



LUCAS CARDOSO LIMA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE
CARBONO E NITROGÊNIO PARA
COMPOSTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS
DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA
UFLA**

LAVRAS – MG

2015

LUCAS CARDOSO LIMA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE CARBONO E
NITROGÊNIO PARA COMPOSTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS
DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFLA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Hidrologia e Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Ronaldo Fia

LAVRAS - MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Lima, Lucas Cardoso.

Avaliação de diferentes fontes de carbono e nitrogênio para
compostagem dos resíduos orgânicos do Restaurante Universitário da
UFLA / Lucas Cardoso Lima. – Lavras : UFLA, 2015.

93 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Bibliografia.

1. Composto orgânico. 2. Lodo de ETE. 3. Serragem. 4. Relação
C/N. 5. Inoculante. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

LUCAS CARDOSO LIMA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE CARBONO E
NITROGÊNIO PARA COMPOSTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS
DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFLA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Hidrologia e Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de Fevereiro de 2015.

Dr. André Geraldo Cornélio Ribeiro UFLA

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira UFLA

Dr. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS - MG

2015

Dedico
À minha avó Iva †, pelo exemplo de vida e
dedicação a família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelas oportunidades oferecidas nos últimos anos.

BRINDO À CASA

À Universidade Federal de Lavras, à CAPES pelo financiamento da bolsa de pesquisa, ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, pelo conhecimento adquirido.

Ao professor Ronaldo Fia, pelo exemplo de profissional a ser seguido, pela confiança e segurança passada nos momentos difíceis dessa etapa, os meus sinceros agradecimentos pela orientação e amizade.

Ao Professor André Ribeiro, pelas considerações realizadas na condução do experimento e pela sua amizade.

Aos bolsistas que dedicaram um tempo para execução desse experimento, pela dedicação, comprometimento de todos: Bruna Hashizume, Clara Felippo, Felipe Miranda, Henrique Resende, Letícia Vitorino, Octávio Diniz, e ao Juliano Mudado e Pedro Pasqualin, pela disposição em ensinar as análises.

Aos técnicos do laboratório da Engenharia Ambiental Isael e Juliana pela companhia nas horas difíceis e ajuda nas análises realizadas.

Aos componentes da banca, André Ribeiro e Luiz Fernando Coutinho de Oliveira.

Aos professores e amigos feitos nesse período, Joyce, Malu e Regina, em especial ao Fernando, que esteve presente nos momentos cruciais para ajudar na execução do projeto e pelas palavras amigas. À Deia pela forte amizade em pouco tempo, e contribuições na dissertação.

Ao meu amigo – irmão Rafael, que estava presente no momento que mais precisei nessa etapa, agradeço pelo apoio e ajuda.

Aos amigos, que com a ajuda da tecnologia e das redes sociais, ajudaram em momentos que eram necessários desligar-se da vida acadêmica; Alexandra, Edy, Lo, Mayra, Mari, Nalu e Will.

BRINDO À FAMÍLIA

Aos meus pais, Adilson e Ana Lícia, por acreditarem e apoiarem minhas decisões desde sempre, agradeço pela educação e ensinamentos a cada dia.

Aos meus irmãos, Alessandro e Luana, por quem tenho total admiração, carinho, respeito e amor incondicional, obrigado por sempre acreditarem no meu sonho.

A todos os familiares que de alguma forma contribuíram nessa etapa, em especial ao meu primo Bruno e sua esposa Patrícia, que deram todo apoio necessário nesse período em Lavras.

Agradeço a todos por estarem juntos nessa etapa especial em minha vida.

RESUMO

Na atualidade, cada vez mais se torna evidente a necessidade de dar uma destinação final ambientalmente adequada, aos resíduos sólidos orgânicos, uma vez que estes compõem a maior parte dos resíduos gerados pelo homem nos centros urbanos, pois, se dispostos no meio ambiente, de maneira incorreta, podem gerar inúmeros problemas, como a contaminação de solo e água, e emissão de gases poluentes. Este trabalho teve por objetivo, avaliar a eficiência de diferentes fontes de carbono e nitrogênio, na compostagem de resíduos orgânicos, resultantes das refeições do Restaurante Universitário (RU) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Além disso, objetiva-se determinar o tempo de compostagem, a partir da utilização de lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico como inoculante; e determinar a necessidade, ou não, de impermeabilização do solo, para efetuar a compostagem, depois de avaliadas as camadas de solo de 0-0,20 m e de 0,20-0,50 m, abaixo das pilhas de compostagem, antes e após a condução do processo de compostagem. Foram realizados quatro tipos de tratamento (T1 - capim e resíduo do RU; T2 - capim, resíduo do RU e lodo; T3 - serragem/maravalha e resíduo do RU; e T4 - serragem/maravalha, resíduo do RU e lodo). Para cada tratamento foram feitas duas repetições. Cada pilha de compostagem teve a forma cônica, com aproximadamente 1,30 metro de altura por 2 metros de base. A relação carbono / nitrogênio (C/N) inicial dos resíduos foram de 12/1, 52/1, 240/1 e 13/1, respectivamente, para resíduo do RU, capim, serragem/maravalha e lodo. Devido as condições climatológicas do período, que foram atípicas para o período do ano em estudo, o experimento foi conduzido com uma umidade de 40% menor, faixa sugerida pela literatura, na condução de trabalhos com compostagem. Os valores finais de relação C/N, apresentados após 120 dias de compostagem, foram iguais a 13/1 e 11/1, para T1 e T2, e 48/1 e 32/1, em T3 e T4 para os valores de pH, e verificou-se duas características distintas, em que T1 e T2 mantiveram valores acima de 7, e para T3 e T4, os valores mantiveram-se abaixo de 7 durante todo o experimento. Apesar da utilização do lodo de esgoto em T2 e T4, não foi verificada a presença de metais pesados em elevadas concentrações (Cu, Zn, Cr, Pb e Cd) no composto final. Devido a não impermeabilização do solo, foram observadas variações nos valores de pH, com predominância no aumento dos valores nas duas profundidades avaliadas. Houve também, aumento nas concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, potássio, sódio e fósforo no solo, sob alguns tratamentos, porém, não se verificou tendência entre os tratamentos. Assim, faz-se necessária a impermeabilização do solo para uso como pátio de compostagem.

Palavras-chave: Composto orgânico. Lodo de ETE. Serragem. Relação C/N. Inoculante.

ABSTRACT

Currently, the need to give an environmentally adequate final destination to solid organic residue is ever more evident, given that these represent the majority of the residues generated by man in urban centers, and, if disposed of incorrectly in the environment, they can generate innumerable issues such as soil and water contamination and the emission of pollutant gasses. This work has as objective evaluating the efficiency of different sources of carbon and nitrogen in the composting process of organic residues originated from the meals at the University Restaurant (UR) of the Universidade Federal de Lavras (UFLA). In addition, we aim at determining the time of composting using sludge from the domestic sewage treatment facility as inoculant; and determining the need or lack of, of soil impermeabilization in order to perform the composting, after evaluating the soil layers of 0-0.20 m and 0.20-0.50 m below the composting piles, before and after conducting the composting process. We used four types of treatments (T1 – grass and UR residue; T2 – grass, UR residue and sludge; T3 – sawdust and UR residue; and T4 – sawdust, UR residue and sludge). For each treatment, we performed two replicates. Each composting pile presented conical form, with approximately 1.30 m of height by 2 m of base. The initial carbon/nitrogen ratio (C/N) of the residues were of 12/1, 52/1, 240/1 and 13/1, for UR residue, grass, sawdust and sludge, respectively. Due to climate conditions at the time, which were atypical for the time of year in study, the experiment was conducted with humidity 40% lower, range suggested by literature, in work conditions for composting. The final values of the C/N ratio, presented after 120 days of composting, were of 13/1 and 11/1 for T1 and T2, and of 48/1 and 32/1 for T3 and T4. For pH values, we verified two distinct traits in which T1 and T2 maintained values above 7, and for T3 and T4, the values remained below 7 during the entire experiment. Despite the use of sewer sludge in T2 and T4, we verified no presence of heavy metals in elevated concentrations (Cu, Zn, Cr, Pb and Cd) in the final compound. Due to the non-impermeabilization of the soil, we observed variations in the pH values, with predominance in the increase in the concentrations of Kjeldah total nitrogen, potassium, sodium and phosphorus in the soil, under some of the treatments, however, we did not verify tendency between treatments. Therefore, soil impermeabilization is necessary during composting.

Keywords: Organic compound. Sewer treatment facility sludge. Sawdust. C/N ratio. Inoculant.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Variação da temperatura da massa de compostagem durante as diferentes fases do processo	25
Figura 2	Característica dos diferentes resíduos: (A) capim; (B) lodo de esgoto; (C) homogeneização do resíduo do Restaurante Universitário da UFLA; e (D) serragem/maravalha.....	35
Figura 3	Processo de montagem das pilhas de compostagem. (A) disposição da serragem/maravalha; (B) disposição do lodo de esgoto sobre a serragem/maravalha; (C) separação do capim-colônia para pesagem; e (D) adição de água para o umedecimento da pilha recém-montada.....	38
Figura 4	Homogeneização do resíduo sólido orgânico proveniente do restaurante universitário da UFLA.....	40
Figura 5	Realização do reviramento manual das pilhas de compostagem com o auxílio de enxadas, pás e garfos de jardinagem.....	42
Figura 6	Identificação de alguns pontos de coleta das amostras de solo após o processo de compostagem sob as pilhas e na área de projeção do reviramento.....	45
Figura 7	Variação dos valores médios de umidade nas pilhas de compostagem para os diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	48
Figura 8	Precipitação pluvial diária ocorrida em Lavras – MG durante o monitoramento do processo de compostagem: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	50

Figura 9	Variação dos valores médios de temperatura nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados durante o monitoramento do processo de compostagem: (A) T1 e T2; e (B) T3 e T4.....	52
Figura 10	Variação dos valores médios de pH nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados. A: T1 e T2; B T3 e T4.....	56
Figura 11	Variação dos valores médios de carbono nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	59
Figura 12	Variação dos valores médios de nitrogênio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	61
Figura 13	Variação dos valores médios de relação carbono / nitrogênio (C/N) nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	62
Figura 14	Variação dos valores médios de fósforo nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e(B) T3 e T4.....	65
Figura 15	Variação dos valores médios de potássio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	67
Figura 16	Variação dos valores médios de sódio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados:(A) T1 e T2, e (B) T3 e T4.....	68
Figura 17	Valores de pH observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades.....	69

Figura 18	Valores de potássio (A), sódio (B) e fósforo (C) observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades	71
Figura 19	Aspecto do composto produzido após 120 dias de compostagem e após o processo de peneiramento em peneira de 4 mm (A); rejeito observado após o peneiramento (B)	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Quantidade de resíduo destinado para compostagem e estimativa de matéria orgânica coleta em toneladas por dia21
Tabela 2	Caracterização da umidade e relação carbono/ nitrogênio dos diferentes resíduos utilizados no processo de compostagem36
Tabela 3	Quantidade dos diferentes resíduos e de água utilizados na montagem das pilhas de compostagem39
Tabela 4	Caracterização física e química dos resíduos utilizados na compostagem.....47
Tabela 5	Valores de nitrogênio total Kjeldahl observados a 0,20 e a 0,50 m de profundidade no pátio de compostagem sem impermeabilização, antes e depois do processo de compostagem.....73
Tabela 6	Características químicas e físicas do composto produzido aos 120 dias de compostagem nos diferentes tratamentos avaliados....74
Tabela 7	Comparação entre as características químicas e físicas avaliadas no composto produzido aos 120 dias de compostagem nos diferentes tratamentos e aquelas estabelecidas na Instrução Normativa nº 25, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009), e na Resolução Conama nº 375 (BRASIL, 2006).....79

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETRES I	Campo Experimental de Tratamento de Resíduos Sólidos I.
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization
LAADeg	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
pH	potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
T1	Tratamento um (Capim + RU)
T2	Tratamento dois (Capim + RU + Lodo)
T3	Tratamento três (Serragem/maravalha + RU)
T4	Tratamento quatro (Serragem/maravalho + RU + Lodo)
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFV	Universidade Federal de Viçosa

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO	20
3.1	Resíduos Sólidos Urbanos	20
3.2	Compostagem	22
3.2.1	Principais fatores que afetam a compostagem	23
3.2.2	Métodos utilizados para realização da compostagem	28
3.2.3	Materiais utilizados para a compostagem	29
3.2.3.1	Resíduo Orgânico de Restaurante	29
3.2.3.2	Lodo de esgoto	29
3.2.3.3	Capim e Serragem/Maravalha	31
3.2.4	Outros métodos para degradação da matéria orgânica	31
4	MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1	Localização experimental	33
4.2	Caracterização dos resíduos orgânicos	33
4.3	Montagem das pilhas de compostagem	36
4.4	Monitoramento do processo de compostagem	40
4.4.1	Temperatura	41
4.4.2	Umidade	41
4.4.3	Ciclo de reviramento	42
4.4.4	Análises laboratoriais	42
4.4.5	Avaliações finais	43
4.5	Caracterização do solo do pátio de compostagem	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
5.1	Caracterização dos resíduos sólidos	46
5.2	Resultados do processo de compostagem	47
5.2.1	Umidade	47
5.2.2	Temperatura	51
5.2.3	Potencial hidrogeniônico (pH)	55
5.2.4	Carbono, nitrogênio e relação C/N	58
5.2.5	Fósforo, sódio e potássio	64
5.3	Avaliação do solo do pátio de compostagem	69
5.4	Composto Final	73
6	CONCLUSÕES	81
7	SUGESTÕES	82
	REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o desenvolvimento tecnológico acelerado, trouxe consigo, além do desenvolvimento, a geração de resíduos pertinentes a tal crescimento, em função das necessidades da população. Porém, esse aumento na geração de resíduos vem acarretando sérios problemas de ordem social e ambiental para o planeta.

Segundo a Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) – 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (2004), os resíduos sólidos são aqueles nos estados sólidos e semissólidos, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição ou agrícola.

Os resíduos sólidos constituem um dos principais problemas enfrentados pela humanidade. O acentuado crescimento demográfico, seguido do grande desenvolvimento tecnológico, vem aumentando-Obras Citadas

Não há fontes bibliográficas no documento atual.

consideravelmente a quantidade de resíduos sólidos descartados pelo homem; problemática que assume proporções ainda maiores, na medida em que se verifica a redução da disponibilidade de áreas para disposição dos rejeitos, e o seu alto potencial de contaminação do ambiente (SILVA, 2007; VERAS; PAVIONELLI, 2004).

Para Dias et al. (2012), os resíduos sólidos constituem um problema de ordem sanitária, exatamente porque não lhes são dados os cuidados necessários, em todos os seus aspectos, desde o acondicionamento até a destinação final. O crescimento de diferentes setores da economia nos últimos anos indica que a geração de resíduos continuará aumentando (BRASIL, 2013; CAMPOS, 2012). O manejo dos resíduos sólidos, tratamento e disposição, devem ser adequados, já que muitas destas atividades dependem prioritariamente de recursos naturais

para existirem. O manejo adequado da fração orgânica traz consigo também o benefício da redução do gás metano, evitando sua emissão na atmosfera, reduzindo assim, o impacto do aumento da retenção de calor na atmosfera.

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em 2012, o Brasil gerou 183.481,5 toneladas de resíduos, sendo que desse valor, 94.334,10 são de origem orgânica, correspondendo a 51,2% de todo o resíduo gerado no Brasil (BRASIL, 2012). Analisando os valores apresentados, e sabendo que em sua grande maioria, o descarte desses resíduos orgânicos é realizado de forma inadequada, em aterros sanitários ou em casos extremos em vazadouros, se faz necessário medidas para um direcionamento desses resíduos, a fim de se evitar problemas sociais e ambientais.

A aprovação da Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, regulamentada pelo Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), marcou o início de uma forte articulação institucional, envolvendo o setor público, o setor produtivo e a sociedade civil, na busca de soluções para os graves problemas causados pelos resíduos, que vêm comprometendo a qualidade de vida dos brasileiros.

A PNRS (BRASIL, 2012) estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações, e importantes instrumentos, tais como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que está em processo de construção e contemplará os diversos tipos de resíduos gerados, Rezende, Carvalho e Ferreira (2013), alternativas de gestão e gerenciamento passíveis de implantação, bem como metas para diferentes cenários, programas, projetos e ações correspondentes (BRASIL, 2012).

Uma forma para tratamento dos restos orgânicos, bastante utilizada e recomendada pela PNRS (BRASIL, 2010) é a compostagem. Segundo a PNRS, no âmbito da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, cabe ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos

sólidos, implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos, e articular com os agentes econômicos e sociais, formas de utilização do composto produzido.

A compostagem consiste em um processo natural de decomposição aeróbia dos resíduos orgânicos por microrganismos, que pela oxidação biológica dos materiais, liberam dióxido de carbono e água, resultando num composto rico em macro e micronutrientes úteis as plantas (KEFALAS; SOUZA; DENEKA, 2011).

O uso agrícola de resíduos, tem sido recomendado em virtude de proporcionar benefícios agrônômicos, como elevação do pH do solo, redução da acidez potencial e aumento na disponibilidade de macronutrientes (ABREU JÚNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2001; KROB et al., 2011; LIMA et al., 2011; MORAES et al., 2014), além de representar um benefício de ordem social, devido a disposição final menos impactante no ambiente.

Diversos trabalhos têm mostrado aumento na produção de matéria seca e grãos, por espécies de interesse agrônômico, cultivadas em solos tratados com o composto gerado a partir de resíduos orgânicos. Em alguns casos, o aumento é equiparável ou superior aos obtidos com a adubação mineral recomendada para as culturas (OLIVEIRA et al., 2009; RODRIGUES al., 2011; STOJAKI et al., 2013). A utilização da matéria orgânica humificada, gera impactos positivos ao solo, evitando-se processos erosivos, correções de nutrientes no solo, dentre outros fatores. Mas vale salientar, que devem ser feitas as análises pertinentes do composto final de acordo com a origem do material utilizado na compostagem.

Existem várias maneiras de montar uma massa (pilha ou leira) de compostagem, usando sempre um equilíbrio de nutrientes para a realização do processo de decomposição da matéria orgânica. Dentre os materiais utilizados, destacam-se orgânicos, provenientes de restos de alimentos, lodo de estações de

tratamento e capim, além de materiais extremamente carbonáceos como a maravalha e a serragem de madeira.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de diferentes fontes de carbono e nitrogênio na compostagem de resíduos orgânicos resultantes das refeições do Restaurante Universitário (RU) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Os objetivos específicos foram:

- a) Caracterizar os resíduos gerados no RU por meio de análises físicas e químicas;
- b) Determinar o tempo de compostagem dos resíduos do RU, misturado com capim cortado na UFLA, e serragem/maravalha de madeira;
- c) Determinar o tempo de compostagem a partir da utilização de lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico como inoculante;
- d) Avaliar quimicamente a qualidade do composto final, produzido por meio das análises de carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, pH, matéria orgânica e metais pesados;
- e) Avaliar as camadas de solo de 0-0,20 m e de 0,20-0,50 m, abaixo das pilhas de compostagem, antes e após a condução do processo de compostagem;
- f) Determinar a necessidade, ou não, de impermeabilização do solo, para efetuar a compostagem de restos de comida, em função da ocorrência de contaminação das camadas de solo abaixo das pilhas e compostagem.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de resíduos sólidos é inerente ao ser humano, ou seja, desde muito tempo, a geração de resíduos sólidos o acompanha. Porém, nos últimos anos, essa geração cresceu bastante, devido ao crescimento populacional, consumismo desenfreado, facilidades e novas tecnologias da vida moderna. A média da geração per capita de resíduos sólidos urbanos (RSU), no Brasil, entre 2002 a 2009, variou de 0,75 a 0,96 kg d⁻¹, correspondendo a um aumento de 28% em 8 anos, enquanto o aumento populacional no período, foi de apenas 8,3% (CAMPOS et al., 2012).

Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2014), no Brasil, são coletados diariamente, 209.280 toneladas de resíduos, gerando um índice de 1,041 kg por habitante. Ao serem comparados os valores referentes aos anos de 2012 e 2013, nota-se um aumento de 4,4% na quantidade de RSU coletado no Brasil, o que gera um aumento no índice per capita de 0,64%, de 2012 para o ano de 2013, que era de 1,037.

Comparando as informações do Plano Nacional de Resíduos Sólidos aos citados por Campos et al. (2012), verifica-se que o valor per capita na geração de resíduos urbanos, passou de 0,75 para 1,041 kg d⁻¹, entre os anos de 2002 e 2013, ocasionando assim, um aumento de quase 40% na geração do RSU.

A partir dos dados obtidos para elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), verifica-se que 51% dos resíduos são orgânicos, 35% de resíduos recicláveis, e 14% de outros resíduos. Levando em consideração apenas os resíduos que poderiam ter uma destinação e gerenciamento correto no Brasil, nota-se que em torno de 85% desse resíduo,

poderia ser reaproveitado, por meio da reciclagem (plástico, vidros, metais, papéis) e/ou compostagem (restos de frutas, legumes de alimentos em geral, folhas, gramas etc), como mecanismo de tratamento destes resíduos.

Dados do diagnóstico sobre RSU, realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2012), evidenciam que apenas 1,6% do resíduo orgânico coletado no Brasil, é tratado via unidade compostagem, sendo que na região Sudeste, esse valor é de 1,9%, o que corresponde a 684 toneladas por dia (Tabela 1).

Tabela 1 Quantidade de resíduo destinado para compostagem e estimativa de matéria orgânica coleta em toneladas por dia

Região	QC (t d ⁻¹)	MOC (t d ⁻¹)	TTC (%)
Brasil	1.519,5	94.309,1	1,6
Sudeste	684,6	35.044,1	1,9

QC - Quantidade encaminhada para compostagem; MOC - Estimativa de matéria orgânica coletada; TTC - Taxa de tratamento em função da coleta (IPEA, 2012)

De acordo com Franco (2012), em estudos realizados na região do Sul do Estado de Minas Gerais, observou-se uma produção média de resíduos sólidos domiciliares de 0,471 kghab⁻¹dia⁻¹no inverno, e 0,582 kghab⁻¹dia⁻¹no período de verão. Destes, cerca de 65% são resíduos orgânicos compostáveis.

O não controle dos resíduos sólidos pode gerar problemas positivos ou negativos ao meio ambiente, uma vez que o descarte incorreto dos resíduos, ou seja, o não tratamento correto pode afetar tanto o solo e a água, quanto o ar.

Os resíduos sólidos orgânicos, quando utilizados no solo, além de fonte de nutrientes têm importante influência na estruturação, retenção de água e consistência do solo, por isso, um controle adequado do resíduo orgânico, pode gerar efeitos positivos naquele ambiente, e conseqüentemente, a cultura nele inserida (MATOS et al., 2014). Todavia, esse manejo inadequado, pode gerar

problemas como salinização e contaminação do solo e de plantas, com metais pesados, além da contaminação de homens e animais, de acordo com o mesmo autor.

Além dos problemas expostos referentes ao solo, podem ocorrer impactos negativos como mau cheiro, produção de chorume e contaminação do solo e cursos d'água, desenvolvimento de microrganismo e aparecimento de moscas, poluição visual, dentre outros. Por isso, a destinação correta do resíduo orgânico é necessária, sendo a compostagem um processo eficaz para destinação do resíduo orgânico.

3.2 Compostagem

Dentre as técnicas de transformações de resíduos orgânicos, uma de grande alcance, tendo em vista sua praticidade e resultados alcançados, é a compostagem; pois possibilita a transformação de resíduos orgânicos em adubos orgânicos de grande valor fertilizante para as plantas (SILVA, 2007). Matéria orgânica é todo produto proveniente de corpos organizados contendo basicamente carbono, hidrogênio e oxigênio (PEREIRA NETO, 2006). Porém, num sentido mais amplo, o termo relaciona-se a todo composto de carbono suscetível a degradação.

O processo de compostagem não se limita apenas a adição e mistura de materiais orgânicos em pilhas ou leiras, mas envolve a escolha dos materiais, a seleção do sistema de compostagem, o local onde será realizada, como também a disponibilidade desses materiais para que o processo se complete de forma econômica (KIEHL, 1998).

O processo de compostagem é caracterizado por duas fases bem distintas, sendo a primeira, definida como a degradação ativa, e a segunda, como a fase de maturação. Na primeira etapa do processo, ocorre a oxidação da

matéria orgânica e eliminação de microrganismos patogênicos. Nessa fase a temperatura varia entre 40° e 65°C, caracterizando a fase termofílica, durando em média, os primeiros 70 a 90 dias da compostagem. A segunda fase é caracterizada pela maturação do composto. Nessa etapa, a temperatura se mantém entre 35° e 45°C, caracterizando a fase mesofílica, em que o composto orgânico ainda não se encontra totalmente humificado, a duração desta etapa pode durar de 30 a 60 dias, quando todo o composto orgânico estará mineralizado (PEREIRA NETO, 2006).

A compostagem como processo biológico, é afetada por qualquer fator que possa influenciar a atividade microbiológica. Para Kiehl (1985) e Silva (2007), o tempo necessário para promover a compostagem de resíduos orgânicos, depende da relação entre as concentrações de carbono e de nitrogênio (C/N) no material a ser compostado, das dimensões das partículas, da aeração da pilha ou leira, e do número e da frequência dos revolvimentos que promovem a aeração e a dissipação do calor excessivo. Além desses fatores, Pereira Neto (2006), destaca ainda, o teor de umidade, a concentração de nutrientes, e o pH da mistura de resíduos.

3.2.1 Principais fatores que afetam a compostagem

a) Umidade

Por se tratar de um processo microbiológico, a umidade das leiras de compostagem, torna-se de vital importância durante o processo, uma vez que a atividade microbiológica está diretamente ligada ao teor de umidade, necessário para satisfazer a demanda fisiológica dos microrganismos. A umidade deve ser acompanhada com frequência, visto que o excesso ou escassez de água afetam diretamente o processo de compostagem.

O controle do excesso de umidade, muitas vezes negligenciado na maioria dos sistemas de compostagem em operação no país, é necessário e importantíssimo para evitar a anaerobiose, a qual ocorre quando o excesso de água ocupa os espaços vazios do material (PEREIRA NETO, 2006). Matos et al. (2014) e Silva (2007) relatam que valores de umidade maiores que 65%, trazem prejuízo a aeração e, por outro lado, umidades menores que 40%, trarão inibição da atividade microbiológica, diminuindo assim, a velocidade de degradação do material orgânico.

Com estudos desenvolvidos por Pereira Neto (1996), verificou-se que a umidade ideal para que ocorra o processo de compostagem de resíduos sólidos, em clima tropical, característico no Brasil, está entre 40 % e 60 %.

b) Temperatura

Assim como a umidade, a temperatura constitui um dos fatores mais indicativos no processo de compostagem, em que, sua manutenção na faixa adequada, afeta positivamente o processo de compostagem. O controle é fundamental para o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

A temperatura é considerada por muitos pesquisadores como o mais importante indicador da eficiência do processo de compostagem, estando intimamente relacionada com a atividade metabólica dos microrganismos, a qual está diretamente afetada pela taxa de aeração e umidade (VALENTE et al., 2009).

O valor médio ideal da temperatura, característico da primeira fase do processo compostagem, é de 55°C na fase termofílica, em que ocorre o aquecimento, degradação ativa e resfriamento (Figura 1). Temperaturas superiores a 65°C devem ser evitadas, pois causam a eliminação dos

microrganismos mineralizadores, responsáveis pela degradação dos resíduos orgânicos (PEREIRA NETO, 2006).

Após a primeira fase, ocorre a fase mesofílica, que é a maturação do composto, quando a temperatura permanece moderada até os 40°C. Essa fase é verificada entre o segundo e o quinto dia de implementação das pilas, ou leiras de compostagem, e após o término da fase termofílica, dando início às fases de resfriamento e maturação do composto orgânico.

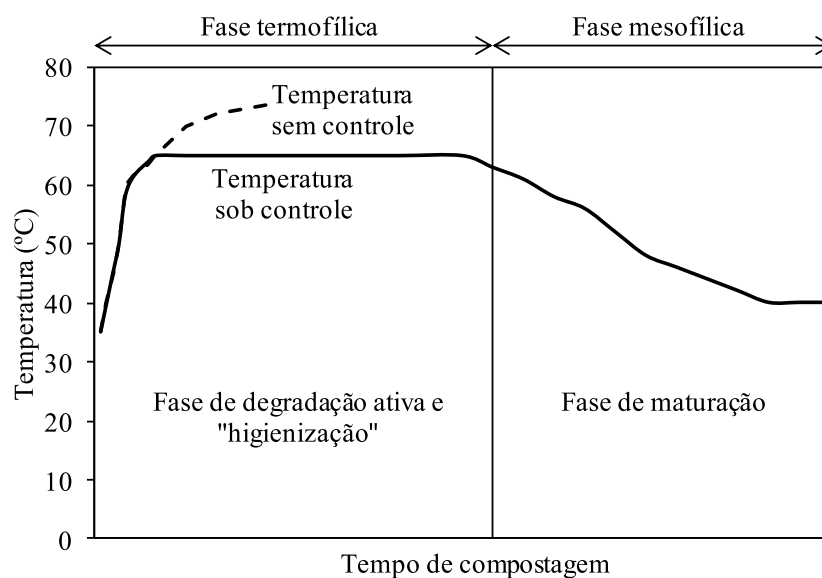


Figura 1 Variação da temperatura da massa de compostagem durante as diferentes fases do processo

Fonte: Adaptado de Pereira Neto (2006).

c) Aeração / oxigenação

Como a compostagem é um processo aeróbico, a aeração é vital para o processo, pois, para a oxidação biológica do carbono constituinte dos resíduos orgânicos, faz-se necessária a presença do oxigênio para os microrganismos

realizarem a decomposição da matéria carbonácea. Segundo Kiehl (1998), o processo aeróbio é caracterizado pela alta temperatura desenvolvida no composto, pelo menor tempo de degradação da matéria orgânica, e pelas reações de oxidação e oxigenação que se dão no processo, conduzindo o substrato a ter no final um pH próximo de 7,0.

Segundo Pereira Neto (2006), a aeração tem como objetivo suprir a demanda de oxigênio dos microrganismos e atuar como agente de controle da temperatura, podendo ser feita de modo natural, por revolvimentos da massa, ou artificial, de maneira mecânica, por injeção ou aspiração de ar.

O devido controle da aeração afeta diretamente a temperatura e a umidade do composto, pois, ao realizar o reviramento das pilas/leiras é introduzido oxigênio entre os poros, controlando assim, a temperatura do composto e concomitantemente, a correção da umidade. De acordo com Resende e Carvalho (2012), o reviramento em intervalos maiores de tempo, faz com que a perda de N seja menor, porém, deve-se ter critérios ao escolher esse período, uma vez que sua principal função é o controle da umidade e temperatura.

d) Potencial hidrogeniônico (pH)

Rodrigues et al. (2006) e Valente et al. (2009), comentam que a faixa de pH considerada ótima para o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela compostagem, varia entre 5,5 e 8,5, pois, a maioria das enzimas encontram-se ativas nesta faixa de pH. Contudo, Pereira Neto (2006), indica que a compostagem pode ser desenvolvida numa faixa bem ampla de pH, ou seja, entre 4,5 e 9,5, e que os valores extremos são automaticamente regulados pelos microrganismos, por meio da degradação de compostos, que produzirão subprodutos ácidos ou básicos, de acordo com a necessidade do meio

Para Kiehl (1985), o valor de pH, fornece boa informação sobre o estado de decomposição da matéria orgânica que foi submetida a um processo de

degradação. Ainda segundo o autor, durante os primeiros dias de compostagem, o composto pode-se tornar mais ácido ainda, devido a formação de pequenas quantidades de ácidos minerais, que logo desaparecem, e dão lugar aos ácidos orgânicos.

e) Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

Outro fator de suma importância para ser avaliado durante o processo de compostagem, é a relação entre as concentrações de carbono e de nitrogênio, do resíduo homogeneizado a ser compostado. Um balanço inadequado nessa relação pode acarretar uma má qualidade no composto, e, principalmente, uma ineficiência no processo, pois a alta relação C/N pode dificultar a degradação desejada, aumentando assim, o tempo de compostagem, tendo em vista que faltará nitrogênio para os microrganismos, e se for baixa, pode ocorrer a perda de nitrogênio na forma de amônia (NH_3).

Segundo Pereira Neto (2006), a concentração dos macronutriente C e N é um fator crítico na compostagem, sendo a relação entre 30:1 e 40:1 considerada a faixa ótima para início da compostagem, e entre 10:1 e 15:1, os valores observados quando da completa maturação do composto. Valente et al. (2009), comentam que a relação C/N é um índice utilizado para avaliar os níveis de maturação de substâncias orgânicas e seus efeitos no crescimento microbiológico, já que a atividade dos microrganismos heterotróficos, envolvidos no processo, depende tanto do conteúdo de C para fonte de energia, quanto de N para síntese de proteínas.

Silva (2009) e Silva et al. (2001), relatam que ao serem misturados dois ou mais resíduos orgânicos, deve-se procurar maior equilíbrio na relação C/N, utilizando-se assim, normalmente, um material rico em nitrogênio, associado a material rico em carbono orgânico.

f) Granulometria

A granulometria é considerada um importante fator para o processo de compostagem. Quanto menor o tamanho das partículas, maior sua superfície, que pode ser atacada e digerida pelo microrganismo (KIEHL, 1985). No entanto, partículas muito pequenas, reduzem as trocas gasosas da massa de compostagem com o meio externo, reduzindo também, a oxigenação. Segundo Pereira Neto (2006), o tamanho das partículas da massa de compostagem devem se situar entre 10 e 50 mm.

3.2.2 Métodos utilizados para realização da compostagem

A partir do conceito da compostagem, pesquisadores têm desenvolvido trabalhos, no intuito de aperfeiçoá-la, reduzindo o tempo de compostagem, que dura em média 120 dias, e conseqüentemente, os custos com energia, mão de obra, e área a ser ocupada com os pátios de compostagem tradicionais.

Existem dois métodos de compostagem que podem ser feitos pelo processo de leiras estáticas aeradas ou por aeração manual/reviramento. O processo de leiras estáticas para compostagem consiste na ventilação forçada de ar, para possibilitar condições aeróbias para a compostagem, evitando dessa maneira, a necessidade de reviramento na fase inicial de degradação ativa (MATOS et al., 2014).

Segundo o mesmo autor, no processo de compostagem com aeração, por reviramento manual, tem-se a necessidade do reviramento do material na primeira fase de degradação da compostagem, devido ao aumento da temperatura do material e a demanda de oxigênio que é muito alta. Com o reviramento consegue-se aerar o material, reduzindo assim, a demanda por oxigênio, e também a temperatura.

3.2.3 Materiais utilizados para a compostagem

Como já descrito, para uma compostagem eficiente, é necessário um balanço de carbono e nitrogênio na composição final das pilas/leiras. Nesse sentido, pode-se classificar os resíduos em ricos em nitrogênio, tais como: estrume de animais, restos de vegetais hortícolas, lodo de esgoto, etc; e aqueles que são fontes principais de carbono: podas de jardins, folhas e galhos das árvores, palhas, dentre outros.

3.2.3.1 Resíduo Orgânico de Restaurante

Considerando a geração total de resíduo urbano gerado no Brasil, 51% são de origem orgânica, que segundo Pereira Neto (2006), é todo produto proveniente de corpos organizados, contendo basicamente carbono, hidrogênio e oxigênio. Nesse sentido, todo material proveniente de sobras de pratos e preparo do alimento é caracterizado como de origem orgânica, comparados aos resíduos orgânicos urbanos.

Em levantamentos feitos por Amorim e Mansur (2015), foi relatado que estudos da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), indicam um desperdício de aproximadamente 26 milhões de toneladas de comida, segundo o mesmo autor, esses valores seriam o suficiente para distribuir 131,5 kg para cada brasileiro. Esses valores vão desde a produção em campo, ao manuseio, transporte e refeições feitas em residências.

3.2.3.2 Lodo de esgoto

Os lodos de esgoto são geralmente ricos em matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e micronutrientes. No processo da compostagem, esses

resíduos devem ser misturados a outra substância estruturante, rica em carbono, como o objetivo de equilibrar a relação carbono/nitrogênio, parâmetro esse, fundamental no processo.

No Brasil, a questão do destino final do lodo de esgoto, permaneceu esquecida até recentemente, quando modernas e eficientes estações de tratamento de esgotos foram instaladas, sem qualquer proposta do que fazer com o lodo gerado. Em certos casos, o lodo foi acumulado nas áreas próximas às estações, com sérios riscos ambientais imprevisíveis. A falta de uma alternativa segura de tratamento e destino final do lodo gerado em uma ETE pode anular, parcialmente, os benefícios do saneamento segundo (FERNANDES, 2002).

Devido aos recentes estudos na utilização de esgoto na agricultura, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), por meio da Resolução nº 375/2006 (BRASIL, 2006), estabeleceu alguns critérios para aplicação do resíduo na agricultura, através de análises feitas em cada estação de tratamento. De acordo com Silva (2006), a utilização de lodo úmido (torta) ou seco (granulado), no solo, para verificar a eficiência no plantio de eucalipto, o mesmo mostrou-se eficiente quando comparado a testemunha. O mesmo autor, ainda em seu trabalho, não encontrou diferenças na produção de madeira, no que tange a utilização do lodo úmido ou seco, concluindo que para fins econômicos, a utilização do lodo seco foi a melhor opção, devido ao custo inferior no transporte.

Komilis, Evangelou e Voudrias (2011), estudaram diferentes dosagens de lodo desidratado para compostagem, com vistas a maximizar a degradabilidade das misturas durante a compostagem. De acordo com o estudo, o lodo misturado aos resíduos de alimentos, na proporção 1:1, proporcionaram uma maximização na degradabilidade da matéria orgânica.

3.2.3.3 Capim e Serragem/Maravalha

Os resíduos palhosos utilizados a fim de alcançar as características desejadas para o desenvolvimento do processo de compostagem, normalmente são denominados como materiais de enchimento, ou fontes de carbono. Estes resíduos são adicionados com o intuito de ajustar a umidade, a relação carbono/nitrogênio ou a textura da massa em compostagem (MARAGNO; TROMBIN; VIANA, 2007; NUNES, 2003). Gao et al. (2010), estudaram o efeito da aeração forçada em compostagem de serragem e esterco de galinha, avaliando o pH, a matéria orgânica e a relação final de carbono e nitrogênio. Foi observada uma perda média de matéria orgânica de 14%, e uma relação C/N final do composto de 17/1. O pH permaneceu na faixa superior a 7 durante todo o processo de compostagem.

3.2.4 Outros métodos para degradação da matéria orgânica

A compostagem aeróbica realizada como tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, é uma das alternativas encontradas para sanar os problemas advindos da disposição inadequada destes resíduos. Além desse processo, vale salientar a existência de outros mecanismos, como a incineração e a digestão anaeróbia (fermentação).

A fermentação é realizada por microrganismo que pode viver em ambientes isentos de oxigênio. Geralmente, essa decomposição ocorre com a massa encharcada ou completamente imersa em água. A compostagem anaeróbia tem como um dos subprodutos a produção de gás metano, que pode ser utilizado como fonte de energia (KIEHL, 1985). Zhang et al. (2007) analisou o resíduo da cidade de São Francisco nos Estados Unidos, onde se notou a alta

biodegradabilidade e produção de metano a partir da digestão anaeróbica de resíduo de orgânico.

A incineração, uma das tecnologias existentes para o tratamento térmico dos resíduos, é a queima por um tempo predeterminado de materiais em alta temperatura (geralmente acima de 900°C), misturados com uma quantidade de ar apropriada (CAIXETA, 2005; INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICA - IPT, 1995). A incineração dos resíduos sólidos urbanos, com aproveitamento energético, quer seja para a geração de energia elétrica, quer seja para geração de vapor, é uma alternativa que vem sendo empregada para solucionar os problemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, principalmente nos países da Europa, Estados Unidos e Japão (CAIXETA, 2005; GRIPP, 1998). No Brasil, Morgado e Ferreira (2006), estudaram a viabilidade da incineração para a região metropolitana de Goiânia, a fim de minimizar a destinação do RSU para aterros e como fonte de geração de energia, chegando a obter valores de 289 MWh/ano, o suficiente para atender uma população de aproximadamente 11 mil habitantes.

O bioestabilizador, conhecido também por “acelerador” no processo de compostagem, é um sistema complexo, com custos de operação e manutenção elevados, onde a aeração é feita com a inserção de oxigênio forçada por tubulações perfuradas, sobre as quais se colocam as pilhas de resíduos orgânicos. Porém, quando operado criteriosamente, é altamente eficaz no controle do grau de oxigênio, temperatura, umidade e outros fatores inerentes ao processo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para obtenção dos dados optou-se por uma pesquisa qualitativa, com a realização de um experimento composto por pilhas de material orgânico, com diferentes fontes de carbono e nitrogênio, onde se avaliou o tempo de compostagem para cada um deles.

4.1 Localização experimental

O presente trabalho foi conduzido nas dependências da Universidade Federal de Lavras–UFLA, no Campo Experimental de Tratamento de Resíduos Sólidos I (CETRES I), unidade vinculada a Diretoria de Meio Ambiente da UFLA. As coordenadas geográficas do local são: latitude 21°14’S, longitude 45°00’ W e altitude média de 918 metros. O clima é classificado segundo Koppen, em Cwa temperado chuvoso, com inverno seco e verão chuvoso (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

O experimento foi dividido em duas etapas: caracterização dos resíduos orgânicos a serem utilizados na compostagem, e execução em campo do tratamento dos resíduos por meio do processo de compostagem.

4.2 Caracterização dos resíduos orgânicos

Diariamente, durante o período de uma semana (02/06/2014 a 06/06/2014), uma amostra representativa dos resíduos gerados nas refeições foi coletada no Restaurante Universitário da UFLA, após o horário do almoço. Foram consideradas apenas as sobras dos pratos, antes da higienização dos mesmos.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Resíduos Sólidos do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, onde permaneciam armazenadas temporariamente sob refrigeração para posterior análise. Além das amostras diárias, ao final do quinto dia, foram retiradas porções de cada amostra diária já armazenada, para formação de uma amostra composta dos resíduos provenientes das sobras das refeições servidas na semana.

O lodo de ETE utilizado nesse estudo foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto Domésticos do Município de Santo Antônio do Amparo – MG, que possui população de 17.349 habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010), localizada aproximadamente 60 km da UFLA. O lodo foi proveniente do reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente que compõe a ETE.

A coleta foi realizada no dia 04/09/2014, na estação de tratamento de esgoto da cidade, e encaminhada para o Campo Experimental de Tratamento de Resíduos Sólidos I (CETRES I). O material foi armazenado em bombonas de 200 litros até a utilização, para montagem das pilhas de compostagem.

O capim utilizado na compostagem foi o capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq cv Colonião), coletado no dia 08/09/2014, nas proximidades do CETRES I, e encaminhado para o Departamento de Zootecnia da UFLA, para ser triturado em picadeira com peneira de aproximadamente 10 mm de abertura, obtendo-se assim, um material homogêneo. Na sequência, o material foi encaminhado para armazenamento no CETRES I.A, serragem/maravalha, utilizada no experimento, e que foi obtida em serralherias da cidade de Lavras e encaminhada ao CETRES I para montagem das pilhas de compostagem (Figura 2).



Figura 2 Característica dos diferentes resíduos: (A) capim; (B) lodo de esgoto; (C) homogeneização do resíduo do Restaurante Universitário da UFLA; e (D) serragem/maravalha

Todos os resíduos utilizados no experimento foram avaliados nos Laboratórios de Resíduos Sólidos e de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA. A caracterização foi feita em relação a umidade, pelo método gravimétrico em

estufa, pH em água, pelo método potenciométrico, carbono orgânico, pela oxidação por via úmida do carbono orgânico por dicromato de potássio, nitrogênio total Kjeldahl, pelo método micro Kjeldahl (SILVA, 2009). A relação entre as concentrações de carbono e nitrogênio (C/N) foi obtida pela divisão da concentração de carbono, pela concentração de nitrogênio das amostras.

A caracterização inicial dos resíduos utilizados na compostagem está descrita na Tabela 2.

Tabela 2 Caracterização da umidade e relação carbono/ nitrogênio dos diferentes resíduos utilizados no processo de compostagem

Resíduos	Umidade (%)	Relação C/N
Resíduo do RU	58,0	12/1
Capim	12,0	52/1
Serragem/Maravalha	14,0	240/1
Lodo	68,0	13/1

4.3 Montagem das pilhas de compostagem

Após a fase de caracterização dos materiais utilizados no experimento, para a obtenção dos valores médios de carbono, nitrogênio e umidade, iniciou-se a segunda etapa no processo experimental da compostagem dos resíduos provenientes do restaurante universitário, quando foram montadas as pilhas de compostagem e realizadas as análises laboratoriais para acompanhamento do processo.

Os diferentes tratamentos avaliados foram compostos pela montagem de pilhas de resíduos com diferentes composições, sendo as mesmas confeccionadas em duplicata (Quadro 1).

Tratamento 1 (T1)	Pilha 1 (P1)	Capim + Resíduo do RU
	Pilha 2 (P1)	Capim + Resíduo do RU
Tratamento 2 (T2)	Pilha 3 (P3)	Capim + Resíduo do RU + Lodo
	Pilha 4 (P4)	Capim + Resíduo do RU + Lodo
Tratamento 3 (T3)	Pilha 5 (P5)	Serragem/Maravalha + Resíduo do RU
	Pilha 6 (P6)	Serragem/Maravalha + Resíduo do RU
Tratamento 4 (T4)	Pilha 7 (P7)	Serragem/Maravalha + Resíduo do RU+ Lodo
	Pilha 8 (P8)	Serragem/Maravalha + Resíduo do RU+ Lodo

Quadro 1 Especificação dos tratamentos utilizados no processo experimental da compostagem dos resíduos do restaurante universitário da UFLA com outros diferentes resíduos orgânicos

As pilhas que compuseram os tratamentos T1 e T2 foram montadas diretamente sobre o solo limpo, não impermeabilizado, no dia 14/09/2014, e aquelas que integraram os tratamentos T3 e T4, também para o solo não impermeabilizado, no dia 20/09/2014 (Figura 3).



Figura 3 Processo de montagem das pilhas de compostagem. (A) disposição da serragem/maravalha; (B) disposição do lodo de esgoto sobre a serragem/maravalha; (C) separação do capim-colonião para pesagem; e (D) adição de água para o umedecimento da pilha recém-montada

Na montagem das pilhas foram utilizados os modelos de baixo custo descritos por Pereira Neto (2006). Assim, considerou-se um peso mínimo inicial

de 500 kg de material para compostagem. A quantidade dos diferentes resíduos utilizados na compostagem foi determinada a partir da composição inicial dos resíduos (Tabela 2), estabelecendo-se uma relação C/N de 40/1 para os tratamentos T1 e T3, sem lodo; e de 30/1 para os tratamentos T2 e T4, com lodo de esgoto na composição das pilhas. Em função da umidade dos resíduos na caracterização inicial, foi adicionada água da rede de abastecimento da UFLA, para alcançar uma faixa de umidade inicial em torno de 50 %, em todos os tratamentos (PEREIRA NETO, 2006) (Tabela 3).

Tabela 3 Quantidade dos diferentes resíduos e de água utilizados na montagem das pilhas de compostagem

Tratamento/Pilhas	Resíduos e água	Massa (kg)
T1 (P1 e P2)	Capim	480
	Resíduo do RU	120
	Água	196
T2 (P3 e P4)	Capim	420
	Resíduo do RU	87
	Lodo	100
	Água	140
T3 (P5 e P6)	Maravalha	398
	Resíduo do RU	210
	Água	150
T4 (P7 e P8)	Maravalha	350
	Resíduo do RU	150
	Lodo	150
	Água	140

O resíduo proveniente do RU foi colocado em uma caixa de polietileno de 1.000 litros de capacidade (Figura 4), onde ocorreu a homogeneização, uma

vez que esse material foi armazenado em sacos plásticos ao longo de 5 dias, à medida que chegava diariamente ao CETRES I.



Figura 4 Homogeneização do resíduo sólido orgânico proveniente do restaurante universitário da UFLA

Após a homogeneização, iniciou-se a montagem das pilhas, intercalando camadas de capim, ou serragem/maravalha, dependendo do tratamento, resíduo do RU, lodo (quando pertinente) e água.

Ao final da montagem das pilhas, obteve-se 1,30 metro de altura por 2 metros de base, formando uma figura geométrica cônica.

4.4 Monitoramento do processo de compostagem

Após a montagem das pilhas, durante um período de 120 dias, foi realizado o monitoramento do processo de compostagem.

4.4.1 Temperatura

Para o acompanhamento da temperatura foi utilizado um termômetro digital, tipo espeto da marca Incotern, sendo retiradas três temperaturas em cada pilha (topo, meio e base) a uma profundidade de aproximadamente 30 cm. As temperaturas foram acompanhadas, de segunda a sábado, durante o período de 120 dias, no período da manhã, e aos domingos, apenas quando foi realizado o reviramento das pilhas nestes dias.

4.4.2 Umidade

O acompanhamento da umidade das pilhas de compostagem foi feito manualmente por meio do tato. Segundo Kiehl (1998), esse método consiste em coletar da amostra do composto, e pela compressão na palma da mão. Verificou-se em caso de escorrimento de água pela mão, que a umidade está acima de 60%, sendo indesejável para a compostagem, e não ocorrendo esse fato existem duas possibilidades para determinação da umidade; a primeira é a quebra do coloide, o que sugere que está abaixo da umidade desejada, e segundo, a formação do coloide indicando que a umidade está na faixa de 40 a 60%.

Inicialmente, durante os primeiros 5 dias, foram realizados testes para determinação da umidade da massa de resíduos em laboratório, a fim de correlacionar com a umidade observada manualmente em campo, como em um teste de calibração, uma umidade em torno de 40% para as pilhas durante a primeira fase (degradação ativa) do processo de compostagem. A escolha pela umidade mínima sugerida por Pereira Neto (2006) justifica-se porque no período de execução do experimento, a região de Lavras passava por um período de estiagem, e existia um racionamento de água na UFLA. Além da calibração manual da umidade realizada inicialmente, a cada semana foram coletadas

amostras dos resíduos em compostagem, e enviadas ao laboratório para determinação da umidade em estufa.

4.4.3 Ciclo de reviramento

A partir do desenvolvimento da temperatura inicial nas pilhas de compostagem, verificou-se a necessidade de reviramento das pilhas a cada três dias, para a dissipação do calor e manutenção da temperatura abaixo dos 65°C (PEREIRA NETO, 2006). O reviramento foi realizado com o auxílio de pás, enxadas e garfos de jardinagens (Figura 5) e manteve-se até o final da fase de degradação ativa da matéria orgânica (primeira fase).



Figura 5 Realização do reviramento manual das pilhas de compostagem com o auxílio de enxadas, pás e garfos de jardinagem

4.4.4 Análises laboratoriais

Semanalmente, foram coletadas amostras das diferentes pilhas, que foram encaminhadas aos Laboratórios de Resíduos Sólidos e de Análise de

Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, para determinação da umidade, pelo método gravimétrico após secagem em estufa a 65°C, pH em água, por potenciometria, carbono orgânico, pela oxidação por via úmida do carbono orgânico por dicromato de potássio, nitrogênio total Kjeldahl, pelo método microKjeldahl, fósforo total pelo método fosfomolibdico, após a digestão ácida da amostra, sódio e potássio, em fotômetro de chama após a digestão ácida das amostras (SILVA, 2009). A relação entre as concentrações de carbono e nitrogênio (C/N) foi obtida pela divisão da concentração de carbono, pela concentração de nitrogênio das amostras.

4.4.5 Avaliações finais

Ao final dos 120 dias de monitoramento, foram realizados os procedimentos de pesagem de cada pilha, e o peneiramento do composto produzido em peneira de 4 mm para verificação do rendimento do composto e retirada dos rejeitos. Fez-se ainda, uma avaliação do composto final produzido, homogeneizado e peneirado, por meio da determinação da umidade, pH em água, carbono orgânico, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, sódio e potássio (SILVA, 2009).

Em função da presença do lodo de esgoto em alguns tratamentos, precedeu-se a realização das análises de cobre, zinco, chumbo, cromo e cádmio, em espectrofotometria de absorção atômica, após a digestão ácida das amostras, no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA (SILVA, 2009), a fim de identificar possível contaminação pela lixiviação desses elementos no solo.

4.5 Caracterização do solo do pátio de compostagem

O pátio de compostagem do CETRES I não está impermeabilizado, e apresenta o solo limpo e nivelado. Antes do início do processo de compostagem, foram feitas duas amostragens compostas de solo ao longo de todo o pátio de compostagem, nas profundidades de 0,20 m e 0,50 m.

Ao término do experimento, foram coletadas amostras de solo aos 0,20 m e 0,50 m de profundidade, sob as áreas de ocupação das pilhas de compostos, considerando as áreas de permanência, e aquelas ocupadas após cada reviramento (Figura 6). As amostras de cada repetição, de cada tratamento, foram agrupadas em função da profundidade de coleta, perfazendo ao todo, oito amostras de solo (4 tratamentos x 2 profundidades), além de duas amostras de solo coletadas antes de iniciado o processo de compostagem a 0,20 e 0,50 m. As 10 amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, para determinação da matéria orgânica, fertilidade e sódio (SILVA, 2009).

Nos Laboratórios de Resíduos Sólidos e de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, foi feita a análise do nitrogênio total Kjeldahl, pelo método micro Kjeldahl (SILVA, 2009).



Figura 6 Identificação de alguns pontos de coleta das amostras de solo após o processo de compostagem sob as pilhas e na área de projeção do reviramento

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico são apresentados os resultados inerentes a variação dos fatores que influenciaram o processo de compostagem, bem como as análises do solo, antes e após o experimento, além do tempo para encerramento do processo de compostagem para os diferentes tratamentos.

5.1 Caracterização dos resíduos sólidos

Após a coleta inicial e caracterização de todos os resíduos a serem utilizados no processo de compostagem, foi observado apenas na serragem um valor de pH ácido, tal como obtidos por Himanen e Hänninen (2011). Para os demais resíduos o valor de pH encontrou-se pouco acima da neutralidade (Tabela 4).

Como esperado, para a umidade, os valores dos resíduos do RU e do lodo de esgoto, foram superiores aos demais, devido as composições, tal como observado por Silva (2007). Silva (2007), ainda verificou quando da caracterização dos resíduos a serem compostados, valores de relação C/N, próximos aos encontrados para o lodo neste trabalho, de 12,8/1. A elevada relação C/N para o serragem/maravalha, pode ser justificada por ser um resíduo de alta concentração de carbono (SINHA et al., 2008), uma vez que o mesmo é fonte de carbono para a compostagem (Tabela 4).

Tabela 4 Caracterização física e química dos resíduos utilizados na compostagem

Resíduos	pH	Umidade (%)	Carbono (C) (dag kg ⁻¹)	Nitrogênio (N) (dag kg ⁻¹)	Relação C/N
Resíduo do RU	7,2	58,0	34,4	2,93	11,8/1
Capim	7,7	12,0	36,6	0,70	52,2/1
Serragem	5,9	14,0	51,0	0,21	240/1
Lodo	7,6	68,0	44,6	3,48	12,8/1

5.2 Resultados do processo de compostagem

De acordo com o monitoramento ao longo de 120 dias no processo de compostagem, obteve-se os seguintes resultados de acordo com monitoramento das pilhas e seus respectivos tratamentos.

5.2.1 Umidade

Como observado na (Figura 7), ocorreram duas variações importantes de umidade durante a primeira fase de degradação da matéria orgânica. Houve queda da umidade em T1 no décimo sétimo dia, onde foi observado o valor de 37%. Já em T2, o mínimo valor observado de umidade foi de 38%, e ocorreu no vigésimo quarto dia. Tal fato pode ser justificado pela presença do lodo, que provavelmente proporcionou maior retenção de água em T2 (MALINSKA; ZABOCHICK-SWIATEK, 2013), em relação ao T1, com a presença somente do capim e das sobras do RU. Destaca-se aqui, que o capim, visualmente apresentava maior granulometria e porosidade, permitindo maior penetração de ar nas pilhas, facilitando as perdas de água por evaporação (HUET et al., 2012; SILVA, 2007).

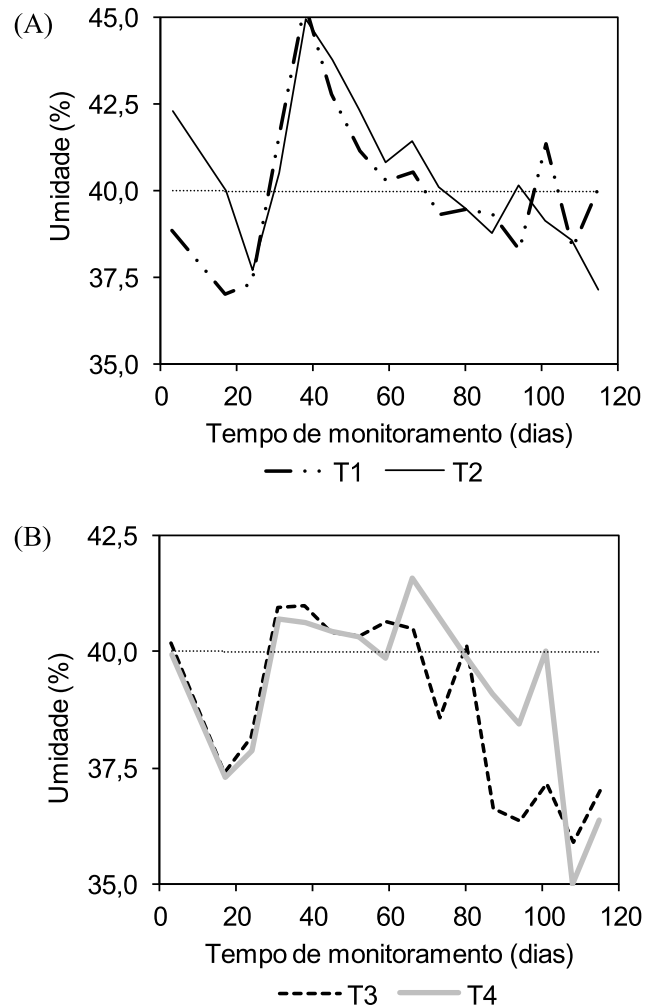


Figura 7 Variação dos valores médios de umidade nas pilhas de compostagem para os diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

Nos tratamentos T3 e T4, os valores mínimos registrados em torno do vigésimo dia foram de 37%. Em função da menor granulometria da serragem/maravalha, que pode ter favorecido a retenção de água, em

comparação ao capim, parece que o lodo não influenciou tanto na retenção de água quanto nos T1 e T2.

Os percentuais observados estão abaixo do recomendado, e foram ocasionadas pelas altas temperaturas ocorridas no período, e também devido a falta de aplicação de água nas pilhas, devido a escassez de água na instituição.

A segunda variação de destaque em T1 e T2, foi observada próximo ao quadragésimo dia, quando ocorreu o umedecimento das pilhas, e posteriormente, houve a precipitação de aproximadamente 30 mm (Figura 8). Tal evento não influenciou a umidade de T3 e T4, provavelmente, devido à menor porosidade da serragem/maravalha, em relação ao capim, e maior uniformidade da superfície das pilhas de T3 e T4, dificultando a infiltração da água da chuva.

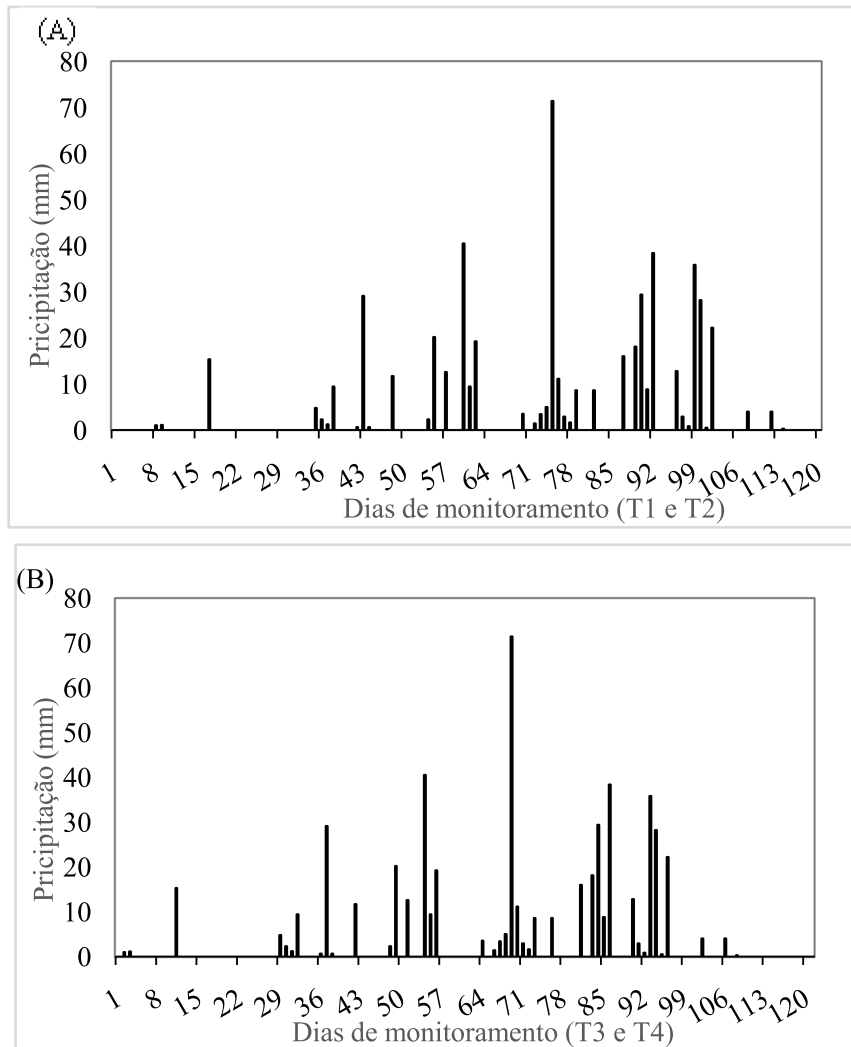


Figura 8 Precipitação pluvial diária ocorrida em Lavras – MG durante o monitoramento do processo de compostagem: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

A baixa umidade verificada, principalmente no início do processo de compostagem, pode ter influenciado negativamente no processo. Como consequência, aos 120 dias de compostagem, tempo considerado adequado para

se obter um composto estabilizado, verificou-se a relação C/N inferior a 18/1, em T3 e T4, considerada ideal para aplicação no solo. Tal fato pode ter ocorrido por influência da manutenção da umidade muito próxima dos 40%, e às vezes abaixo, após o 30º dia até o término da fase de maturação. Para T1 e T2, os valores de umidade foram um pouco superiores (Figura 7). Estes percentuais de umidade, apesar de relativamente pequenos entre os tratamentos, podem ter tido maior influência se for considerada a heterogeneidade do material na pilha de compostagem, e a amostra coletada não ter sido representativa do todo.

Liang, Das e McClendon (2003) concluíram que a umidade da compostagem de 50 a 70%, não influenciou a atividade microbiana. Porém, os valores de atividade microbiana obtidos foram significativamente superiores aos observados para umidade de 40%, que foram maiores que aqueles para a condução em 30% de umidade.

Apesar de retardar o processo, a baixa umidade pode evitar a liberação de amônia no meio, como descrito por Jiang et al. (2011), que avaliou a emissão de gases de nitrogênio e metano em diferentes taxas de aeração e umidade durante a compostagem.

5.2.2 Temperatura

A elevação da temperatura dos tratamentos, logo nos primeiros dias após a montagem das pilhas, é o primeiro indício de que a atividade microbiana teve início. A elevação da temperatura nas pilhas que compunham os tratamentos T1, T2, T3 e T4, aconteceu no terceiro dia, após a montagem das mesmas, alcançando 52, 57, 49 e 50°C respectivamente. As temperaturas alcançadas na fase inicial ficaram bem acima da temperatura ambiente, como esperado (Figura 9).

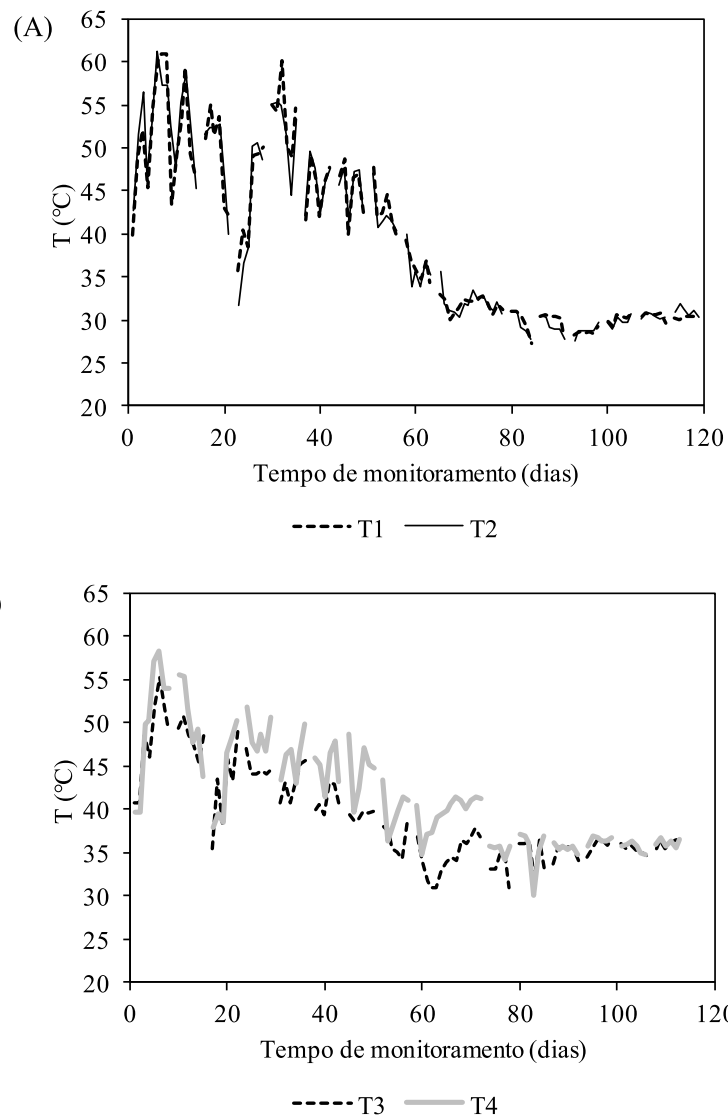


Figura 9 Variação dos valores médios de temperatura nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados durante o monitoramento do processo de compostagem: (A) T1 e T2; e (B) T3 e T4

Observando-se a variação da temperatura nas pilhas de compostagem, pode-se inferir que a fase de degradação ativa durou cerca de 60 dias para T1 e T2 para este experimento, com temperaturas superiores a 35°C, tal como descrito por Inácio e Miller (2009). O final da degradação ativa para os tratamentos T3 e T4, que utilizaram serragem/maravalha como fonte de carbono, demonstrou um atraso, quando comparada aos tratamentos que utilizaram capim (T1 e T2), sendo que a estabilização de T3 ocorreu após o 62º dia e T4 a partir do 72º dia. Cabe salientar, que o encerramento do reviramento das pilhas, ocorreu quando todas as temperaturas (topo, meio e base) registravam temperaturas inferiores a 40 °C.

A manutenção da temperatura em T4 pode ter sido influenciada pela manutenção da atividade microbiana, em função da utilização do lodo, capaz de degradar algum material carbonáceo remanescente. Além disso, a presença da serragem/maravalha, com menor porosidade, pode ter sido determinante na retenção de calor por um período maior de tempo, auxiliado pela presença do lodo que apresenta reduzida condutividade térmica (WASZKIELIS et al., 2013).

Os tratamentos que utilizaram o capim, como fonte de carbono, atingiram as maiores faixas de temperaturas, comparados às máximas apresentadas nos tratamentos que utilizaram serragem/maravalha, todavia, o tratamento T4, que possuía em sua composição o lodo de esgoto, alcançou as maiores temperaturas quando comparadas ao T3 (Figura 12), que também tinha como fonte de carbono a serragem/maravalha, mas sem lodo. Este fato se deve provavelmente, à maior atividade microbiana proporcionada pelo lodo (WASZKIELIS et al., 2013).

A variação da temperatura é diretamente influenciada pela variação da umidade das pilhas de compostagem. Quanto menor a umidade, menor a atividade microbiana e menor será a temperatura alcançada na pilha (LIANG; DAS; MCCLENDON, 2003). Quanto maior a umidade, menor será a atividade

microbiana aeróbia, e neste processo de transição para a fase anaeróbia a temperatura tende a reduzir (HECK et al., 2013). Assim, constatou-se que quando a faixa de umidade reduziu, em torno do vigésimo dia de compostagem, as temperaturas dos quatro tratamentos também reduziram, como observado por Kumar, Ou e Lin (2010). Foram registradas temperaturas médias de 35°C durante a fase de degradação ativa, o que pode ter afetado as atividades microbianas na fase de degradação, e pode ter retardado o processo de compostagem.

Apesar de observado neste trabalho, Tang, Kanamori e Inque (2007) concluíram que a compostagem em ambiente mesofílico (30°C) foi mais efetiva na redução da massa de compostagem de dejetos bovinos (maior atividade microbiana), comparada a compostagem termofílica (60°C), devido a presença de microrganismos específicos verificados na menor temperatura.

Ao longo da fase de degradação ativa, as temperaturas nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, diminuíram logo após o processo de reviramento das pilhas de compostagem, devido a aeração que ocorria durante a mudança de lugar das mesmas, tal como observado por Brito et al. (2008).

As temperaturas observadas nos tratamentos T1, T2, T3 e T4 ao longo do experimento, de uma forma geral, foram observadas em outros trabalhos. Chang e Hsu (2008) ao analisarem os efeitos de compostagem de resíduos alimentares, obtiveram a mesma tendência observada neste trabalho, que quando na fase de degradação ativa apresentaram médias entre 40 a 65°C, e posteriormente, uma queda nas temperaturas, na fase de maturação, na ocasião da estabilização dos compostos, transformando o resíduo em húmus. Ao estudar a compostagem de resíduos de frigorífico, utilizando palhas e serragens como fonte de carbono, Costa et al. (2009) observaram o mesmo comportamento nas pilhas referente a temperatura.

Apesar de ser verificada maior influência negativa da umidade no processo de compostagem, quando comparada à temperatura do processo (LIANG; DAS; MCCLENDON, 2003; MARGESIN; CIMADOM; SCHINNER, 2006), no presente trabalho, apesar das menores umidades estabelecidas (Figura 7), verificou-se que as temperaturas, resultantes da atividade microbiana durante a fase de degradação ativa, foram mantidas dentro do que é considerado normal na literatura (KIEHL, 1998; INÁCIO; MILLER, 2009; LI et al., 2013; PEREIRA NETO, 2006).

5.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores médios de pH observados em T1 ficaram acima da neutralidade, após o décimo quinto dia de monitoramento. Para o T2, valores superiores a 7 foram obtidos durante todo o processo de compostagem. Ao longo do processo, T2 teve menor variação do pH quando comparado a T1 (Figura 10).

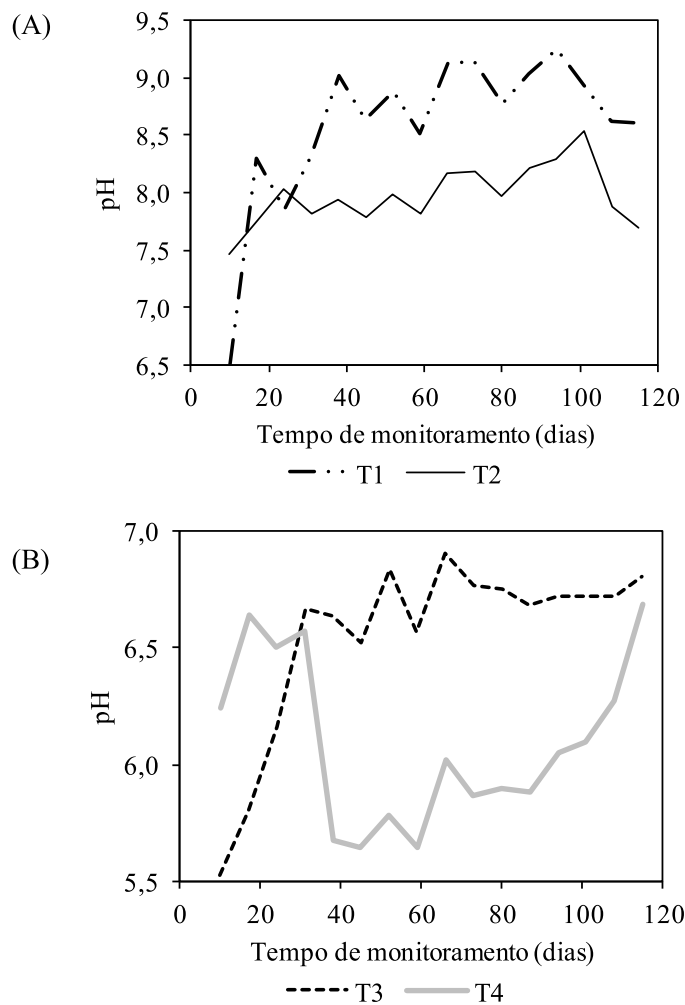


Figura 10 Variação dos valores médios de pH nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados. A: T1 e T2; B T3 e T4

Em T1, verificou-se o que é comumente relatado durante o processo de compostagem de resíduos de alimentos, em que ácidos orgânicos de cadeia curta são gerados a partir da matéria prima, desde a fase inicial da compostagem, ocasionando a redução do pH, e conseqüentemente, a redução da atividade

microbiana (YU; HUANG, 2009). À medida que o processo avança, há uma maior concentração de bases, gerando assim, um material mais alcalino (KIEHL, 1998).

Parece que o lodo utilizado no processo, combinado com os demais resíduos (T2), funcionou como um tampão, regulando e estabilizando o pH em todo o processo, apesar da maior atividade microbiana, ter proporcionado, provavelmente, maior geração de ácidos no meio, pela degradação do resíduo. Leal et al. (2013) verificaram que o pH da mistura de capim elefante, com torta de mamona, se manteve superior a 7, a partir do vigésimo dia de compostagem.

Os tratamentos T3 e T4, apesar de não terem alcançados a alcalinidade no estágio final da compostagem, permaneceram dentro da faixa adequada sugerida por Pereira Neto (2006), e ao final dos 120 dias de compostagem, apresentaram valores semelhantes. No tratamento T3 foi observada uma tendência no aumento do pH durante o período de compostagem, aproximando-se de valores de alcalinidade e comportamento semelhante a T1. Por sua vez, ao longo do processo, o tratamento T4 obteve uma maior variação na faixa de pH, comparado a T3, e até mesmo a T2 que utilizou lodo de esgoto como T4.

Comportamento semelhante ao observado em T4 foi verificado por Himanen e Hänninen (2011). Esses autores verificaram que ao compostarem lodo de esgoto com resíduo de madeira, o valor do pH se elevou até 7,5, durante as seis primeiras semanas. A partir daí, diminuiu gradualmente para 3,5 até a décima sexta semana. O valor final de pH foi igual a 5. Os autores justificaram a queda de pH em função dos resíduos de madeira utilizados, que além da natureza ácida, tem elevada capacidade de tamponamento para elevação do pH. Banegas et al. (2007) também verificaram mudança de pH de ligeiramente básico (7,5), para levemente ácido (6,5), com o avanço da compostagem de lodo de esgoto, com diferentes proporções de serragem.

Esse comportamento não foi verificado em T2, apesar do lodo de esgoto, provavelmente pela capacidade de tampão apresentada pelo capim utilizado.

Himanen e Hänninen (2011) e Som et al. (2009) verificaram que a utilização de resíduos de alimentos na compostagem, proporcionou pH inicialmente ácido, e posteriormente, ligeiramente básico, com o desenvolvimento do processo

Os valores obtidos neste trabalho se assemelham aos observados por Rezende, Carvalho e Ferreira (2013), que compostaram casca de frutos do cafeeiro com esterco bovino, e aos relatados por Li et al. (2013), em revisão sobre a compostagem de resíduos alimentares.

5.2.4 Carbono, nitrogênio e relação C/N

As concentrações de carbono tendem a reduzir no processo de compostagem, tendo em vista que a degradação da matéria orgânica, de forma aeróbia, libera para a atmosfera o dióxido de carbono. Tal fato foi observado nos tratamentos T1 e T2 (Figura 11). No entanto, em T3 e T4, houve grande variação nos valores de concentração de carbono ao longo do período experimental, com redução efetiva na concentração de carbono, apenas na última amostragem, quando houve a homogeneização da massa de compostagem.

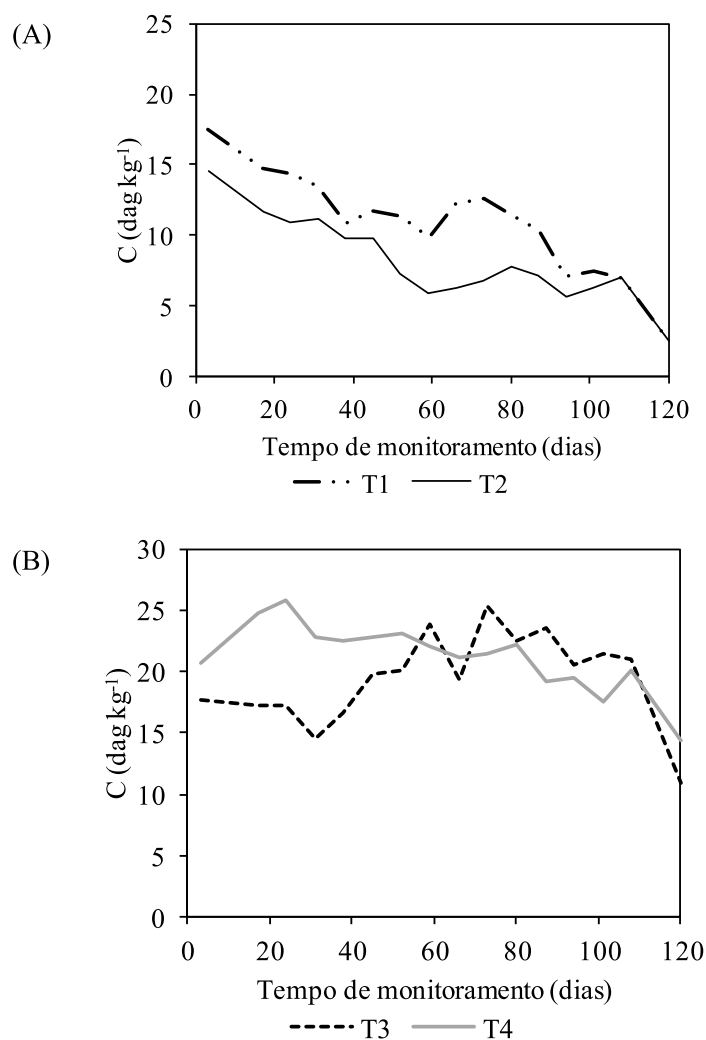


Figura 11 Variação dos valores médios de carbono nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

Um fator que pode ter influenciado a manutenção das concentrações elevadas de carbono em T3 e T4, é a qualidade do carbono presente nos resíduos. Para Orrico Júnior, Orrico e Lucas Junior (2010) a menor redução do carbono está relacionada com a qualidade do mesmo. Ao avaliarem a

compostagem com carcaça de aves e cama de frangos, a base de serragem de madeira, que representa material de difícil degradação, não foi verificada a redução da concentração de carbono após 60 dias de compostagem.

Sinha et al. (2008) descreve que a madeira (e seus resíduos) apresentam entre 45 e 50% de celulose, 20 a 40% de hemicelulose, e 17 a 30% de lignina. Yan et al. (2015) verificaram que após 7 dias de compostagem de palha de arroz, com inóculo orgânico rico em nitrogênio, houve redução de 65% da celulose. Porém, a hemicelulose e a lignina, foram degradadas em apenas 7,5% e 13,6%, por serem compostos químicos de difícil degradação (VALENTE et al., 2009). Confirmando a dificuldade para degradação desse tipo de resíduo, Paradelo et al. (2013) não obtiveram redução da concentração de carbono durante a compostagem de resíduos rico em hemicelulose (bagaço de uva).

No presente trabalho, houve tendência de redução nas concentrações de nitrogênio, em todos os tratamentos, com perdas consideráveis durante o processo (Figura 12). Os processos de volatilização da amônia e de desnitrificação, são responsáveis pelas maiores perdas de nitrogênio durante a compostagem. As perdas de nitrogênio aumentam com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior da pilha, com a diminuição da relação C/N e com o aumento do pH (BRITO et al., 2008; LI et al., 2013).

Acredita-se que o fator que mais contribuiu para a redução das concentrações de nitrogênio, tenha sido a elevação da temperatura na fase de degradação ativa. Além disso, em T3 e T4, em função da utilização da serragem/maravalha, como fonte de carbono de difícil degradação, pode ter contribuído para a perda de nitrogênio destes tratamentos.

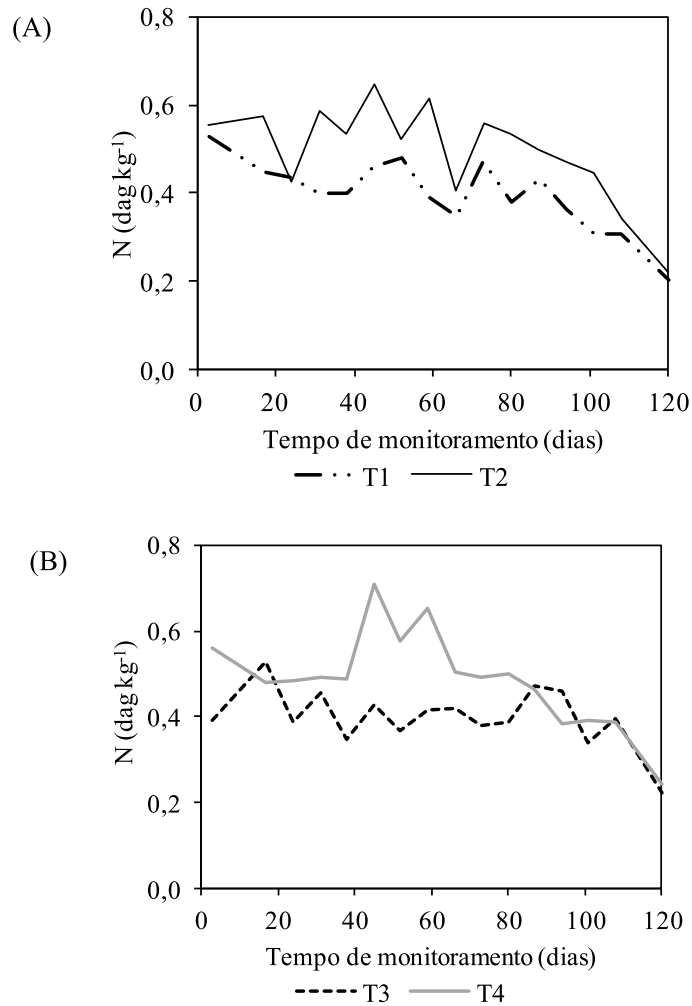


Figura 12 Variação dos valores médios de nitrogênio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

Em função da variabilidade das concentrações de carbono e nitrogênio nas pilhas, ao longo do processo de compostagem, foi verificada também variações nos valores de relação entre carbono e nitrogênio (C/N) (Figura 13).

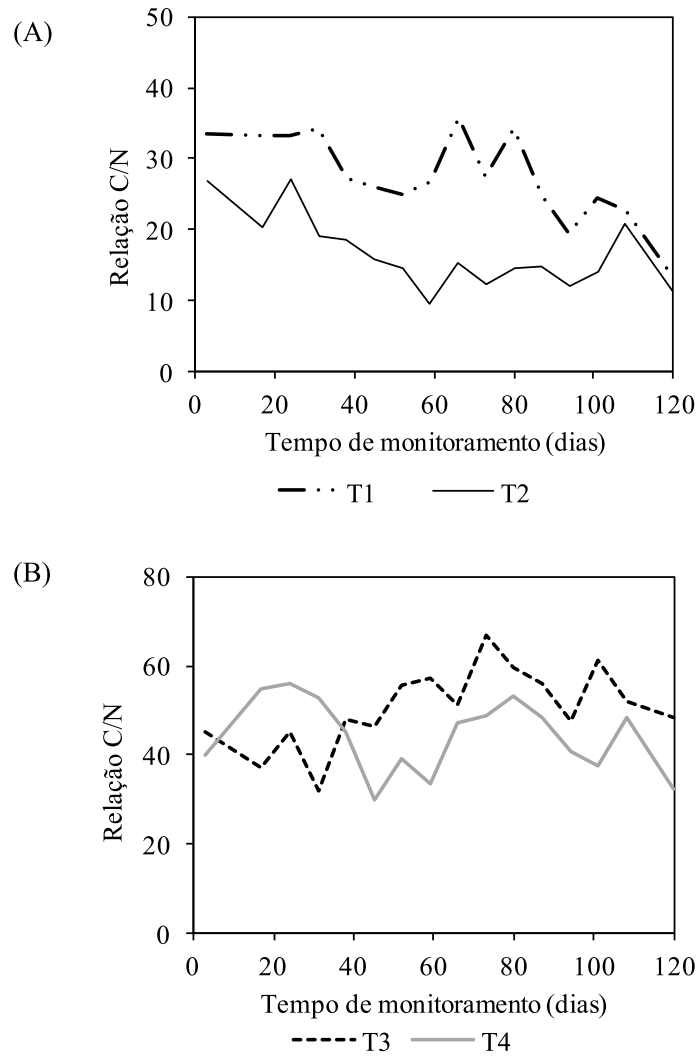


Figura 13 Variação dos valores médios de relação carbono / nitrogênio (C/N) nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

A variabilidade observada, também pode ser justificada em função da heterogeneidade dos resíduos que formam as pilhas, e da reduzida quantidade de

amostra utilizada na avaliação laboratorial. Segundo Külcü (2014), esta combinação de fatores pode render um valor médio de concentração, com um desvio padrão elevado, devido a variação herdada de amostras biológicas de compostagem. Isto pode conduzir a erros de interpretação de processo.

O comportamento observado na relação C/N durante o processo de compostagem, foi o esperado para T1 e T2, em que com a redução das concentrações de carbono e nitrogênio, são alcançadas relações C/N menores que os valores iniciais (Figura 13), sendo o decréscimo mais acentuado durante a fase de degradação ativa (DUI-AN et al., 2013). O valor da relação C/N pode indicar a humificação do resíduo quando atinge um valor entre 8/1 e 12/1, e a estabilização do composto orgânico, quando se encontra com valor entre 13/1 e 18/1 (KIEHL, 1998). Os valores finais de relação C/N apresentados por T1 e T2, foram iguais a 13/1 e 11/1, evidenciando a finalização do processo de compostagem.

Avaliando a inserção do lodo de esgoto no processo (T2), verificou-se menor relação C/N durante todo o processo de compostagem, parecendo ser influenciada pela inserção deste resíduo.

Nos tratamentos T3 e T4, a relação C/N, após os 120 dias de compostagem, foi superior a observada nos tratamentos T1 e T2, alcançando os valores de 48/1 e 32/1. Este comportamento de estabilidade/crescimento dos valores ao longo do tempo é diferente do observado normalmente em leiras de compostagem. Porém, Orrico Júnior, Orrico e Lucas Junior (2010), ao observarem fenômeno semelhante, concluíram que este aumento na relação C/N se deve a grande perda de nitrogênio na fase inicial do processo, a qual não foi acompanhada pela redução de carbono orgânico da pilha de compostagem, resultando no aumento da relação. Como discutido anteriormente, a serragem/maravalha apresenta elevadas frações de carbono orgânico de difícil degradação (celulose, hemicelulose e lignina).

Observando a evolução da relação C/N nos quatro tratamentos, parece que a utilização do lodo de esgoto em T2 e T4, favoreceu o processo de compostagem. No entanto, em função dos valores médios finais, a influência foi pequena, e maior em T4, comparado a T3, que em T2 comparado a T1. Provavelmente, devido a fonte de carbono utilizada em T4 ser de difícil degradação (serragem/maravalha), o aumento da quantidade de microrganismos inseridos a partir do lodo de esgoto, pode ter favorecido a degradação do carbono presente em T4.

5.2.5 Fósforo, sódio e potássio

As maiores concentrações de fósforo foram verificadas nos tratamentos que utilizaram o capim como fonte de carbono, refletindo a maior concentração de fósforo no capim (T1 e T2), quando comparado à serragem/maravalha (T3 e T4), o que resultará em um composto de melhor qualidade nutricional em relação a este elemento. Quando comparada a inserção do lodo, também fica evidente a maior concentração de fósforo nas pilhas que receberam esse resíduo, T2 e T4 (Figura 14), tal como verificado por Zainudin et al. (2013).

Os valores apresentados ao longo da compostagem para o fósforo, nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, seguiram a mesma tendência de queda, sejam aos tratamentos com capim ou serragem/maravalha como fonte de carbono. Isto pode ser explicado devido ao fato do nutriente ser liberado no meio quando há degradação da matéria orgânica. Assim, com o reviramento do composto e o umedecimento das pilhas, artificialmente ou por meio das precipitações pluviais, o fósforo foi removido das pilhas por lavagem (Figura 14).

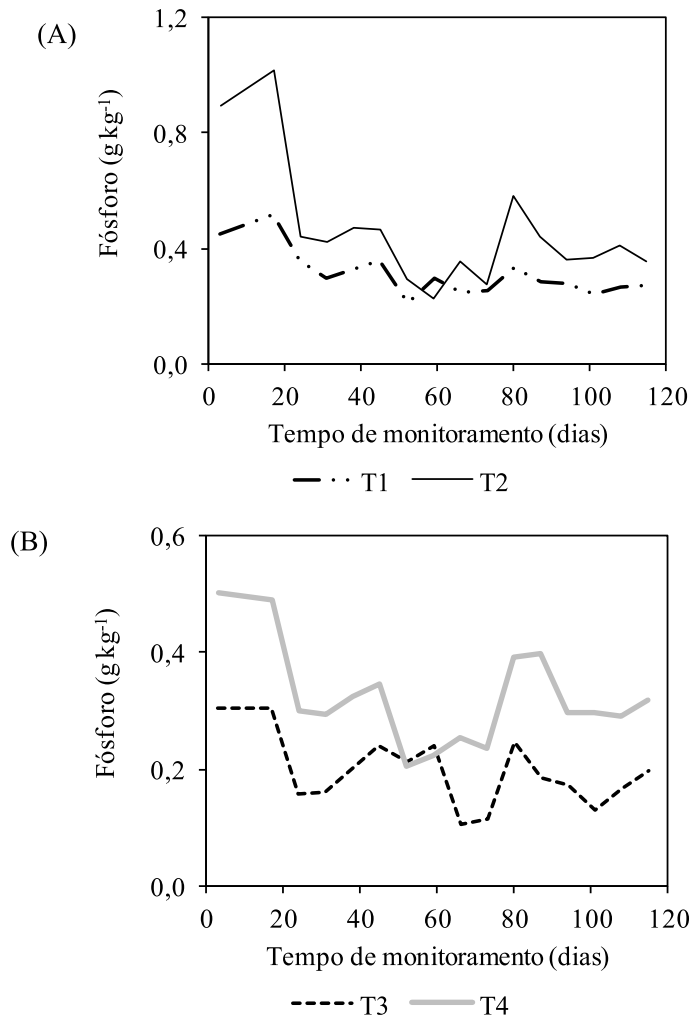


Figura 14 Variação dos valores médios de fósforo nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e(B) T3 e T4

Dui-an et al. (2013) verificaram que a concentração de fósforo total diminuiu durante a compostagem de dejetos da suinocultura e palha de arroz. Além disso, concluíram que a concentração de fósforo disponível diminuiu,

enquanto aumentou a concentração do fósforo complexado por ferro e alumínio e cálcio e magnésio.

A avaliação do fósforo é importante por se tratar de um elemento limitante na formação das células microbianas responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Além disso, é desejado que esteja presente em maior quantidade no composto final, por se tratar de um nutriente importante no desenvolvimento das culturas.

As concentrações de potássio no resíduo em compostagem foram influenciadas pela composição do resíduo utilizado. O capim apresentou maior concentração de potássio, o que elevou inicialmente os valores deste nutriente cerca de 5 vezes nos tratamentos T1 e T2 e relação ao T3 e T4. A utilização de lodo nos tratamentos T2 e T4, diferentemente do fósforo, não demonstrou influência na concentração inicial e final de K, no composto, quando comparada aos tratamentos T1 e T3 (Figura 15).

O potássio é facilmente removido da matéria orgânica por não se ligar fortemente a esta. Assim, verificou-se o processo de lavagem do elemento com a adição de água via rega ou precipitação (Figura 15). A concentração final do composto foi cerca de 3 a 4 vezes menor que a concentração inicial, quando da montagem das pilhas.

Tatano et al. (2015), verificaram a manutenção dos valores de potássio em composteira residencial. No entanto, há de se considerar, que a compostagem foi conduzida em recipiente fechado, com menor perda de nutrientes e água.

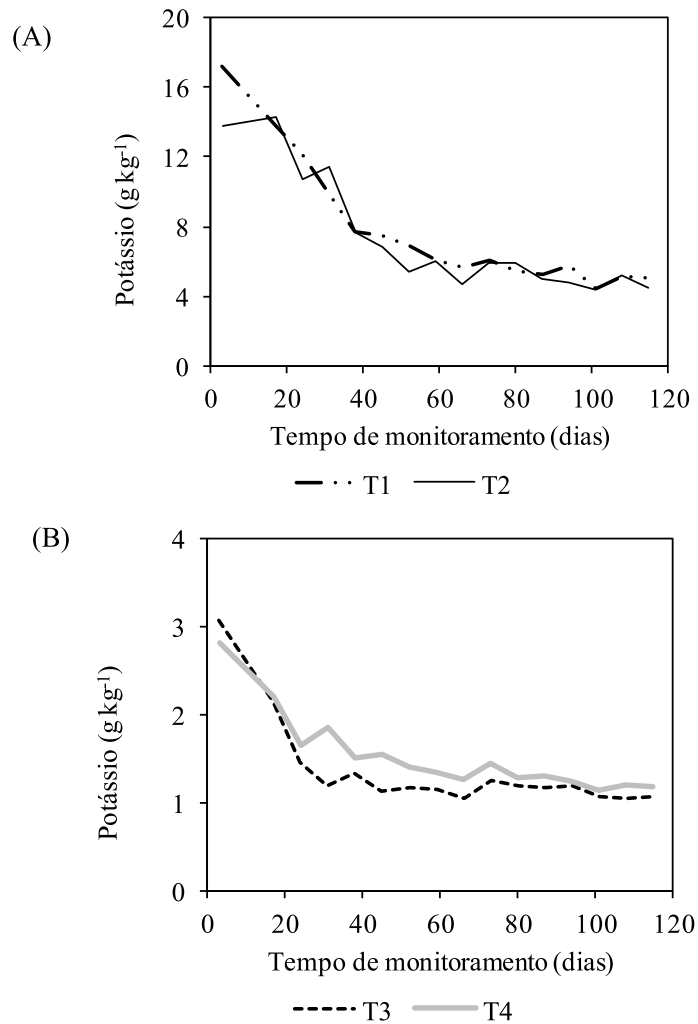


Figura 15 Variação dos valores médios de potássio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados: (A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

O sódio seguiu a tendência de queda durante a fase de degradação ativa até os 40 dias. Após esta data, verificou-se estabilização da perda deste elemento em todos os tratamentos (Figura 16).

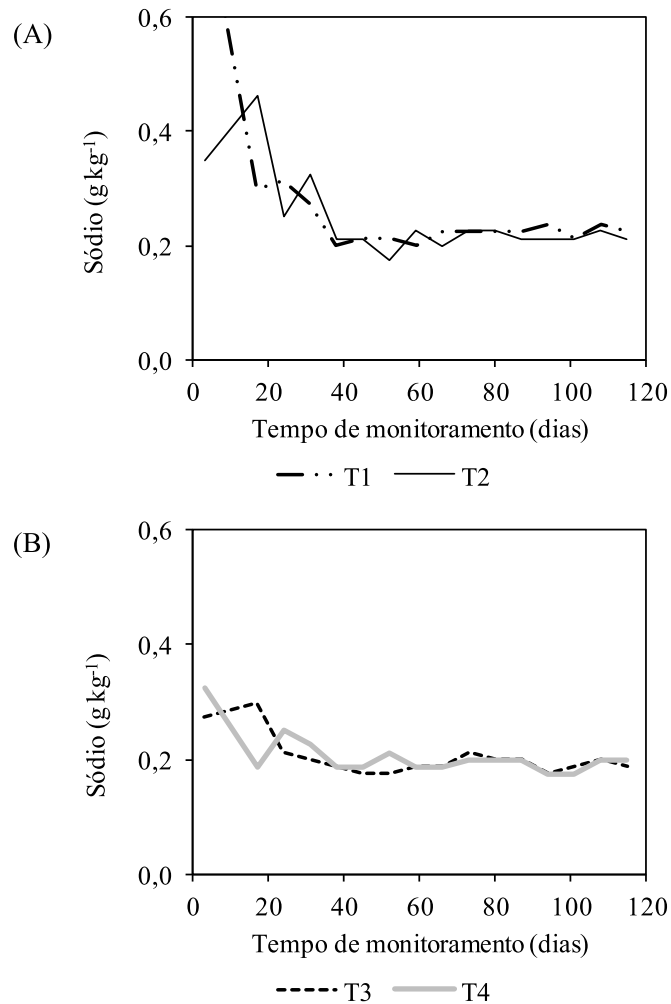


Figura 16 Variação dos valores médios de sódio nas pilhas de compostagem dos diferentes tratamentos avaliados:(A) T1 e T2, e (B) T3 e T4

Foi observada maior concentração de sódio no capim, comparado a serragem/maravalha, o lodo não influenciou a concentração inicial de sódio no processo. Semelhante ao potássio, o sódio não se liga fortemente a matéria orgânica, sendo facilmente lavado do composto, com a inserção de água, o que

proporcionou queda gradativa nas concentrações desse elemento (Figura 16). Chowdhury, Neergaard e Jensen (2014) verificaram a redução dos valores de sódio de 1,3 para 0,9 g kg⁻¹, durante o processo de compostagem de resíduos sólidos, do processamento de azeitona para fabricação de azeite, em conjunto com palha de arroz.

5.3 Avaliação do solo do pátio de compostagem

Após o processo de compostagem realizado no solo totalmente descoberto, foi possível verificar, exceto para T4 de 0-0,20 m, o aumento dos valores de pH sob as pilhas dos diferentes tratamentos para as diferentes profundidades (Figura 17).

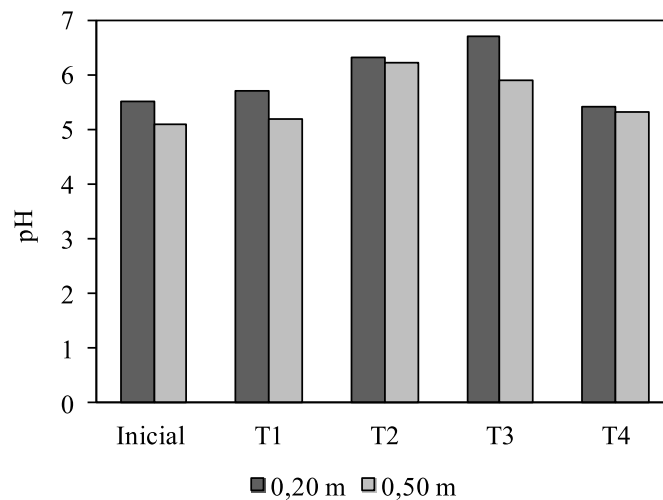


Figura 17 Valores de pH observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades

O aumento dos valores de pH do solo se deve provavelmente ao arraste de sais das pilhas de compostagem, principalmente sódio, potássio, cálcio e magnésio (SOUZA et al., 2012), sendo que os dois últimos não foram avaliados neste trabalho.

As concentrações de potássio, fósforo e sódio também aumentaram após o processo de compostagem (Figura 18), constatando as afirmações da lixiviação desses elementos nas pilhas de compostagem pela adição artificial ou natural de água.

Para os tratamentos T1 e T2, foi verificado um aumento de aproximadamente quatro vezes na concentração de potássio no solo a 0,20 m (Figura 18), o que é justificado por ambos os tratamentos terem como fonte de carbono em sua composição, o capim, que apresentou uma maior concentração inicial, comparado a T3 e T4, que utilizou serragem como fonte de carbono, e ao final do experimento foi constatado a lixiviação desse nutriente nas pilhas de compostagem, por sua fácil remoção da matéria orgânica (Figura 18).

Devido a sua fácil mobilidade no solo, o potássio apresentou as mesmas características no solo a 0,50 m de profundidade (Figura 18), apresentando um aumento na concentração do nutriente, nos tratamentos T1 e T2, com capim, e uma diminuição nos tratamentos T3 e T4, utilizando serragem, em função da menor concentração na camada superficial.

Assim como o potássio, o sódio apresentou um aumento em suas concentrações, antes e depois da compostagem do resíduo do RU (Figura 18), o que diferenciou com relação ao potássio é sua homogeneização por toda área analisada.

O aumento na concentração de sódio é devido ao preparo dos alimentos do restaurante universitário que utiliza NaCl, e como esse elemento é facilmente lixiviado da matéria orgânica, o mesmo foi levado para o solo, aumentando as

concentrações em T1, T2, T3 e T4 devido a presença do resíduo em todos os tratamentos.

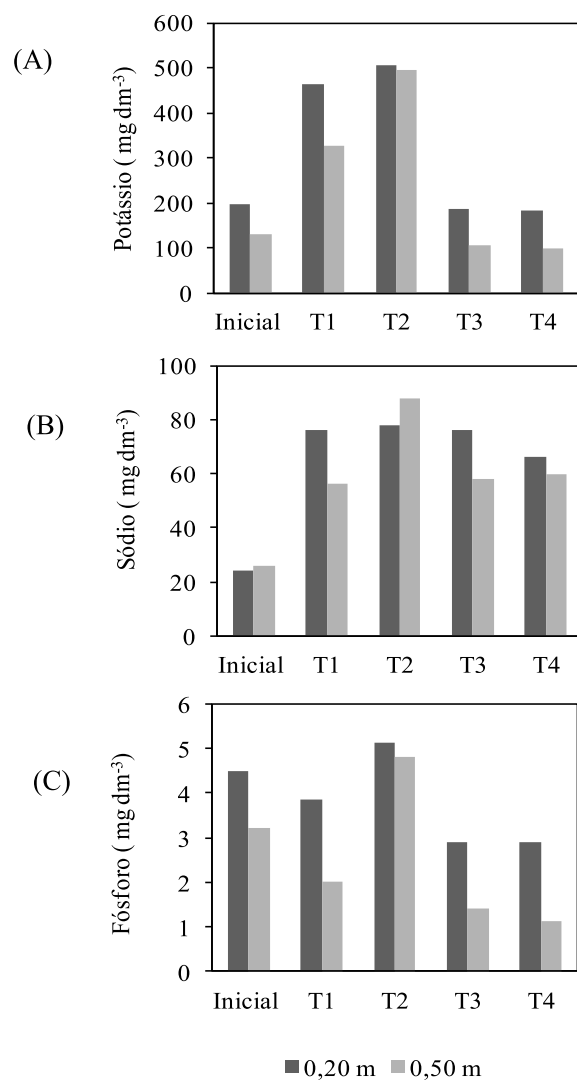


Figura 18 Valores de potássio (A), sódio (B) e fósforo (C) observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades

Com relação ao fósforo presente no solo, não foi verificada tendência de aumento nas concentrações desse elemento, após o período de compostagem de 120 dias. Apenas no tratamento T2, nas duas profundidades, ocorreu elevação dos valores ao final do processo, nos demais tratamentos, redução nas concentrações de fósforo (Figura 18).

Entre esses elementos é sabido da baixa mobilidade do fósforo no solo (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010), e da menor preocupação deste elemento em relação a contaminação das águas subterrâneas. O sódio e o potássio podem causar ao longo do tempo de realização da compostagem, no local sem cobertura impermeabilizante, a dispersão das partículas de solo, reduzindo a capacidade de infiltração da água no solo (PAES et al., 2013; SILVA et al., 2007) e, conseqüentemente, a diminuição da possibilidade de contaminação das águas subterrâneas com as formas de nitrogênio, as mais preocupantes em termos de contaminação de águas subterrâneas.

O nitrogênio avaliado foi o nitrogênio total Kjeldahal, que engloba as formas de nitrogênio orgânico e o amoniacal (Tabela 5). Acredita-se que o amônio foi adsorvido pelas camadas de solo, principalmente aos 0,50 m, em que havia menor concentração deste elemento, e os sítios de troca do solo apresentam-se menos saturados com elementos químicos, e há menor competição entre os elementos químicos nesta profundidade.

Por ser um processo aeróbio, a compostagem nas formas de nitrogênio, são convertidas em nitrato, que é bastante móvel no solo. Assim, se o nitrogênio orgânico e o amoniacal alcançaram os 0,50 m de profundidade, certamente, o nitrato, que não foi avaliado neste trabalho, também alcançou, possibilitando a contaminação das águas subterrâneas com este elemento químico.

Tabela 5 Valores de nitrogênio total Kjeldahl observados a 0,20 e a 0,50 m de profundidade no pátio de compostagem sem impermeabilização, antes e depois do processo de compostagem

Profundidade (m)	Inicial	T1	T2	T3	T4
	mg dm ⁻³				
0,20	417	690	557	552	554
0,50	138	417	413	412	413

5.4 Composto Final

A massa de composto, ao final do processo, foi de 341, 295, 272 e 308 kg, para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente (Tabela 6). A perda de massa em relação à montagem das pilhas se deve a perda de carbono e dos compostos de nitrogênio para a atmosfera, a variação da umidade inicial e final das pilhas, e a separação dos rejeitos, após o peneiramento da massa de resíduos.

Ao final da compostagem foram obtidos valores satisfatórios para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, no que tange ao aproveitamento na produção do composto, com valores dos rejeitos em 25, 23, 19 e 21%, de acordo com a Tabela 5. Como observado na Figura 19, alguns materiais, em função da maior granulometria, não foram degradados adequadamente, o que poderia dificultar a utilização como adubo orgânico. Foram considerados rejeitos, todos os materiais que não passaram pela malha da peneira de 4 mm de abertura, sendo observado torrões de solo, ossos e restos de capim e serragem/maravalha, não degradados.

Tabela 6 Características químicas e físicas do composto produzido aos 120 dias de compostagem nos diferentes tratamentos avaliados

Características	T1	T2	T3	T4
Massa inicial (kg)*	568	567	608	626
Massa final (kg)*	452	382	335	389
Composto (kg)	341	295	272	308
Rejeito (%)	25	23	19	21
Umidade final (%)	40	37	37	37
Temperatura final (°C)	32	31	36	36
pH final	8,6	7,7	6,7	6,8
Relação C/N final	13,1	11,4	48,4	32,3
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	2,0	2,2	2,2	2,4
Fósforo (g kg ⁻¹)	0,27	0,36	0,20	0,32
Potássio (g kg ⁻¹)	5,0	4,5	1,1	1,2
Sódio (g kg ⁻¹)	0,23	0,21	0,19	0,20
Cobre (g kg ⁻¹)	0,035	0,058	0,028	0,046
Zinco (g kg ⁻¹)	0,045	0,076	0,039	0,084
Cromo (g kg ⁻¹)	0,007	0,009	0,006	0,009
Chumbo (g kg ⁻¹)	0,056	0,063	0,064	0,069
Cádmio (g kg ⁻¹)	ND	ND	ND	ND

* Matéria seca; ND – Não detectado.

Os maiores valores de rejeitos em T1 e T2 estão relacionados ao material utilizado como fonte de carbono. Visualmente, foram observados

colmos do capim não degradado na massa de composto produzido (imagem 19). Nithikul, Karthikeyan e Visvanathan (2011) ao avaliarem uma unidade de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos, em Bancok, na Tailândia, que opera com 1.200 toneladas por dia, verificaram a produção de 24% de rejeito, e uma produção diária de 300 toneladas de composto orgânico, após 40 dias de estabilização.

Ao contrário de T1 e T2, em T3 e T4, foi observado um rejeito mais homogeneizado. Esse fato é observado pelo aspecto uniforme da serragem/maravalha utilizada na compostagem em termo de granulometria. Ao analisar os valores de rejeitos, nota-se uma menor taxa de rejeito, que esteve na faixa de 19 e 21%, respectivamente, para T3 e T4.



Figura 19 Aspecto do composto produzido após 120 dias de compostagem e após o processo de peneiramento em peneira de 4 mm (A); rejeito observado após o peneiramento (B)

Quanto a umidade final do composto, os valores obtidos estão acima dos sugeridos por Kiehl (1985), entre 25 e 35%. Porém, os valores obtidos no presente trabalho, são justificáveis, uma vez que durante todo o processo, as pilhas de compostagem ficaram expostas ao tempo, e sujeitas às precipitações pluviais. No período de maturação foi que ocorreu a maior quantidade de chuvas.

Apesar da variabilidade dos valores de pH no composto final, ligeiramente básico para T1 e T2, e levemente ácido para T3 e T4, os valores estão dentro do intervalo descrito por Pereira Neto (2006) para o composto final, podendo assim, ser utilizado segundo este parâmetro, no cultivo de espécies vegetais. Leal et al. (2013) obtiveram valores de pH superiores a 7 ao compostarem capim elefante e torta de mamona. Já Banegas et al. (2007), ao compostar serragem de madeira e lodo de esgoto anaeróbio, verificaram que o pH do composto foi 6,4.

Mesmo encontrando valores de pH abaixo de 7, como no presente trabalho, o composto que apresentar um pH na faixa superior a 6, tem a capacidade de liberar nutrientes para a maioria das plantas (MELO; SILVA; DIAS, 2008; PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Ao final da compostagem, os valores da relação C/N, para os tratamentos T1 e T2 foram satisfatórios, chegando ao recomendando por Pereira Neto (2006) para utilização na adubação orgânica. Por sua vez, T3 e T4 não alcançaram a faixa recomendada para serem aproveitadas na agricultura. Fato que pode ser confirmado pelas maiores temperaturas observadas em T3 e T4, no final dos 120 dias de monitoramento, o que pode indicar maior atividade microbiana nestes tratamentos, em função da presença de carbono ainda facilmente degradável (não estabilizado).

A aplicação no solo, de resíduos com elevado teor de carbono, pode resultar em imobilização do nitrogênio do solo pelos microrganismos, para que

estes utilizem o nitrogênio do solo para composição e síntese celular, e para degradação do carbono presente no composto (GIACOMINI et al., 2009; GONZATTO et al., 2013; SHINDO; NISHIO, 2005).

As concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio apresentadas pelo composto final, foram relativamente pequenas, quando comparadas com alguns valores da literatura. Além de refletirem a composição inicial dos materiais compostados, as concentrações destes elementos variam em função das perdas que ocorrem na massa de compostagem, e que são ocasionadas pelas características intrínsecas do processo, como as elevadas temperaturas e a lixiviação pela adição de água por rega ou pelas chuvas.

Himanen e Hänninen (2011) conseguiram um composto a base de resíduos de cozinha e lodo anaeróbio de esgoto, com cerca de 10 vezes mais nitrogênio (20 a 26 g kg⁻¹ de N) que o observado neste trabalho. O mesmo ocorreu com Leal et al. (2013), que obtiveram composto oriundo de capim elefante e torta de mamona (21 a 27 g kg⁻¹ de N).

A concentração de fósforo no composto proveniente de dejetos da suinocultura e casca de arroz foi de 25 g kg⁻¹, cerca de 100 vezes mais que o observado no presente trabalho. Neste caso, deve-se considerar que o dejetos de suíno apresentou elevada concentração inicial de fósforo, o que contribuiu para maior concentração desse elemento no composto final (DUI-AN et al., 2013). Tatano et al. (2015) obtiveram menor concentração de fósforo ao compostar resíduos orgânicos domésticos em composteira (cerca de 9 g kg⁻¹), mas ainda superior a observada neste trabalho. Provavelmente, devido as reduzidas perdas por lixiviação, ocorridas na composteira, por ser impermeabilizada.

Valores semelhantes de potássio foram observados por Tatano et al. (2015), ao compostarem resíduos orgânicos residenciais em composteira fechada (21 e 18 g kg⁻¹). Apesar das elevadas concentrações de potássio verificadas em T1 e T2, relativas aos tratamentos T3 e T4, os valores foram bastante inferiores

ao da literatura, porém, próximos aos $5,1 \text{ g kg}^{-1}$ de potássio, obtidos por Rezende, Carvalho e Ferreira (2013) ao compostar casca de café, um resíduo sabidamente rico em potássio. Por ser fracamente adsorvido pela matéria orgânica, o valor reduzido do potássio no final da compostagem, foi, provavelmente, devido a lixiviação pela água aplicada, e pela água da chuva ocorrida durante o processo de compostagem.

A preocupação com o sódio, neste trabalho, foi devido a sua presença nos restos de comida do restaurante e a possibilidade de sua manutenção no composto final, que poderá limitar as quantidades de composto a serem aplicadas no solo, como fertilizante. Tendo em vista que o sódio traz efeitos deletérios para o solo e para as culturas, quando em grande quantidade Matos et al. (2014) e Chowdhury, Neergaard e Jensen (2014), ao compostarem resíduos da fabricação de azeite de oliva com casca de arroz, verificaram concentrações finais no composto entre $0,9$ e $1,5 \text{ g kg}^{-1}$ de sódio, depende da variação das quantidades iniciais de cada resíduo. Os maiores valores encontrados por estes autores, em relação ao presente trabalho, se deve ao material de origem da compostagem. Sabidamente, resíduos provenientes do processamento de azeitona são ricos em sódio e potássio.

Uma avaliação simples em relação as características avaliadas no composto final dos quatro tratamentos e a Instrução Normativa nº 25 de 23 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (BRASIL, 2009), que estabelece normas para os compostos orgânicos, está apresentada na Tabela 7.

A referida norma classifica os fertilizantes orgânicos em classes, que resumidamente, podem ser descritas como: Classe A – fertilizante orgânico que em sua produção não sejam utilizados elementos tóxicos (como metais e orgânicos sintéticos); Classe B – fertilizante orgânico que em sua produção sejam utilizados elementos tóxicos (como metais e orgânicos sintéticos); Classe

C – fertilizante orgânico que em sua produção sejam utilizadas matérias primas oriundas do lixo domiciliar; e Classe D – fertilizante orgânico que em sua produção seja utilizada qualquer quantidade de matéria prima proveniente de despejos sanitários.

Tabela 7 Comparação entre as características químicas e físicas avaliadas no composto produzido aos 120 dias de compostagem nos diferentes tratamentos e aquelas estabelecidas na Instrução Normativa nº 25, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009), e na Resolução Conama nº 375 (BRASIL, 2006)

Características	T1	T3	Classe C	T2	T4	Classe D	Conama
Umidade (%)	40	37	< 50	37	37	< 70	-
pH	8,6	6,7	> 6,0	7,7	6,8	> 6,5	-
Relação C/N	13,1	48,4	< 20	11,4	32,3	< 20	-
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	2,0	2,2	> 5,0	2,2	2,4	> 5,0	-
Fósforo (g kg ⁻¹)	0,27	0,20	-	0,36	0,32	-	-
Potássio (g kg ⁻¹)	5,0	1,1	-	4,5	1,2	-	-
Cobre (g kg ⁻¹)	0,035	0,028	> 0,5	0,058	0,046	> 0,5	< 1,5
Zinco (g kg ⁻¹)	0,045	0,039	> 1,0	0,076	0,084	> 1,0	< 2,8
Cromo (g kg ⁻¹)*	0,007	0,006	-	0,009	0,009	-	< 1,0
Chumbo(gkg ⁻¹)*	0,056	0,064	-	0,063	0,069	-	< 0,30
Cádmio(gkg ⁻¹)*	ND	ND	-	ND	ND	-	< 0,039

ND- Não detectado. Classe C – fertilizante produzido com resíduos orgânicos domiciliares; Classe D – Fertilizante que tenha na composição algum resíduo sanitário (por exemplo, lodo de esgoto). *Limites máximos permitidos pela Resolução Conama nº 375, de 29 de agosto de 2006, no lodo de esgoto ou produto derivado para aplicação no solo.

Assim, o composto produzido em T1 e T3, pode ser classificado como fertilizante orgânico classe C, e aquele produzido nos tratamentos T2 e T4, classificados como classe D.

Pode-se verificar, que em relação aos macronutrientes e as características físicas, os compostos produzidos a partir dos tratamentos T1 e T3, só não atenderam à concentração de nitrogênio estabelecida pela IN nº 25 do MAPA. Entretanto, os compostos produzidos nos tratamentos T3 e T4, além da concentração de nitrogênio, não atenderam ao especificado para relação C/N, podendo comprometer o desenvolvimento das culturas, se aplicado no solo.

Apesar da utilização do lodo de esgoto na compostagem, não foi verificada a presença de metais pesados em elevadas concentrações, entre os mais comumente avaliados, no composto final. Provavelmente, pelo fato de o lodo utilizado, ser originário de uma cidade de pequeno porte e não industrializada, com pequena contribuição destes elementos nos esgotos.

Em relação aos micronutrientes e metais pesados encontrados no composto final, o zinco e o cobre, ambos apresentaram valores abaixo das normativas sugeridas pelo MAPA e pelo Conama, para todos os tratamentos, por sua vez, os valores obtidos para chumbo, cádmio e cromo, em todos os tratamentos, estão abaixo dos parâmetros recomendados pela Resolução Conama nº 375 para disposição no solo. Entretanto, um acompanhamento deve ser feito quanto a disposição continuada dos resíduos no ambiente. O acúmulo de metais pesados não imobilizados pelo solo, ou absorvido pelas plantas, poderá ocasionar a perda de qualidade do solo, e conseqüentemente, a sua poluição.

6 CONCLUSÕES

A utilização do lodo como inoculante para reduzir o tempo de compostagem em campo, não se mostrou eficiente nesse experimento.

A utilização mínima da umidade sugerida pela literatura interferiu diretamente para a redução dos 120 dias de compostagem.

Os tratamentos que utilizaram capim como fonte de carbono, foram os únicos que alcançaram, após 120 dias de compostagem, a relação C/N considerada para estabilidade do composto produzido e desejável para aplicar no solo.

Foi verificada, após os 120 dias, a lixiviação de nutrientes para o solo, mesmo que em pequenas quantidades, indicando ser necessário a impermeabilização do mesmo, para atividades envolvendo compostagem no local.

O processo de compostagem dos resíduos gerados no Restaurante Universitário da UFLA, sugerido no presente trabalho, mostrou-se uma boa alternativa de tratamento para os mesmos.

7 SUGESTÕES

Recomenda-se para estudos futuros o aumento na umidade média nas pilhas de compostagem, a fim de determinar a redução do tempo de compostagem.

Recomenda-se a utilização de outros resíduos, como poda de árvores, feno, dentre outros, como fonte de carbono, produzidos na própria Universidade Federal de Lavras, para futuros experimentos, a fim de se obter a combinação ideal.

Recomenda-se um tempo maior de reviramento das pilhas, ampliando a primeira fase, para melhor estabilização da relação C/N, quando utilizado serragem/maravalha como fonte de carbono.

REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 813-824, 2001.

AMORIM, D.; MANSUR, C. **Brasil joga no lixo 26,3 milhões de toneladas de alimentos por ano**. Disponível em: <<http://goo.gl/xBXY4z>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo, 2014. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm>. Acesso em: 10 nov. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORNAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: resíduos sólidos: classificação**. São Paulo, 2004. 71 p.

BANEGAS, V. et al. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. **Waste Management**, Oxford, v. 27, n. 10, p. 1317-1327, Nov. 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 nov. 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25**, de 23 de julho de 2009. Dispõe sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/consultarLegislacao.do?operacao=visualizar&id=20542>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 9 jun. 2006. Seção 1, p. 15.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos: versão pós audiências e consulta pública para conselhos nacionais**. Brasília, 2012. 102 p.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos**, 2011. Brasília, 2013. 2634 p.

BRITO, L. M. et al. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 5, p. 1959-1968. 2008.

CAIXETA, D. M. **Geração de energia elétrica a partir da incineração de lixo urbano: o caso de Campo Grande/MS**. Brasília: UnB, 2005. 86 p.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2012.

CHANG, J. I.; TIN-EN, H. Effects of compositions on food waste composting. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 17, p. 8068-8074, Nov. 2008.

CHOWDHURY, M. A.; NEERGAARD, A. de; JENSEN, L. S. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. **Biosystems Engineering**, London, v. 124, p. 63-77, Aug. 2014.

COSTA, M. S. S. de M. et al. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 1, p. 100-107, 2009.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DIAS, D. M. et al. Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 325-332, 2012.

DUI-AN, L. et al. Changes in phosphorus fractions and nitrogen forms during composting of pig manure with rice straw. **Journal of Integrative Agriculture**, Tsukuba, v. 12, n. 10, p. 1855-1864, Oct. 2013.

FERNANDES, F. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. Londrina: UEL, 2002.

FRANCO, C. S. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e percepção do hábitos no descarte no sul de Minas Gerais**. 2012. 157 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

GAO, M. et al. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101, n. 6, p. 1899-1903, Mar. 2010.

GIACOMINI, S. J. et al. Imobilização do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 1, p. 41-50, 2009.

GONZATTO, R. et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 9, p. 1590-1596, 2013.

GRIPP, W. G. **Aspectos técnicos e ambientais da incineração de resíduos sólidos urbanos**: considerações sobre a proposta para São Paulo. 1998. 208 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

HECK, K. et al. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 54-59, 2013.

HIMANEN, M.; HÄNNINEN, K. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges: effect of feedstock on the process and quality of compost. **Bioresource Technology**, Essex, v. 102, n. 3, p. 2842-2852, Feb. 2011.

HUET, J. et al. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. **Bioresource Technology**, Essex, v. 114, p. 428-436, June 2012.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem**. Brasília: EMBRAPA, 2009. 156 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.
Características gerais da população, religião e pessoas com deficiência. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/caracteristicas_religiao_deficiencia/default_caracteristicas_religiao_deficiencia.shtm>. Acesso em: 10 nov. 2014.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnostico dos resíduos sólidos urbanos**. Brasília, 2012. 77 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICA. **Manual de gerenciamento integrado**. Brasília, 1995. 77 p.

JIANG, T. et al. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v. 23, n. 10, p. 1754-1760, 2011.

KEFALAS, H. C.; SOUZA, S. A. D.; DENEKA, L. G. Resíduos orgânicos na zona costeira: a proposta da compostagem. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 5., 2011, Santos. **Anais...** Santos: Oceanografia e Políticas Públicas, 2011. p. 1-5.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica, 1985. 492 p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998. 171 p.

KOMILIS, D.; EVANGELOU, A.; VOUDRIAS, E. Monitoring and optimizing the co-composting of dewatered sludge: a mixture experimental design approach. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 92, n. 9, p. 2241-2249, Sept. 2011.

KROB, A. D. et al. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 433-439, 2011.

KÜLCÜ, R. O. Y. The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process. **Ecological Engineering**, New York, v. 69, p. 220-225, Aug. 2014.

KUMAR, M.; OU, Y. L.; LIN, J. G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Management**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 602-609, 2010.

LEAL, M. A. de A. et al. Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 11, p. 1195-1200, 2013.

LI, Z. et al. Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, Oxford, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, Oct. 2013.

LIANG, C.; DAS, K. C.; MCCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**, Essex, v. 86, p. 131-137, 2003.

LIMA, R. L. S. et al. Atributos químicos de substrato de composto de lixo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 185-192, 2011.

MALISNSKA, K.; ZABOCHNICKA-ŚWIĄTEK, M. Effects of biochar amendment on ammonia emission during composting of sewage sludge. **Ecological Engineering**, New York, v. 71, p. 474-478, 2013.

MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de mini compostagem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 355-360, out./dez. 2007.

MARGESIN, R.; CIMADOM, J.; SCHINNER, F. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Birmingham, v. 57, n. 2, p. 88-92, Mar. 2006.

MATOS, A. T. de et al. Saturação do complexo de troca de solos oxídicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 5, p. 501-506, 2014.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 101-110, 2008.

MORAES, M. et al. Changes in a Rhodic Hapludox under no-tillage and urban waste compost in the northwest of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, n. 4, p. 1327-1336, 2014.

MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M. **Incineração de resíduos sólidos urbanos, aproveitamento na co-geração de energia**: estudo para a região metropolitana de Goiânia. 2006. 18 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2006.

NITHIKUL, J.; KARTHIKEYAN, O. P.; VISVANATHAN, C. Reject management from a Mechanical Biological Treatment plant in Bangkok, Thailand. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 55, p. 417-422, Sept. 2011.

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

OLIVEIRA, J. P. B. et al. Efeito do lodo de esgoto no desenvolvimento inicial de duas cultivares de mamona em dois tipos de solos. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 2, p. 203-219, maio/jun. 2009.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. de. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 538-545, 2010.

PAES, N. X. et al. **Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município de Curitiba**. Curitiba: Secretaria Municipal do Meio Ambiente/Departamento de Limpeza Pública, 2013. Disponível em: <<http://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/smma-consorcio-intermunicipal-para-gestao-dos-residuos-solidos-urbanos/132>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

PARADELO, R. et al. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 116, p. 18-26, 2013.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.

PEREIRA NETO, J. T. Questões econômico: financeiras na reciclagem e compostagem do lixo orgânico e ganho ambiental. In: CONGRESSO DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2006, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IQPC, 2006. 1 CD-ROM.

REZENDE, F. A.; CARVALHO, G. J.; FERREIRA, E. B. Composting of coffee husk and cattle manure. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v. 10, p. 109-119, 2013.

RODRIGUES, M. S. et al. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. (Ed.). **Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria**. Botucatu: FEPAF, 2006. p. 63-94.

RODRIGUES, P. N. F. et al. Efeito do composto orgânico e compactação do solo no milho e nutrientes do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 788-793, 2011.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, jul./ago. 2010.

SHINDO, H.; NISHIO, T. Immobilization and remineralization of N following addition of wheat straw into soil: determination of gross N transformation rates by ¹⁵N-ammonium isotope dilution technique. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, n. 3, p. 425-432, Mar. 2005.

SILVA, F. C. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, F. C. et al. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana de açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SILVA, L. N. **Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais**. 2007. 59 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Recursos Hídricos e Meio Ambiente) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

SILVA, P. H. M. da. **Produção de madeira, ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo em plantios de Eucalyptus grandis, após aplicação de lodo de esgoto**. 2006. 117 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2006.

SINHA, S. et al. Modelling of pyrolysis in wood: a review. **SESI Journal**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 41-62, 2008.

SOM, M. P.; LEMÉE, I.; AMBLÉS, A. Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 4, p. 4404-4416, May 2009.

SOUZA, H. A. et al. **Atributos químicos do solo tratado com composto orgânico de carcaça e despojo de abate de caprinos e ovinos**. Sobral: EMBRAPA-CNPC, 2012. 8 p. (Comunicado Técnico, 127).

STROJAKI, T. V. et al. Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 3, p. 278-285, 2013.

TANG, J. C.; KANAMORI, T.; INQUE, Y. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by quinone profile method. **Process Biochemistry**, London, v. 39, p. 1999-2006, 2007.

TATÀNNO, F. et al. Biowaste home composting: experimental process monitoring and quality control. **Waste Management**, Oxford, v. 38, p. 72-85, Apr. 2015.

VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, Cordoba, v. 58R, p. 59-85, Apr. 2009.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 1-7, jul./set. 2004.

WASZKIELIS, K. M. et al. The effect of temperature, composition and phase of the composting process on the thermal conductivity of the substrate. **Ecological Engineering**, New York, v. 61, p. 354-357, 2013.

YAN, Z. et al. The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. **Bioresource Technology**, Essex, v. 177, p. 266-273, Feb. 2015.

YU, H.; HUANG, G. H. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, p. 2005-2010, 2009.

ZAINUDIN, M. H. M. et al. Indigenous cellulolytic and hemicellulolytic bacteria enhanced rapid co-composting of lignocellulose oil palm empty fruit bunch with palm oil mill effluent anaerobic sludge. **Bioresource Technology**, Essex, v. 147, p. 632-635, Aug. 2013.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, p. 929-935, Mar. 2007.