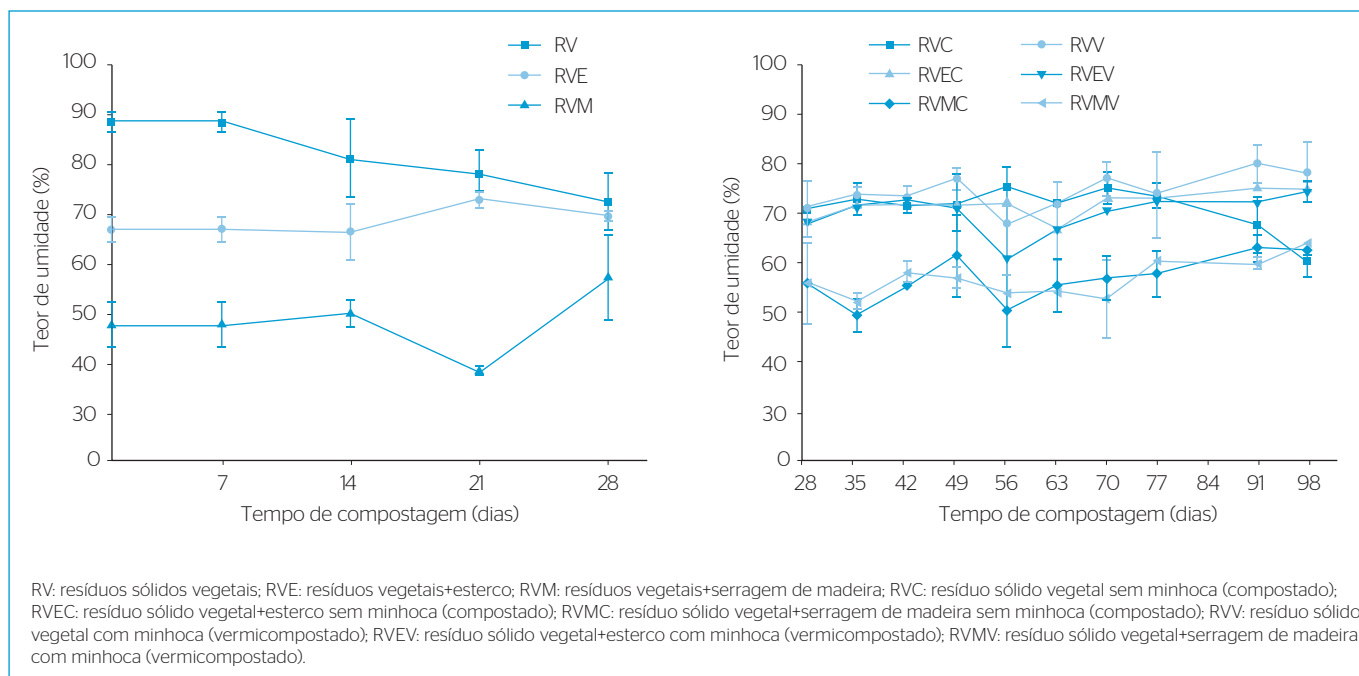


Figura 2 - Evolução da umidade da primeira e da segunda etapa.

resíduos com concentração de nitrogênio inferior a 2% ou com uma relação C/N maior do que 25 possibilita a imobilização de nitrogênio mineral, enquanto materiais com concentração superior a esses valores liberam o nitrogênio mineral. Apesar de os tratamentos RVC e RVV apresentarem teores de nitrogênio elementar um pouco maiores do que 2%, observa-se uma imobilização de nitrogênio mineral nesses casos, pois há uma pequena variação na concentração de nitrogênio mineral ao longo do processo em relação aos demais tratamentos (RVEC, RVEV, RVMC e RVMV). Já os tratamentos RVEC, RVEV, RVMC e RVMV apresentaram uma variação maior na concentração de nitrogênio (aumento no teor), indicando uma absorção de nitrogênio mineral durante o processo. Em relação aos maiores teores de nitrogênio presentes nos resíduos vegetais, o nitrato presente nos vegetais pode ter sua origem na formação do substrato pela mineralização ou nitrificação, dada a sua grande capacidade em acumular nitrato em suas folhas.

Loureiro *et al.* (2007) *apud* Valente *et al.* (2009) avaliaram a compostagem de resíduos domiciliares com e sem adição de esterco bovino e observaram uma redução no teor de C total, ao longo de 27 dias de compostagem. Utilizando um período maior de compostagem, 180 dias, Costa *et al.* (2006) *apud* Valente *et al.* (2009) trabalharam com carcaças avícolas e cama de aviário e observaram uma redução no teor de C total tanto no primeiro como no segundo estágio. Todavia, Imbar *et al.* (1990) *apud* Valente *et al.* (2009) observaram que nos primeiros 60 dias de compostagem de resíduos das indústrias de alimentos, a relação C/N diminuiu rapidamente de 27/1 para 10/1. Lima (2006), citado por Valente *et al.* (2009), estudando a compostagem da mistura de diversos materiais como o bagaço de

cana, a cinza de bagaço de cana e o esterco de galinhas poedeiras em recipientes perfurados lateralmente, com e sem adição de minerais, verificou que, ao final de 120 dias de compostagem, os tratamentos apresentaram relação C/N variando entre 11/1 e 14/1. Valente *et al.* (2009) afirmam que apesar de os pesquisadores citados concordarem que a concentração de carbono diminui ao longo do período de compostagem, o tempo para que ocorra a estabilização ou a maturação dos resíduos orgânicos está diretamente relacionado à relação C/N inicial dos materiais utilizados como substratos. Ainda, baseados nos resultados dos trabalhos citados, Valente *et al.* (2009) afirmam que para alcançar uma relação C/N adequada é necessário misturar diferentes resíduos orgânicos. Todos os tratamentos do presente estudo utilizando mistura de resíduos vegetais com esterco bovino e serragem de madeira apresentaram diminuição na sua razão C/N. Observa-se uma diminuição ainda maior no tratamento RVM, mostrando que a mistura entre resíduos vegetais e serragem de madeira contribuiu para equilibrar a razão C/N, melhorando a estabilização ou maturação durante os processos de compostagem e vermicompostagem desse resíduo.

De acordo com Atiyeh *et al.* (2001), a acelerada humificação do vermicomposto reflete em um decréscimo da C/N e em aumento de nutrientes minerais (P, K e N) e está relacionada com a mineralização da MO pelas minhocas. Conforme análise apresentada na Tabela 3, todos os tratamentos após os processos de compostagem e vermicompostagem obtiveram aumento significativo nos níveis de fósforo, se comparados aos valores iniciais. O aumento dos níveis de fósforo nos vermicompostos RVV e RVMV pode estar associado à capacidade das minhocas, por meio de seu metabolismo, de quebrar

Tabela 3 - Características químicas no 7° e no 98° dia de processo.

| Características | Unidade | RV | | | RVE | | | RVM | | |
|-----------------|------------------------------------|--------|-------------|-------------|--------|-------------|-------------|--------|-------------|-------------|
| | | 7° dia | 98° dia (c) | 98° dia (v) | 7° dia | 98° dia (c) | 98° dia (v) | 7° dia | 98° dia (c) | 98° dia (v) |
| Umidade | % | 88,45 | 62,07 | 80,01 | 67,10 | 76,72 | 76,10 | 48,33 | 64,24 | 65,53 |
| CTC | cmol _c kg ⁻¹ | 25,67 | 30,95 | 29,19 | 29,41 | 33,37 | 31,61 | 17,01 | 20,02 | 18,70 |
| pH | | 9,32 | 7,74 | 8,57 | 9,69 | 8,90 | 8,75 | 7,67 | 6,92 | 6,74 |
| MO | % | 18,95 | 25,81 | 32,16 | 24,10 | 31,62 | 37,98 | 6,83 | 23,27 | 23,62 |
| P | % | 0,20 | 0,46 | 0,85 | 0,63 | 1,05 | 1,03 | 0,06 | 0,10 | 0,19 |
| N (TKN) | % | 0,63 | 0,92 | 0,82 | 0,48 | 0,60 | 0,49 | 0,22 | 0,27 | 0,32 |
| K | % | 0,015 | 0,017 | 0,017 | 0,006 | 0,014 | 0,015 | 0,004 | 0,003 | 0,004 |
| C (TOC) | % | 35,93 | 31,49 | 28,93 | 36,61 | 33,87 | 31,01 | 50,44 | 40,7 | 40,92 |
| N* | % | 2,49 | 2,59 | 2,53 | 1,14 | 1,94 | 1,93 | 0,28 | 0,66 | 1,26 |
| C* | % | 29,44 | 25,62 | 24,31 | 33,78 | 29,78 | 28,05 | 44,07 | 35,96 | 36,55 |
| H* | % | 5,15 | 4,24 | 3,99 | 5,25 | 4,60 | 4,12 | 5,95 | 5,10 | 5,06 |
| S* | % | 0,33 | 0,29 | 0,49 | 0,38 | 0,46 | 0,62 | 0,00 | 0,00 | 0,18 |
| O* | % | 62,59 | 67,25 | 68,68 | 59,45 | 63,21 | 65,28 | 49,70 | 58,29 | 56,96 |
| C/N* | | 13,81 | 11,53 | 11,23 | 34,43 | 17,89 | 16,99 | 184,27 | 64,04 | 33,98 |
| H/C* | | 2,10 | 1,99 | 1,97 | 1,87 | 1,86 | 1,76 | 1,62 | 1,70 | 1,66 |
| O/C* | | 1,59 | 1,97 | 2,12 | 1,32 | 1,59 | 1,75 | 0,85 | 1,22 | 1,17 |

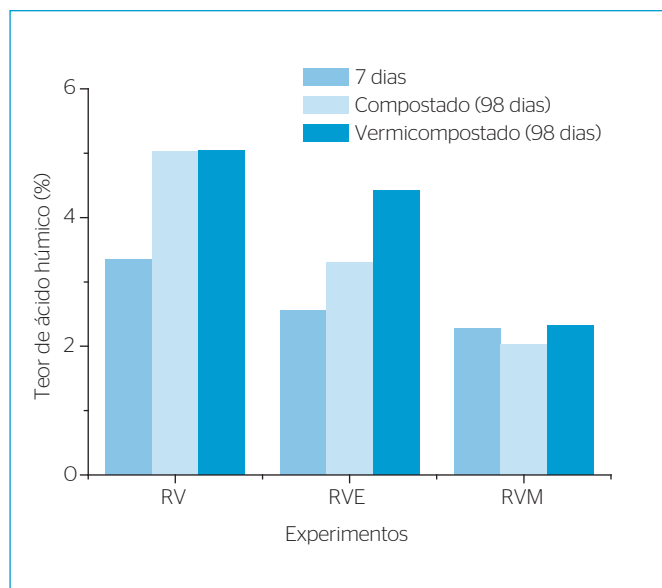
RV: resíduos sólidos vegetais; RVE: resíduos vegetais+esterco; RVM: resíduos vegetais+serragem de madeira; CTC: capacidade de troca catiônica; c: compostado; v: vermicompostado; MO: matéria orgânica; TKN: nitrogênio total Kjeldahl; *análise elementar.

as estruturas de compostos orgânicos (SILVA *et al.*, 2002). Logo, é possível observar ainda níveis ligeiramente menores de fósforo durante a compostagem (tratamentos RVC e RVMC) comparativamente com a vermicompostagem. Para os teores de fósforo presentes na leira de compostagem (primeira parte dos experimentos), foi notada uma tendência de aumento gradativo durante o processo, sendo que, após a inoculação de minhocas *Ensenia foetida*, haverá um aumento gradualmente maior desse elemento, devido à mineralização do fósforo orgânico, fato este não constatado entre os tratamentos RVEC e RVEV. Ressalta-se que os tratamentos utilizando como substrato o esterco bovino apresentaram teores de fósforo relativamente iguais nos processos de compostagem e vermicompostagem. Pode-se observar, também, que os tratamentos utilizando como substrato a serragem de madeira apresentam menores teores de fósforo em relação aos demais tratamentos.

Após os processos de compostagem e vermicompostagem houve aumento no teor de ácido húmico e diminuição do teor de carbono. Neste caso, pode-se dizer que houve uma estabilização do material, ou seja, maior conteúdo de carbono na forma humificada. No processo

de vermicompostagem observa-se um aumento ainda maior de ácido húmico. O processo de compostagem e a ação das minhocas alteram qualitativa e quantitativamente a composição das substâncias húmicas e dos materiais orgânicos. Esse material encontra-se em estado mais avançado de decomposição e humificação devido à ação conjunta dos microrganismos e das minhocas. Esse resultado se deve à intensa digestão da MO por esses organismos (Figura 3). A composição e as propriedades físico-químicas dos dejetos aceleram em até 60% o desenvolvimento de bactérias, protozoários e outros microrganismos, inclusive a bactéria que fixa o nitrogênio. Esses mesmos microrganismos multiplicados no processo tornam mais rápida a fermentação de restos vegetais e animais. O esterco bovino que passou pelo processo de vermicompostagem tem seu conteúdo de MO humificada (ácidos fúlvicos, húmicos e humina) acrescido em até 30% (AQUINO *et al.*, 1994).

Os teores de cinzas dos ácidos húmicos extraídos dos compostos e vermicompostos ficaram abaixo de 5%, o que pode ser considerado satisfatório para a análise, com exceção ao tratamento RVC, com 8,28%.



RV: resíduos sólidos vegetais; RVE: resíduos vegetais+esterco; RVM: resíduos vegetais+serragem de madeira.

Figura 3 - Média do teor de ácido húmico no 7º e no 98º dia.

Durante o processo da vermicompostagem obtém-se produto mais rico em nutrientes. As minhocas ingerem e digerem os resíduos orgânicos, dejetando excrementos com forma especial, constituído de MO digerida, os quais recebem o nome de coprólitos (em inglês *casting*). Comparando-se o vermicomposto com o solo, os coprólitos contêm nutrientes para as plantas em maior concentração do que o solo devido ao metabolismo da minhoca. O material dejetado encontra-se em estado mais avançado de decomposição, sendo de assimilação mais fácil pelas raízes das plantas. Os coprólitos neutralizam os solos originais, sejam eles ácidos ou alcalinos. Os dejetos são pobres em argila e ricos em MO, nitrato, fósforo, cálcio e magnésio, e apresentam elevada CTC, saturação em base e umidade (KIEHL, 1985; SHIPITALO & PROTZ, 1989). Há também uma produção acelerada de ácidos húmicos graças à digestão e à semidecomposição provocada pelas minhocas.

A produção de vermicomposto é acelerada devido à digestão da celulose e à semidecomposição provocada pelas minhocas que trabalham simbioticamente com os microrganismos. Isso fortalece sua habilidade na redução da MO crua em material humificado (KIEHL, 1985, LONGO, 1987).

Durante os processos de vermicompostagem e compostagem complexas interações entre microrganismos, minhocas e outros animais da fauna resultam na bio-oxidação e estabilização dos resíduos, conferindo ao produto (quando utilizado como adubo) algumas vantagens, como controle da toxicidade do solo, correção de excessos de alumínio, ferro e manganês, o que contribui para um pH mais favorável ao desenvolvimento das plantas, evita

que os nutrientes da planta se percam por volatilização ou lixiviação, favorece a drenagem evitando encharcamentos, controle de gradações, como erosão, lixiviação, compactação, pulverização, impermeabilização e desertificação, facilita fixação de nitrogênio devido à população microbiana, antecipa e prolonga as floradas durante as secas, aumenta a resistência das plantas às pragas e doenças e não polui o ambiente (FERREIRA & CRUZ, 1992; OROZCO *et al.*, 1996).

O composto e o vermicomposto não devem ser vistos como substitutos do adubo mineral, mas como condicionadores de solos cujo uso permite melhorar suas condições gerais em longo prazo (FERNANDES & SILVA, 1999; VERAS & POVINELLI, 2004). A estabilização da MO recente por meio dos processos de compostagem e vermicompostagem contribui para um produto rico em nutrientes, o que confere ao produto final elevado potencial fertilizante.

CONCLUSÕES

Durante os processos de compostagem e vermicompostagem é possível perceber grandes diferenças nas características químicas e físicas nos tratamentos, como, por exemplo, a diminuição no teor de carbono orgânico e o aumento do teor de ácido húmico, o que se relaciona ao processo de humificação e mineralização. A vermicompostagem e a compostagem são alternativas que merecem destaque, pois permitem o enriquecimento da MO, aumentando a disponibilização de nutrientes de forma economicamente viável e ambientalmente sustentável. Percebe-se também um aumento expressivo na CTC em todos os tratamentos no decorrer dos experimentos.

Comparativamente, os tratamentos utilizando a vermicompostagem apresentaram uma maior diminuição no teor de carbono, quando comparado ao do processo de compostagem, além de apresentarem maiores teores de ácido húmico, indicando que este passou por um processo mais evolutivo de mineralização e humificação. A acelerada humificação do composto e do vermicomposto reflete em um decréscimo da razão C/N e em um aumento de nutrientes minerais (N, P e K) e está relacionada com a mineralização da MO pelos microrganismos e pelas minhocas. Os adubos orgânicos gerados da vermicompostagem em todos os tratamentos apresentaram um decréscimo maior da razão C/N e maiores teores de nutrientes minerais (N, P e K). O tratamento RVE apresentou teores de fósforo relativamente iguais, os tratamentos RV e RVE, teores de nitrogênio relativamente iguais, os tratamentos RV, RVE e RVM, teores de potássio relativamente iguais tanto para a vermicompostagem quanto para a compostagem ao final dos 98 dias.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). Resíduos Sólidos - Classificação - NBR 10004.
- ABREU JR., C.H.; TAKASHI MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. (2001) Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. *Scientia Agricola*, v. 58, p. 813-824.
- ALBANELL, E.; PLAIZATS, J.; CABRERO, T. (1988) Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. *Biology and Fertility of Soils*, v. 6, p. 266-269.
- AQUINO, A.M.; ALMEIDA, D.L.; SILVA, V.F. (1992) *Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem*. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa Biológica do Solo. 13 p. (Comunicado Técnico, 8).
- AQUINO, M.A.; ALMEIDA, D.L.; FREIRE, L.R.; POLLI, H. (1994) Reprodução de minhocas (*Oligochaeta*) em esterco bovino e bagaço de cana-de-açúcar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 29, p. 161-168.
- AQUINO, M.A. & NOGUEIRA, E.M. (2001) *Fatores limitantes da vermicompostagem de esterco suíno e de aves e influência da densidade populacional das minhocas na sua reprodução*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. 10 p.
- ATIYEH, R.M.; EDWARDS, C.A.; SUBLER, S.; METZGER, J.D. (2001) Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology*, v. 78, p. 11-20.
- BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. (1999) *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos: EESC-USP.
- CLAESSEN, M.E.C. (Org.). (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos EMBRAPA. p. 83.
- CORRÊA, R.S.; FONSECA, Y.M.F.; CORRÊA, A.S. (2007) Produção de biofóssido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 420-426.
- COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L.A.M.; PELÁ, A.; SILVA, C.J.; DECARLI, L.D.; MATTER, U.F. (2006) Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaças de aves. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, p. 692-698.
- DORES-SILVA, P.R.; LANDGRAF, M.D.; REZENDE, M.O.O. (2013a) Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. *Química Nova*, v. 36, 640-645.
- DORES-SILVA, P.R.; LANDGRAF, M.D.; REZENDE, M.O.O. (2013b) Bioensaios para avaliação da toxicidade aguda, reprodução e ganho de biomassa de minhocas (*Eisenia fetida*) ambientadas em lodo de esgoto doméstico. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 8, 143-146.
- EDWARDS, C.A. (1995) Historical overview of vermicomposting. *BioCycle*, v. 36, p. 56-58.
- EDWARDS, C.A. & FLETCHER, K.E. (1988) Interactions between earthworms and microorganisms in organic matter break-down. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 24, p. 235-24.
- ELVIRA, C.; GOICOECHEA, M.; SAMPEDRO, L.; MATO, S.; NOGALES, R. (1996a) Bioconversion of solid paper-pulp mill sludge by earthworms. *Bioresource Technology*, v. 75, p. 173-177.
- ELVIRA, C.; DOMINGUEZ, J.; BRIONES, M.J.I. (1996b) Growth and reproduction of *Eisenia andrei* and *E. fetida* (*Oligochaeta, Lumbricidae*) in different organic residues. *Pedobiologia*, v. 4, p. 377-384.
- ELVIRA, C.; SAMPEDRO, L.; BENITEZ, E.; NOGALES, R. (1998) Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia Andrei*. *Bioresource Technology*, v. 63, p. 205-211.
- FERNANDES, F. & SILVA, S.M.C.P. (1999) *Manual prático para a compostagem de biosólidos*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 84 p.
- FERREIRA, M.E. & CRUZ, M.C.P. (1992) Estudo do efeito de vermicomposto sobre absorção de nutrientes e produção de matéria seca pelo milho e propriedades do solo. *Científica*, v. 20, p. 217-227.
- GUNADI, B.; BLOUNT, C.; EDWARDS, C.A. (2002) The growth and fecundity of *Eisenia fetida* (*Savigny*) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiologia*, v. 46, p. 15-23.
- GUNADI, B. & EDWARDS, C.A. (2003) The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (*Savigny*) (*Lumbricidae*). *Pedobiologia*, v. 47, p. 321-329.
- HAIMI, J. & HUHTA, V. (1986) Capacity of various organic residues to support adequate earthworm biomass for vermicomposting. *Biology and Fertility of Soils*, v. 2, p. 23-27.
- HARRIS, G.D.; PLATT, W.L.; PRICE, B.C. (1990) Vermicomposting in a rural community. *Biocycle*, v. 31, p. 48-51.
- IHSS - International Humic Substance Society. Method for extraction of IHSS for soil fulvic and humic acid. *Soil Science Society of America Journal*. Disponível em: <www.ihssgatech.edu/soilhafa.html>. Acesso em: 30 out. 2006.
- IMBAR, Y.; CHEN, Y.; HADAR, Y. (1990) Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, v. 54, p. 1316-1323.
- IMBAR, Y. & CHEN, Y. (1986) The use of composted separated cattle manure mark as pest substitute in horticulture. *Acta Horticulture*, v. 178, p. 147-154.
- KIEHL, E.J. (1985) *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Agronômica Ceres. 492 p.
- KIEHL, E.J. (2004) *Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto*. 4. ed. Piracicaba: E. J. KIEL. 173 p.
- LANDGRAF, M.D.; SILVA, S.C.; REZENDE, M.O.O. (1998) Mechanism of metribuzin herbicide sorption by humic acid samples from peat and vermicompost. *Analytica Chimica Acta*, v. 368, p. 155-164.

- LELIS, M.P.N. & FERREIRA NETO, J.T. A influência da umidade na velocidade de degradação e no controle de impactos ambientais da compostagem. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999. Anais... Rio de Janeiro: ABES, p. 10.
- LI, X.; ZHANG, R.; PANG, Y. (2008) Characteristics of dairy manure composting with rice straw. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 359-367.
- LIMA, C.C. (2006) *Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral*. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 167 p.
- LOH, T.C.; LEE, Y.C.; LIANG, J.B.; TAN, D. (2005) Vermicomposting of cattle and goat manures by *Eisenia foetida* and their growth and reproduction performance. *Bioresource Technology*, v. 96, p. 111-114.
- LONGO, A.D. (1987) *Minhoca: de fertilizadora do solo a fonte alimentar*. São Paulo: Ícone. 79 p.
- LOUREIRO, D.C.; AQUINO, A.M.; ZONTA, E.; LIMA, E. (2007) Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 42, p. 1043-1048.
- MARAGNO, E.S.; TROMBIN, D.F.; VIANA, E. (2007) O uso da serragem no processo de minicompostagem. *Engenharia sanitária Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 355-360.
- MELO, L.C.A.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O. (2008) Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, n. 32, p. 101-110.
- MESSIAS, R.A. (2004) *Avaliação estrutural de ácidos húmicos de vermicomposto e turfa por diferentes técnicas de caracterização*. Tese (Doutorado) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MILLER, F.C. (1992) Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Meeting, F.B. *Soil Microbial Ecology*, n. 18, p. 515-543.
- NADDAFI, K.; ZAMANZADEH, M.; AZIMI, A.A.; OMRANI, G. A.; MESDAGHINIA, A.R.; MOBEDI, E. (2004) Effect of temperature, dry solids and C/N ratio on vermicomposting of wates activated sludge. *Pakistan Journal of Biological Science*, v. 7, n. 7, p. 1217-1220.
- OROZCO, F.H.; CEGARRA, J.; TRUJILLO, L.M.; ROIG, A. (1996) Vermicomposting of coffee pulpusing the earthworm *Eisenia fetida*: effects on C and N contents and the availability of nutrients. *Biology and Fertility of Soils*, v. 22, p.162-166.
- PARKIN, B.T. & BERRY, E.C. (1999) Microbial nitrogen transformation in earthworm burrows. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 31, p. 1765-1771.
- PEREIRA E.W.L.; AZEVEDO, C.M.S.B.; LIBERALINO FILHO, J.; NUNES, G.H.S.; TORQUATO, J.E.; SIMÕES, B.R. (2005) *Produção de vermicomposto em diferentes proporções de esterco bovino e palha de carnaúba*. *Caatinga*, v. 18, n. 2, p. 112-116. Disponível em: <<http://www.ufersa.edu.br/caatinga/artigos/caav18n28.pdf>>. Acesso em: 18 ago. 2008.
- PEREIRA NETO, J.T. (2007) *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. Viçosa: UFV. 81 p.
- RAIJ, B. Van.; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (1996) *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônômico & Fundação IAC. 285 p. (Boletim Técnico nº 100).
- REINECKE, A.J. & VILJOEN, S.A. (1990) The influence of feeding patterns on growth and reproduction of the vermicomposting earthworm *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). *Biology and Fertility of Soils*, v. 10, p. 184-187.
- RODRIGUES, M.S.; SILVA, F.C.; BARREIRA, L.P.; KOVACS, A. (2006) *Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos*. In: SPADOTTO, C.A.; RIBEIRO, W. *Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria*. FEPAF: Botucatu. p. 63-94.
- RODRIGUES, V.C.; THEODORO, V.C.A.; ANDRADE IV.; NETO, A.N.; RODRIGUES, V.N. (2003) Produção de minhocas e composição mineral do vermicomposto e das fezes procedentes de bubalinos e bovinos. *Revista Ciência e Agrotecnologia*, v. 27, n. 6, p. 1409-1418.
- SALVARO, E.; BALDIN, S.; COSTA, M.M.; LORENZI, E.S.; VIANA, E.; PEREIRA, E.B. (2007) Avaliação de cinco tipos de minicomposteiras para domicílios do bairro Pinheirinho da cidade de Criciúma/SC. *ConScientia*, v. 3, n. 3.
- SHARMA, S.; PRADHAN, K.; SATYA, S.; VASUDEVAN, P. (2005) Potentiality of earthworms for waste management and in other uses - a review. *The Journal of American Science*, v. 1, p. 4-16.
- SHIPITALO, M.J. & PROTZ, R. (1989) *Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts*. *Geoderma*, v. 45, p. 357-374.
- SILVA, C.D.; COSTA, L.M.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; SILVA, D.D. (2002) Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 6, p. 487-491.
- SIVAKUMAR, K.; KUMAR, V.R.S.; JAGATHEESAN, P.N.R.; VISWANATHAN, K.; CHANDRASEKARAN, D. (2008) Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 3708-3713. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 20 nov. 2010.
- TANG, J.; LISTE, H.H.; ALEXANDER, M. (2002) Chemical assays of availability to earthworms of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, v. 48, p. 35-42.
- TEIXEIRA, J.C. (1996) *Fisiologia digestiva dos animais ruminantes*. Lavras: UFLA/FAEPE, 270 p.
- THOMSEN, I.K. (2000) C and N transformations in ¹⁵N cross-labelled solid ruminant manure during anaerobic and aerobic storage. *Bioresource Technology*, v. 72, p. 267-274.
- TIQUIA, S.M. (2005) Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, v. 99, p. 816-828.
- TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA A. (2000) Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, v. 72, p. 169-183.
- TURNER, C. (2002) The thermal inactivation of *E. coli* in straw and pig manure. *Bioresource Technology*, v. 84, p. 57-61.

VALENTE, B.S.; XAVIER, E.G.; MORSELLI, T.B.G.A.; JAHNKE, D.S., BRUM Jr, B.S.; CABRERA, B.R.; MORAES, P. O.; LOPES, D.C.N. (2009) Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia*, v. 58, p. 59-85.

VERAS, L.R.V. & POVINELLI, J. (2004) A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 9, n. 3, p. 218-224.

VIEIRA, S.M.M. (2001) *Relatório dos bancos de dados de resíduos sólidos e efluentes líquidos*. 2. ed. São Paulo: CETESB. 102 p.

VINNERAS, B. & JONSSON, H. (2002) Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method - Laboratory scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, v. 84, p. 275-282.