UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - CCT
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

RENATA LIMA MACHADO DA SILVA

INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

CAMPINA GRANDE - PB
2017

RENATA LIMA MACHADO DA SILVA

INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

Área de concentração: Tecnologias de Tratamento de Água e Resíduos

Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

CAMPINA GRANDE - PB

2017

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da Dissertação.

S586i Silva, Renata Lima Machado da.
Influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais [manuscrito] / Renata Lima Machado da Silva. - 2017
84 p.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2017.
"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Granulometria. 2. Resíduos sólidos vegetais. 3. Matéria orgânica. 4. Tratamento biológico. 5. Compostagem.

21. ed. CDD 628.445

RENATA LIMA MACHADO DA SILVA

INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

Aprovada em 18/09/2017

BANCA EXAMINADORA

Profº Dr. VALDERI DUARTE LEITE

Orientador: Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Profº Dr. ALDRE JORGE MORAIS BARROS

Examinador Externo : Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Profº Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

Examinador Interno : Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

DEDICATÓRIA

Ao poderoso Deus e a Nossa Senhora da Boa Viagem por estarem presentes nos momentos difíceis pelos quais passei nesses últimos 2 anos e pela presença em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à **Deus** por ter me concedido forças, saúde, serenidade e sabedoria. Nos momentos mais difíceis em que pensei em desistir, ele me fez levantar e me mostrou que era possível vencer os obstáculos e que sairia vitoriosa. As dificuldades me fizeram mais forte e perseverante. ‘’Tudo é do pai, toda honra e toda glória, é dele a vitória, alcançada em minha vida’’.

Aos meus pais ***Severino Machado da Silva*** e ***Helena Costa Lima***, por terem investido na minha educação, por ouvirem pacientemente meus desabafos, pelo apoio, incentivo e por acreditarem na realização deste sonho. Obrigada, por torcerem, participarem das minhas conquistas e por me proporcionarem momentos de alegria. Família é bem precioso e que não te abandona independente do momento, são nossos fiéis amigos.

A minha irmã ***Daniela Lima Machado da Silva***, por compartilhar o dia a dia, me acompanhar nos momentos de esforço, por ter me ajudado quando precisei e pelo incentivo.

Ao meu namorado, companheiro e amigo, ***Ayrton Douglas Rodrigues Herculano***, por compreender minhas ausências, pelos dias em que esteve comigo no laboratório, por ter sido luz nos meus dias de escuridão, ouvir meus desabafos, secar minhas lágrimas quando precisei chorar e por acreditar na realização desse sonho. Obrigada por todas as orações, um dos mais lindos gestos de amor.

A ***Larissa Barreto Barbosa***, uma amiga que cruzou meu caminho ainda nos tempos de Graduação e a quem tanto admiro. Você foi minha ponte de ligação e quem me deu a maior força quando resolvi tentar uma vaga no MCTA, a torcida foi tão grande que deu certo.

A ***Thiele Carvalho*** e ***Cíntia Kelly***, minhas amigas de longas datas que acompanharam, estavam na torcida, souberam me ouvir e dar um conselho amigo.

Ao professor e orientador ***Dr. Valderi Duarte Leite***, por ter me recebido tão bem quando nem me conhecia, mesmo assim aceitou assinar minha inscrição ao qual me submeti a seleção desse Mestrado. Obrigada pela confiança, ensinamentos, críticas construtivas e por ser um homem de um coração tão grandioso.

Agradeço a equipe da Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas (EMPASA), nas pessoas de Mário e Faustino, por terem atendido meu pedido quanto às coletas de resíduos sólidos orgânicos. Vocês muito contribuíram com esta pesquisa.

A ***Joelma Vieira do Nascimento***, amiga que ganhei do Mestrado, parceira de trabalhos em Congressos, obrigada por tua amizade, incentivo e por todos os conselhos. ‘’A gente não faz amigos, reconhece-os.’’

A ***Roberta Milena Moura Rodrigues***, outro presente do Mestrado, agradeço pelos momentos de descontração, pelas tentativas de me alegrar quando desanimava, por narrar as mais engraçadas histórias e por ser meu ombro amigo. Te admiro pela imensidão do teu coração!

A ***Elaine Gurjão e Gracielle Dantas*** pelos ensinamentos, paciência e pelos momentos compartilhados. Vocês tem meu carinho e admiração enquanto pessoas e profissionais. Agradeço a Bolsista de Iniciação Científica (PIBIC), ***Gabriely Dias*** e ao estagiário ***Anderson Chrystopher*** por terem me auxiliado nas coletas, nas análises e no monitoramento do experimento. Vocês estiveram presentes nos momentos mais difíceis, meu muito obrigada!

Aos colegas da EXTRABES que fizeram meus dias mais leves e alegres, em especial a Edilma Bento (obrigada pelos cafés), Marília, Fernanda Patrício, Raquel Lima, Nathália Nunes (minha parceira de coca-cola), Luciana Leôncio e Wilza Lopes.

As minhas amigas da Especialização em Etnobiologia, em especial a Vanessa Moura, Dayse Lucid, Amanda Barbosa e Kamilla Marques, que sempre me perguntavam pelo andamento da pesquisa e me incentivavam a não desistir.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB, especialmente, aos que tive o prazer de pagar as disciplinas, nas pessoas de Wilton Silva Lopes, Rui de Oliveira, José Etham de Lucena Barbosa, Fernando Fernandes Vieira e Beatriz Susana Ovruski Ceballos, sou grata por terem agregado novos conhecimentos na minha formação, contribuindo para meu crescimento profissional.

Aos professores que compuseram a banca da Qualificação, Prof. José Tavares de Souza e o Prof. Aldre Jorge Morais Barros, suas contribuições foram fundamentais para o melhoramento do trabalho.

Ao CNPq pela bolsa concedida e a CAPES pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa.

''Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível."

Charles Chaplin

RESUMO

O processo de compostagem continua sendo uma promissora alternativa tecnológica para tratamento de resíduos sólidos orgânicos passíveis de fermentação, do ponto de vista técnico, econômico, social e ambiental, haja vista propiciar a geração de subproduto de agregado valor no campo da ciclagem de nutrientes para incorporação em solos agrícolas e recuperação de áreas degradas. A eficiência do processo de compostagem depende da ação e da interação dos microrganismos, os quais dependem de condições favoráveis, como de temperatura, umidade, aeração, pH, tipos de resíduos orgânicos utilizados, relação carbono/nitrogênio e da granulometria. Dentre esses parâmetros, pode-se citar a granulometria, pois quanto menor a granulometria das partículas, maior será a área disponível para os microrganismos. Em algumas pesquisas foi observada a interferência da granulometria na aceleração da biodegradação, com isso o objetivo desta pesquisa consistiu em avaliar a influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais. Como metodologia para esta pesquisa, o sistema experimental foi constituído de seis reatores com capacidade unitária de 20 litros, com delineamento experimental de dois tratamentos e três repetições. Os resíduos sólidos vegetais utilizados no processo da compostagem foram triturados e secos até umidade de 60%, e posteriormente, foram macerados, sendo um destinado ao Tratamento 1 e Tratamento 2, com diâmetros de 7 mm e 5,5 mm, respectivamente. Os parâmetros monitorados foram temperatura, sólidos totais voláteis, teor de umidade, pH e carbono orgânico total. Ao final da compostagem foi avaliado a qualidade dos compostos orgânicos quanto aos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e os micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn). Os tratamentos com granulometrias diferentes apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$) para os parâmetros de STV, pH e COT. Os valores referentes aos macronutrientes (N, K, Ca e Mg) apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$) em T_1 e T_2, com exceção de P que não apresentou diferença significativa ($p>0,05$), sendo o Ca o único que apresentou valores acima do valor mínimo estabelecido para fertilizantes orgânicos que é 10 g kg^{-1}. Dentre os micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn), apenas o Cu apresentou diferença significativa ($p<0,05$) em T_1 e T_2, no entanto, o Fe foi o único que apresentou valores acima do valor mínimo recomendados para fertilizantes orgânicos, conforme o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Palavras-chave: Matéria Orgânica. Tratamento Biológico. Tamanho de partículas.

ABSTRACT

The composting process continues to be a promising technological alternative for the treatment of organic solid residues susceptible to fermentation, from the point of view technical, economic, social and environmental point of view, in order to allow the generation of by-product of aggregate value in the field of nutrient cycling for incorporation in soils And recovery of degraded areas. The efficiency of the composting process depends on the action and interaction of the microorganisms, which depend on favorable conditions such as temperature, humidity, aeration, pH, types of organic waste used, carbon / nitrogen ratio and granulometry. Among these parameters, it is possible to cite the granulometry, because the smaller the particle size, the larger the area available for the microorganisms. In some studies the interference of granulometry in the acceleration of biodegradation was observed, with the purpose of this study was to evaluate the influence of granulometry in the process of composting of solid plant residues. As a methodology for this research, the experimental system consisted of six reactors with a unit capacity of 20 liters, with an experimental design of two treatments and three replicates. The solid wastes used in the composting process were ground and dried to 60% moisture and subsequently macerated, one for Treatment 1 and Treatment 2, with diameters of 7 mm and 5.5 mm, respectively. The parameters monitored were temperature, total volatile solids, moisture content, pH and total organic carbon. At the end of the composting the quality of the organic compounds for the macronutrients (N, P, K, Ca and Mg) and micronutrients (Cu, Zn, Fe and Mn). The treatments with different granulometry presented significant differences ($p < 0.05$) for the parameters of STV, pH and COT. Macronutrients (N, K, Ca and Mg) presented significant differences ($p < 0.05$) in T1 and T2, except for P that did not present a significant difference ($p > 0.05$). Which presented values above the minimum value established for organic fertilizers that is 10 g kg -1. Among the micronutrients (Cu, Zn, Fe and Mn), only Cu presented a significant difference ($p < 0.05$) in T1 and T2, however, Fe was the only one that presented values above the minimum value recommended for organic fertilizers , According to the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply.

Keywords: Organic matter. Biological Treatment. Particle Size.

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

APHA: American Public Health Association

AWWA: American Water Works Association

C/N: Carbono/Nitrogênio

C: Carbono

Ca: Cálcio

CAPES: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CH_4: Metano

CNPq: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CO_2 : Dióxido de Carbono

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT: Carbono Orgânico Total

CTC: Capacidade de Troca Catiônica

Cu: Cobre

EMPASA: Empresa Paraibana de Abastecimento de Serviços Agrícolas

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

Fe: Ferro

H_2O: Água

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

K: Potássio

Kg: Quilograma

MAPA: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

mg/l: Miligrama/litro

Mg: Magnésio

Mm: Milímetros

Mn: Manganês

MO: Matéria Orgânica

N: Nitrogênio

NH_3: amônia

NH_4: íon amônio

O: Oxigênio

ONGs: Organizações não governamentais

P: Fósforo

pH: Potencial Hidrogeniônico

PIBIC: Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica

PNRS: Política Nacional dos Resíduos Sólidos

RSO: Resíduos Sólido Orgânico

RSU: Resíduo Sólido Urbano

RSV: Resíduo Sólido Vegetal

SISNAMA: Sistema Nacional do Meio Ambiente

SUASA: Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

ST: Sólidos Totais

STV: Sólidos Totais Voláteis

T/d: Tonelada por dia

T_1: Tratamento 1

T_2: Tratamento 2

UEPB: Universidade Estadual da Paraíba

VR: Valor de Referência

Zn: Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Decomposição de partículas sólidas **27**
Figura 2: Variação do pH ao longo do processo de compostagem **33**
Figura 3: Evolução da temperatura em uma leira de compostagem **36**
Figura 4: Sistema experimental para compostagem de resíduos sólidos vegetais com diferentes granulometrias **50**
Figura 5: Variação da temperatura no tratamento 1 durante o processo de compostagem **54**
Figura 6: Variação da temperatura no tratamento 2 durante o processo de compostagem **55**
Figura 7: Variações de STV no tratamento 1 durante o processo de compostagem..... **58**
Figura 8: Variações de STV no tratamento 2 durante o processo de compostagem..... **58**
Figura 9: Variações do teor de umidade no tratamento 1 durante o processo de compostagem **60**
Figura 10: Variações do teor de umidade no tratamento 2 durante o processo de compostagem **61**
Figura 11: Variações do pH no tratamento 1 durante o processo de compostagem **63**
Figura 12: Variações do pH no tratamento 2 durante o processo de compostagem **63**
Figura 13: Variações do Carbono Orgânico Total (COT) no tratamento 1 durante o processo de compostagem **65**
Figura 14: Variações do Carbono Orgânico Total (COT) no tratamento 2 durante o processo de compostagem **65**

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto a periculosidade **19**
Quadro 2: Especificações dos fertilizantes orgânicos misto e compostos **41**
Quadro 3: Natureza física dos fertilizantes orgânicos **42**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Fases da compostagem e suas respectivas temperaturas **23**
Tabela 2: Número de municípios com unidades de compostagem e quantidade total de resíduos encaminhados para esses locais..... **45**
Tabela 3: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil **46**
Tabela 4: Porcentagem de matéria orgânica tratada em relação ao total estimado coletado (2008)..... **47**
Tabela 5: Número de municípios com unidades de compostagem por estado e no Distrito Federal (2008) **48**
Tabela 6: Frequência de análises dos parâmetros físico-químicos e parasitológicos e seus respectivos métodos..... **51**
Tabela 7: Dados advindos da caracterização química e parasitológica dos Tratamentos 1 e 2 ..... **53**
Tabela 8: Valores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) para os compostos orgânicos produzidos pelos tratamentos 1 e 2 no estágio final do processo de compostagem..... **66**
Tabela 9: Valores de micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) para os compostos orgânicos produzidos pelos tratamentos 1 e 2 no estágio final do processo de compostagem..... **67**

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO **16**

2. OBJETIVOS **18**

2.1 GERAL **18**

2.2 ESPECÍFICOS **18**

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA **19**

3.1 Resíduos Sólidos **19**

3.2 Compostagem **22**

3.3 Fatores Intervenientes no Processo de Compostagem **26**

3.3.1 Granulometria **26**

3.3.2 Umidade **29**

3.3.3 Aeração **31**

3.3.4 Relação Carbono/Nitrogênio **32**

3.3.5 Potencial Hidrogeniônico (pH) **33**

3.3.6 Temperatura **34**

3.4 Vantagens da compostagem **37**

3.5 Microbiologia do processo de compostagem **39**

3.6 Qualidade do composto **41**

3.7 Panorama da Coleta Seletiva e Compostagem no Âmbito Internacional **42**

3.8 Panorama de Unidades de Compostagem no Brasil **44**

4. MATERIAL E MÉTODOS **49**

4.1 Local de realização da pesquisa **49**

4.2 Coleta dos resíduos sólidos vegetais **49**

4.3 Preparação e caracterização dos substratos **49**

4.4 Monitoramento dos sistema experimental **50**

4.5 Análise estatística **52**

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO **53**

5.1 Caracterização dos substratos utilizados nos Tratamentos 1 e 2 ..... **53**

5. 2 Dados dos parâmetros físicos e químicos nos tratamentos 1 e 2 durante o processo de compostagem **54**

5.2.1 Temperatura **54**

5.2.2 Sólidos Totais Voláteis (STV) **56**

5.2.3 Teor de Umidade **59**

5.2.4 Potencial Hidrogeniônico (pH) **61**

5.2.5 Carbono Orgânico Total **63**

5.3 Quantidade de macronutrientes e micronutrientes presentes nos compostos orgânicos dos tratamento 1 e 2 ..... **66**

6. CONCLUSÃO **68**

REFERÊNCIAS **69**

1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil aumentou 1,8%, quando levado em consideração o período do ano de 2014 e 2015, enquanto que a população brasileira cresceu 0,8% nesse mesmo período (ABRELPE, 2015). Dos resíduos sólidos urbanos gerados nas cidades brasileiras, a maior porcentagem (51,4%) é constituída por resíduos orgânicos (IBGE, 2010). Sem coleta adequada, os resíduos sólidos orgânicos são encaminhados aos aterros sanitários e ocupam um espaço maior, além da formação do lixiviado, o qual precisa de tratamento, com isso encarece os processos operacionais. Esta forma de destinação gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento biológico de compostagem (MASSUKADO, 2008).

A falta de gestão para os resíduos sólidos urbanos propicia diversos impactos negativos ao meio ambiente. Do ponto de vista ambiental, os resíduos podem ocasionar contaminação do ar; em que os gases emitidos na atmosfera contribuem para o aumento do efeito estufa, a degradação do solo, e corpos de água (mares, açudes, lagos, rios, riachos, mangues e lençóis freáticos) provocados pela percolação do chorume, proveniente do processo de decomposição anaeróbia em lixões e aterros sanitários (BESEN *et al.*, 2010; GOUVEIA, 2012; SILVA, 2014).

Grande parcela dos materiais dispostos nos aterros sanitários poderiam ser aproveitada ou reciclada e reintegrada ao ciclo produtivo, evitando gastos, contaminação do meio ambiente e gerando insumos para o cultivo agrícola (QUINTELA, 2014). A Lei 12.305/10 da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), determina que os aterros sanitários devem receber apenas os rejeitos, ou seja, resíduos que depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos viáveis não possuem outra possibilidade que não a disposição final. Ressalta-se ainda, no art. 3º desta mesma lei, sobre a destinação final ambientalmente adequada e inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar

danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

A compostagem de resíduos sólidos orgânicos (RSO), é uma alternativa vantajosa em relação aos aterros sanitários, visto que diminui as emissões de gases e geração de lixiviados (PIRES; MARTINHO; NI-BIN, 2011). De acordo com Inácio e Miler (2009), a compostagem pode ser definida como um processo controlado, caracterizado pela decomposição aeróbia dos materiais orgânicos por meio dos microrganismos, que utilizam a matéria orgânica como fonte de energia para seu crescimento e, consequentemente, transforma compostos químicos complexos em estruturas mais simples. Os resíduos sólidos orgânicos após passar pelo tratamento biológico são utilizados para fins agrícolas ou paisagísticos, e apresentam muitos benefícios desde o baixo custo até o melhoramento do solo, diminuindo a poluição ambiental (SILVA, 2016).

Porém, Bidone (2001) afirma que por ser um processo puramente microbiológico, a sua eficiência depende da ação e da interação de microrganismos, os quais são dependentes da ocorrência de condições favoráveis, como a de temperatura, a umidade, a aeração, o pH, dos tipos de resíduos orgânicos existentes, a relação carbono-nitrogênio (C/N), a granulometria do material e as dimensões das leiras.

A granulometria, ou dimensão das partículas, é uma importante característica a ser considerada, pois interfere no processo de compostagem. A decomposição da matéria orgânica é um fenômeno microbiológico cuja intensidade está relacionada à superfície específica do material a ser compostado, sendo que quanto menor a granulometria das partículas, maior será a área que poderá ser atacada e digerida pelos microrganismos, acelerando o processo de decomposição (KIEHL, 1985; KEENER e DAS, 1996; FERNANDES e SILVA, 1999). O tamanho das partículas pode ser reduzido por meio da trituração. O ato de triturar pode diminuir o tempo de estabilização dos resíduos tratados por meio da compostagem em relação aos que não foram triturados (SILVA et. al., 2011).

A determinação da granulometria é realizada a partir da quantidade de matéria que consegue passar pelas aberturas de malhas de peneiras, sendo o tamanho da partícula definido por meio de peneiras com diâmetros diferentes (CAPUTO, 1995).

Portanto este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da granulometria na compostagem de resíduos sólidos vegetais.

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais.

2.2 ESPECÍFICOS

- ✓ Analisar o processo de compostagem em escala de bancada, através do monitoramento dos parâmetros físico-químicos de temperatura, sólidos voláteis, umidade, pH e carbono orgânico total ao longo do processo de compostagem;

- ✓ Avaliar a qualidade dos compostos orgânicos quanto a macronutrientes e micronutrientes, considerando os limites mínimos estabelecidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA);

- ✓ Verificar se a granulometria diminui o tempo do processo de compostagem.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Resíduos Sólidos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR-10004 (BRASIL,2004), define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles geradores em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. Conforme o quadro 1, a NBR 10004/2004 classifica os resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, ou seja, característica apresentada pelo resíduo em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, que podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente.

Quadro 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto a periculosidade

Classificação	Descrição
Resíduos classe I – Perigosos	Aqueles que apresentam periculosidade. Oferecem risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou uma das características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade
Resíduos classe II – Não Perigosos	
Resíduos Classe II A – Não Inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B – Inertes. Os resíduos classe II A –Não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
Resíduos Classe II B – Inertes	São quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou

	deionizada, à temperatura ambiente não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor

Fonte: ABNT, 2004.

De acordo com a Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), os resíduos sólidos são classificados quanto à origem em:

a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;

b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;

c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;

d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;

e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;

f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;

g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;

h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;

i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;

j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;

k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

Quanto à periculosidade:

a) resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;

b) resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea "a".

A geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil no ano de 2015 foi de 218.874 t/dia, enquanto que em 2014 a geração foi de 215.297t/dia, marcando um crescimento de 1,7% de um ano para o outro. Em relação a disposição final dos RSU no Brasil em 2015, cerca de 42,6 milhões de toneladas de RSU foram coletadas, sendo 58,7% do coletado seguiram para aterros sanitários. Em contrapartida, registrou-se aumento também no volume de resíduos enviados para destinação inadequada, com quase 30 milhões de toneladas de resíduos dispostas em lixões ou aterros controlados, sendo que estes não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente contra danos e degradações. Comparando a quantidade de RSU gerada e o montante coletado no ano de 2015 que foi de 72,5 milhões de toneladas, o que resulta em um índice de cobertura de coleta de 90,8% para o Brasil, sendo que cerca de 72,5 milhões de toneladas de resíduos sem coleta no país e, consequentemente, tiveram destino inadequado (ABRELPE, 2015).

No estado da Paraíba, em 2015 foram geradas 3.551 toneladas/dia de resíduos sólidos urbanos, sendo que deste total, 32,4% foram destinados aos lixões, 36,6% para aterros controlados e 31% destinados a aterros sanitários (ABRELPE, 2015).

De acordo com Nagashima *et. al.* (2011), a problemática dos resíduos sólidos ocupa uma posição na discussão sobre saneamento, quando comparada a água e o esgotamento sanitário, porém, a sociedade possui consciência crítica sobre os impactos negativos que refletem no desenvolvimento dos sistemas ecológicos, promovendo debates nos setores sociais, com o objetivo de garantir o desenvolvimento sustentável.

Segundo Silva et. al. (2011), a maioria dos resíduos resultantes das atividades humanas apresenta potencial poluente e contaminante, sendo os resíduos sólidos orgânicos os que mais preocupam quando não gerenciados, pois possuem alta concentração de matéria orgânica e organismos patógenos, favorecendo a proliferação de vetores responsáveis por transmitirem doenças ao ser humano.

A Lei 12.305/10 da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, dispõe no Art. 36, inciso V, implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais maneiras de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010).

3.2 Compostagem

A compostagem ocorre naturalmente por meio da degradação biológica da matéria orgânica passível de biodegradação. Os primeiros relatos sobre o emprego desse processo de degradação são oriundos da China, onde pequenos agricultores empilhavam restos agrícolas e dejetos por determinado período de tempo, esperando até que estes atingissem a estabilidade necessária para então serem aplicados ao solo (HERBETS, 2005).

No início do século 20, Sir Albert Howard desenvolveu a técnica para produzir fertilizantes ao observar os métodos empíricos realizados pelos nativos no estado Indore na Índia. Sua técnica ficou mundialmente conhecida como método Indore ou método Howard, empregada especialmente para resíduos agrícolas (KIEHL, 1985). Entre 1926 e 1940, Waksmam e seus associados complementaram as experiências em larga escala com estudos à escala laboratorial utilizando estercos de animais em mistura com restos de plantas. Estes estudos, bem como de outros pesquisadores da época, permitiu estabelecer a influência de alguns fatores no processo de compostagem como a umidade, aeração e temperatura, assim como da relação carbono/nitrogênio e pH (KIEHL, 1985; CORDEIRO, 2010).

De acordo com Fernandes (1999), a compostagem pode ser definida como uma bioxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO_2, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável. Desde que sejam atendidas as técnicas e asseguradas as condições de compostagem, o composto terá excelentes qualidades nutricionais físicas, químicas e biológicas, importantes para a preservação, adubação e manutenção dos solos e também para a recuperação de áreas degradadas (BRUNI, 2005). O processo de compostagem pode ser resumido de acordo com a Equação 1 abaixo.

$$\text{Matéria orgânica} + \text{Microrganismo} + O_2 \rightarrow \text{Matéria orgânica estável} + CO_2 + H_2O + \text{Calor} + \text{Nutrientes}$$

Segundo Polprasert (1989), o processo de compostagem é dividido em quatro fases, que são: latente, crescimento, termófila e de maturação. Na fase latente os microrganismos precisam de um tempo para se aclimatizarem e colonizarem o novo sistema, o qual Mancini et. el. (2006), denominam como sendo a fase de adaptação. Na fase de crescimento ocorre aumento da temperatura, devido o crescimento e a atividade dos microrganismos. Esses passam por uma adaptação, começam a metabolizar e biodegradar os constituintes, obtendo energia que será usada para realização do seu metabolismo (MANCINI, et. al., 2006) e para dar continuidade ao processo de biodegradação e biotransformação. Na fase termófila ocorre intensa atividade biológica, resultando na degradação dos sólidos voláteis e no aumento da temperatura (OGUNWANDE et. al., 2008; NEKLYUDOV, et. al., 2008; SALUDES et. al., 2008), ocorre então redução da matéria orgânica, emissão de odores e da produção de chorume (HAUG, 1993) e morte dos microrganismos patogênicos. Nesta fase os carboidratos são degradados em monossacarídeos, as proteínas complexas em aminoácidos. A fase de maturação acontece em baixa temperatura, baixo consumo de oxigênio, menos emissão de calor, diminuição da evaporação da mistura e aumento na concentração de húmus. Há poucas perdas e mudanças, embora continue a decomposição dos compostos orgânicos mais resistentes e das partículas maiores (HOORNWEG, 2000). A velocidade de degradação da matéria orgânica torna-se mais lenta, limitando a taxa cinética de degradação (TOSUN et al., 2008). Nesta fase, o composto atinge as características agronômicas (HACHICHA et al., 2008); sendo consideradas importantes para minimizar os efeitos adversos às plantas (ASLAM e VANDERGHEYNST, 2008; HOORNWEG et. al., 2000; KIEHL, 1998; HAUG,1993).

As fases da compostagem e as temperaturas correspondentes varia de acordo com diferentes autores, conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1: Fases da compostagem e suas respectivas temperaturas

Nº de fases	Fases	Temperatura ºC	Referências
04	Latente	Ambiente	Polprasert (1989)
	Crescimento	Mesófila: 25-45	
	Termofílica	Termófila: 50-65	
	Maturação	Mesófila: 25-45	
	Intensa atividade	45-65	Haug (1993)

02	Cura	20-45	
02	Degradação ativa	Psicrófila: 10-20 Mesófila: 20-45 Termófila: 45-65	Pereira Neto (1996)
	Maturação ou cura	Mesófila: 20-45	
03	Fitotóxica	Mesófila: 20-40	Kiehl (1998)
	Semi-cura ou bioestabilização	Termófila: 40-65	
	Cura ou humificação	Ambiente	
04	Inicial – Psicrófila	10-20	Hoornweg; Thomas e Otten (2000)
	Mesófila	20-50	
	Intensa atividade	Termófila: 45-75	
	Cura e maturação	Mesófila: 20-50	
05	Inicial – psicrófila	10-20	Bidone (2001)
	Mesofílica	20-45	
	Degradação ativa	Termófila: 40-60	
	Resfriamento	Mesófila: 20-45	
	Maturação ou cura	Ambiente	
03	Inicial	Mesófila: <40	Gallizzi (2003)
	Atividade	Termófila: 40-70	
	Maturação	Mesófila: <40	
03	Mesofílica	<45	Correa, Fonseca e Correa
	Termofílica	55-80	
	Mesofílica	<45	
04	Adaptação ou Latência	Ambiente	Mancini et. al. (2006)
	Mesofílica	20-40	
	Termofílica	55-75	
	Maturação ou humificação	Ambiente	

03	Mesofílica	<45	Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008)
	Termofílica	55-60	
	Resfriamento	<45	
03	Mesofílica	<45	Saludes et. al. (2008)
	Termofílica	45-55	
	Mesofílica	<45	
03	Mesofílica	<45	Mohee et. al. (2008)
	Termofílica	45-75	
	Mesofílica	<45	

Fonte: Silva, 2008.

A compostagem mostra-se como uma alternativa viável e de baixo custo para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos (TEIXEIRA et. al., 2002), de fácil operação e respeitando os princípios da prevenção e da sustentabilidade, representa uma possibilidade de minimizar impactos negativos ocasionados pelos resíduos sólidos (SILVA et. al.; 2011), estabilizando a matéria orgânica e diminuindo o volume dos resíduos destinados aos aterros sanitários (HERBETS et. al.; 2005; GUIDONI et. al.; 2013).

No que diz respeito aos impactos no contexto brasileiro, a compostagem é de suma importância, uma vez que cerca de 50% dos resíduos sólidos é constituído por material orgânico. Dentre as vantagens da compostagem no âmbito econômico estão às reduções quanto aos investimentos para a instalação dos aterros sanitários para diminuição do volume de resíduos sólidos, o aproveitamento agrícola da matéria orgânica, a reciclagem dos nutrientes para o solo reduzindo os custos com a produção agrícola e a economia no tratamento de efluentes (ALMEIDA, 2000).

A compostagem pode ser classificada de acordo com a escala em que o composto é produzido. Segundo Marques e Hogland (2002), os processos podem ser classificados como de grande escala (usinas de compostagem), média escala (leiras ou pilhas com volumes superiores a $3m^3$) ou pequena escala (realizadas em composteiras, leiras ou pilhas com volumes inferiores a $3m^3$).

A compostagem em grande escala, por meio de usinas de compostagem, na maioria das vezes deixa de ser implantada devido à falta de informação e à falta de recursos financeiros. Já a compostagem de médio porte, de forma descentralizada,

torna-se inviável tanto em ambientes urbanos, por falta de espaço quanto em pequenas propriedades agrícolas por não disporem de uma grande quantidade de resíduo para montagem das leiras ou pilhas. Além de ocuparem uma área consideravelmente grande e por causa do difícil revolvimento, podem resultar na produção de um composto heterogêneo e de baixa qualidade (BRITO, 2008). Enquanto que a compostagem em pequena escala proporciona uma economia significativa de energia e custos de transporte de resíduos sólidos e uma redução significativa da emissão de poluentes, uma vez que o resíduo recebe uma destinação adequada (MARQUES E HOGLAND, 2002).

Para o adequado funcionamento e controle do processo de compostagem, alguns parâmetros devem ser considerados, tais como: a granulometria, teor de umidade, a aeração junto ao ciclo do reviramento, a relação carbono/nitrogênio (C/N), pH e temperatura (HERBETS et. al., 2005; TEIXEIRA et. al., 2005; PAULA CEZAR, 2011; SANTOS&SANTOS 2008; BUSNELLO et. al., 2013).

O processo de compostagem ocorre com a participação de uma diversificada biota de microrganismos aeróbios responsáveis pela degradação da matéria orgânica, sendo que estes dependem de condições ambientais satisfatórias para completar a degradação do material orgânico (CORDEIRO, 2010).

3.3 Fatores Intervenientes no Processo de Compostagem

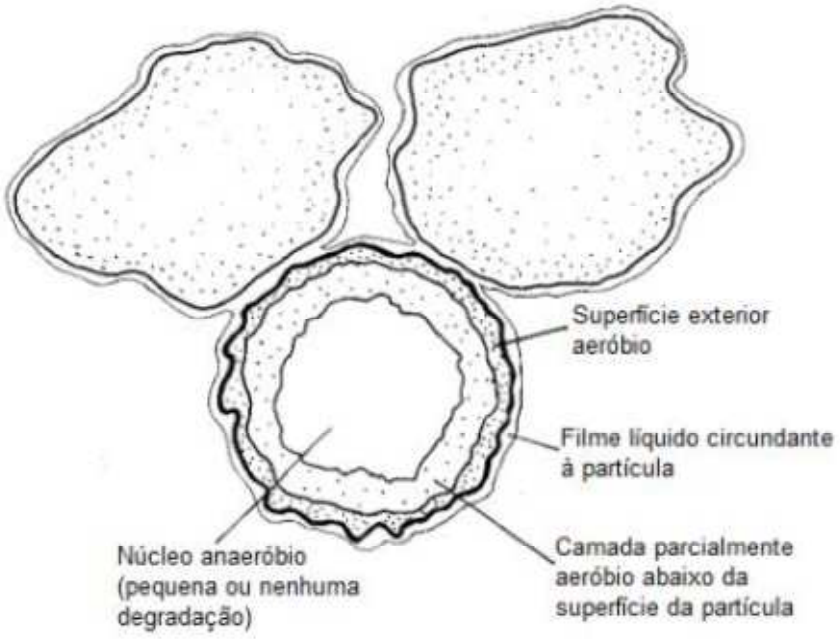
3.3.1 Granulometria

A granulometria é uma importante característica a ser considerada, pois interfere no processo de compostagem. A decomposição da matéria orgânica é um fenômeno microbiológico cuja intensidade está relacionada à superfície específica do material a ser compostado, sendo que quanto menor a granulometria das partículas, maior será a área que poderá ser atacada e digerida pelos microrganismos, acelerando o processo de decomposição (KIEHL, 1985; KEENER e DAS, 1996; FERNANDES e SILVA, 1999).

A área superficial disponível é um fator importante para a atividade microbiana aeróbia, pois a maior parte da decomposição aeróbia de compostagem ocorre na superfície das partículas. A população de microrganismos aeróbios se acumula na camada de líquido em torno da superfície de partículas, utilizam o oxigênio disponível na superfície da partícula, deixando o interior essencialmente inalterado em um estado anaeróbio, conforme pode-se observar na figura 1. Os microrganismos vão degradando

a partícula de fora para dentro, e conforme a partícula vai sendo degradada ela diminui de tamanho (RYNK, 1992).

Figura 1: Decomposição de partículas sólidas



Materiais triturados e peneirados, com granulometria fina e maior homogeneidade, garantem uma melhor distribuição da temperatura e menor perda de calor (NOGUEIRA, W. A. et al., 2011), melhorando a questão da aeração, visto que pequenas partículas alteram a densidade do material (KIEHL, 2005) e consequentemente, aumenta a velocidade do processo.

Pereira Neto (1996) comentou que se condições como compactação e anaerobiose não prejudicassem o andamento do processo, as dimensões teoricamente ideais seriam mesmo as microscópicas. Desta forma, Rodrigues et al. (2006) explicam que materiais com granulação muito fina geram poucos espaços porosos, dificultando a difusão de oxigênio no interior da leira, favorecendo assim o surgimento de condições anaeróbias, que é proporcionada pela presença de uma maior quantidade de microporos, levando a uma compactação e um aumento da densidade do substrato compostado (PRIMAVESI, 1981; KIEHL, 2004).

De acordo com Leite (1997), o alto teor de umidade e a baixa granulometria são parâmetros que podem contribuir para a elevação da densidade da fração orgânica putrescível dos resíduos. Sabe-se que com o aumento da densidade, ocorre uma diminuição na eficiência do processo, que pode estar relacionada com a dificuldade de

distribuição dos microrganismos, das enzimas e outros metabólitos microbianos, devido ao alto grau de compactação dos substratos e o alto teor de umidade (TUOMELA et. al., 2000).

Desta forma, corroborando com as afirmações, Raiv et. al. (1986) afirmaram que, também à distribuição do tamanho das partículas e a porosidade entre as partículas afetam o balanço entre o conteúdo de água e o ar para cada nível de umidade. Ahn et. al. (2008), investigaram os parâmetros físicos de compostos obtidos de compostagem em larga-escala e concluíram que a porosidade diminui de acordo com o aumento da densidade aparente, do teor de umidade e da capacidade de absorção do material compostado. Da mesma forma, Handreck (1983) estudou o tamanho das partículas e as propriedades físicas e concluiu que partículas menores que 0,5 mm e, em particular, entre 0,1 e 0,25 mm, tiveram uma maior influência sobre a porosidade e retenção de água. Benito et al. (2006), avaliaram a compostagem de resíduos de podas de árvores e constataram que o melhor substrato foi aquele que apresentou partículas grosseiras, entre 0,25 e 2,5 mm, pois permitiu uma melhor taxa de umidade e uma adequada aeração. Por outro lado, Pereira Neto (1988) afirmou que o tamanho ideal das partículas encontra-se entre 20 e 80 mm. Entretanto, anos mais tarde, Pereira Neto (2007) concluiu que as partículas da massa em compostagem devem situar-se entre 10 e 50 mm.

De modo similar ao que acontece com o teor de umidade, com o teor de oxigênio e a relação C/N, a definição da granulometria ótima para a compostagem é bastante difícil, visto que cada material a ser compostado apresenta suas particularidades. Sendo assim, misturar vários tipos de resíduos orgânicos parece ser uma maneira certa para tentar corrigir o tamanho das partículas, favorecendo a homogeneização da massa em compostagem, obtendo assim uma melhor porosidade, o que acarretará uma menor compactação devido à maior capacidade de aeração. Além disso, aumentada a área superficial para a degradação, diminuindo o tempo de compostagem. Desta forma, Ruggieri et al. (2008) afirmaram que as características físicas da mistura inicial são decisivas para o bom desenvolvimento do processo de compostagem.

Entretanto, Richard et al. (2002) ressaltam que partículas com dimensões maiores, como aparas de madeira, ajudam a manter a aeração da leira, mas fornecem menos carbono disponível por massa de material, afetando a atividade dos microrganismos. Desta forma, mesmo que quantidades iguais de carbono estejam contidas em massas idênticas de aparas de madeira e serragem, a maior superfície da

serragem fará com que o C nela contido, seja mais disponível aos microrganismos (LYNCH e WOOD,1985). Neste sentido, Lhadi et. al. (2006, estudaram a evolução da matéria orgânica durante a compostagem da mistura da fração orgânica de resíduos municipais e esterco de aves. A mistura básica inicial dos resíduos foi de 3:2, ou seja, 3 kg de resíduos municipais e 2 kg de esterco de aves, com granulometria de 1 cm, correspondendo assim a leira A, sendo que para a leira B, foi utilizado a proporção de 2 kg resíduos municipais e 3 kg de esterco de aves, com granulometria de 0,2 cm. Através dos resultados obtidos, os autores verificaram que as diferentes proporções não influenciaram a composição da matéria orgânica final do composto. No entanto, parece que houve influência do tamanho das partículas que apresentaram 0,2 cm, sendo atribuído ao aumento da degradação dos compostos, concordando com Lynch e Wood (1985).

Segundo Georgacakis et. al. (1996), os resíduos provenientes de dejetos de suínos possuem altos teores de fibra e umidade, requerendo assim a adição de agentes estruturantes, que apresentem pouca umidade. Os autores verificaram que há uma aceleração do processo, além da minimização de odores provenientes destes dejetos, com a adição de materiais com alto teor de lignina.

A mistura básica inicial de esterco e lignina foi de 1:1, sendo que nesta proporção a umidade foi ajustada em 55-65% e o odor foi reduzido. Além disso, os autores concluíram que a mistura de resíduos melhorou a eficiência do processo, além de beneficiar quimicamente os produtos obtidos. Entretanto, Tiquia e Tam (2000) trabalharam com compostagem de dejetos de suínos, utilizaram a proporção de 2:1, ou seja, duas partes de cama de aviário para uma parte destes dejetos, com aeração forçada, por um período de 77 dias. Porém, Lau et. al. (1992), estudandaram a taxa e a frequência de aeração em sistemas de compostagem de dejetos de suínos, recomendam a proporção de 5:1, isto é, cinco partes de cama de aviário para uma parte de dejetos.

3.3.2 Umidade

A presença de água é fundamental para suprir as necessidades fisiológicas dos microrganismos, por se tratar de um processo biológico de decomposição dos materiais orgânicos (REIS et. al., 2004). A umidade no processo de compostagem pode afetar a atividade microbiana, e, consequentemente, influenciar na temperatura e na taxa de decomposição da matéria orgânica (EPSTEIN,1997). A umidade é um parâmetro

importante no processo da compostagem, especialmente quando são utilizados lodos de esgotos, cujos teores de umidade ultrapassam a 80% (GEA et. al., 2007), sendo assim o uso de estruturante é estudado para propiciar o controle do teor de umidade e melhorar às características físicas e químicas do substrato, principalmente em co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos (PAVAN et. al, 2007; LEITE et. al., 2007). Dentre os estruturantes objetos de pesquisa estão palhas de trigo e raspas de madeiras (ADHIKARI et. al.,2008), serragem de madeira (BANEGAS et. al., 2007; MARAGNO et. al., 2007); cascas de arroz (LU et. al., 2008), palhas (ROBIN et. al., 2008) e cavaco de madeira (CORREA et. al., 2007). O uso de estruturante tanto permite absorver a umidade da massa dos resíduos quanto evita a compactação da massa do substrato, melhorando a aeração e acelerando a ação dos organismos. O uso de estruturantes também permite um destino final adequado aos resíduos que seriam descartados (MARAGNO et. al., 2007).

A faixa ideal para o processo de compostagem situa-se entre 55 e 65ºC, pois permite a máxima intensidade de atividade microbiológica. Acima de 65ºC a atividade microbiológica cai e o processo de compostagem torna-se mais longo (FERNANDES et. al., 1999).

Richard et. al. (2002), afirmaram que materiais contendo 30% de umidade inibem a atividade microbiana, sendo assim, um meio com umidade superior a 65% acarreta uma decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes. O excesso de umidade reduz a penetração de oxigênio na leira, uma vez que a matéria orgânica decomposta é hidrófila e as moléculas de água se aderem fortemente à superfície das partículas, saturando os seus micro e macroporos (ECOCHEM, 2004). Uma maior quantidade de água evapora do que é adicionada, portanto, a umidade tende a diminuir durante o processo da compostagem (INÁCIO, 2009). Para resolver esse problema é necessária a irrigação, toda vez que a umidade ficar abaixo ou próxima de 40% (BRITO, 2006). Para o excesso de umidade são indicados o reviramento da leira e a adição de materiais secos ou estruturantes (BRASIL, 2013), que garantem a distribuição do oxigênio e melhoram a capacidade de retenção de umidade contida na massa dos resíduos processados (MARQUES, 2002). Dentre os materiais estruturantes pode-se citar: casca de arroz, gramas e folhas de jardim, esterco bovino (MARQUES, 2002), serragem de madeira (BANEGAS et. al., 2007; MARAGNO et. al. 2007), sendo a serragem oriunda de madeira não tratada, ou seja, livre de componentes químicos que podem inibir as atividades dos microrganismos (MARAGNO et. al., 2007), bagaço de

cana-de-açúcar (MAGALHÃES et. al., 2006; SILVA, 2014; podas de árvore (ROVATI, 2011).

A umidade tem, portanto, juntamente com a aeração, o pH, a relação C/N, a granulometria do material e as dimensões das leiras, um efeito direto sobre o desenvolvimento de microrganismos e indireto sobre a temperatura do processo de compostagem, sendo que a considerada ótima varia em função do tipo de material a ser compostado e do material celulósico utilizado (VALENTE et. al., 2009).

3.3.3 Aeração

A aeração é um parâmetro importante a ser considerado no processo de decomposição da matéria orgânica (PEIXOTO, 1988), sendo um mecanismo capaz de evitar altas temperaturas durante o processo de compostagem, de aumentar a velocidade de oxidação, de diminuir a liberação de odores e reduzir o excesso de umidade de um material em decomposição (PEREIRA NETO, 1994; KIEHL, 2004).

Na compostagem aeróbia ocorre a decomposição dos substratos orgânicos na presença de oxigênio, sendo os principais produtos do metabolismo biológico o CO_2, H_2O e energia. Enquanto, que na compostagem anaeróbia, a decomposição dos substratos orgânicos ocorre na ausência de oxigênio, produzindo CH_4 e CO_2, além de produtos intermediários, tais como, os ácidos orgânicos de baixo peso molecular (PEREIRA NETO, 1996; KIEHL, 2004).

As leiras podem ser aeradas por meio de revolvimentos manuais ou mecânicos, possibilitando que as camadas externas se misturem às internas, que estão em decomposição mais adiantada (KIEHL, 1985; PEREIRA NETO, 1994; SILVA et. al., 2001). Richard et al. (2002) afirmaram que as concentrações de oxigênio superior a 10% são consideradas ideais para a manutenção da compostagem em condições aeróbias. Não há consenso entre os pesquisadores, em relação à frequência de reviramentos (SILVA, 2008). Sugeriram reviramento semanal (TEIXEIRA et. al., 2005; BREWER e SULLIVAN, 2003); Brewer e Sullivan (2003) sugeriram reviramento semanal; Amir et. al. (2008), duas vezes por semana; Hachicha et. al. (2008), três ou quatro dias na fase termófila e semanal na fase de maturação; Koné et. al. (2007) a cada três dias na fase termófila e semanalmente, na fase mesófila. Smith e Hughes (2004) estudaram a frequência de reviramento de zero a seis, verificaram que a frequência de

seis vezes influenciou de forma positiva no processo de compostagem. Ogunwande et. al. (2008), investigaram duas, quatro e seis frequências, concluindo que a frequência de quatro dias melhorou a qualidade do composto.

3.3.4 Relação Carbono/Nitrogênio

A relação C/N é aplicada para avaliar os níveis de maturação de substâncias orgânicas e seus efeitos no crescimento microbiológico, visto que a atividade dos micro-organismos heterotróficos, envolvidos no processo, depende tanto do conteúdo de carbono para fonte de energia, quanto de nitrogênio para síntese de proteínas (SHARMA et. al., 1997). Sendo assim, a relação C/N deve ser determinada no material a ser compostado para balanceamento de nutrientes, como também no produto final, para avaliar a qualidade do composto (MORREL et. al., 1985). Os microrganismos heterotróficos utilizam preferencialmente os carboidratos como fonte de carbono, devido à lenta biodegradação da lignina, que se apresenta bastante resistente ao ataque enzimático, reduzindo assim teor de celulose e hemicelulose nos primeiros 90 dias de decomposição (DINEL et. al., 1991). Quando há excesso de nitrogênio em relação à carbono induz à perda de nitrogênio por meio da volatização de amônia; há morte de microrganismos importantes ao processo, surgem os odores indesejáveis, e, ainda aumenta o período de estabilização. Dependendo do tipo de resíduo sólido orgânico, a quantidade de nitrogênio pode ser insuficiente, inibindo a síntese protéica e o desenvolvimento dos organismos, reduzindo a velocidade do processo de compostagem (BIDONE, 2001).

De acordo com vários pesquisadores, a relação C/N é variável, não obedecendo um padrão fixo. Segundo Kiehl (1985), esses microrganismos absorvem o carbono e o nitrogênio numa proporção de 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio, sendo, portanto esta é a proporção ideal nos resíduos. Alguns pesquisadores afirmam que a relação C/N ideal para iniciar o processo de compostagem está entre 25/1 e 35/1 (ZUCCONI e BERTOLDI, 1986; LOPEZ-REAL, 1994; FONG et. al., 1999; KIEH, 2004), uma vez que durante a decomposição os microrganismos absorvem C e N da matéria orgânica na relação 30/1, sendo que das 30 partes de C assimiladas, 20 são lançadas na atmosfera na forma de gás carbônico e 10 são imobilizadas e incorporadas ao protoplasma celular (GORGATI, 2001; KIEHL, 2004).

3.3.5 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é um parâmetro importante no processo da compostagem para o desenvolvimento dos microrganismos (SILVA et. al., 2011). Os microrganismos que participam durante as fases da compostagem apresentam certo nível de tolerância quanto às mudanças de pH (HOORNWEG et. al., 2000).

No início do processo de compostagem, a temperatura é equivalente a do ambiente, quando então os microrganismos iniciam sua colonização, geralmente, o pH dos resíduos sólidos orgânicos é ácido, na faixa de 4,5 a 5,5 (SILVA, 2008). Na fase intensa de atividade biológica, o pH fica entre 6,5 a 8,0 e na fase de maturação entre 7,5 a 9,0 (NEKLYUDOV et. al., 2008), conforme a Figura 2, entretanto o pH do composto final pode variar em razão do tipo de material orgânico e com o processo de compostagem (SANTOS, 2007). Níveis de pH acima de 9,0 podem destruir tanto os microrganismos patogênicos quanto os microrganismos essenciais ao processo de compostagem (SILVA, 2008).

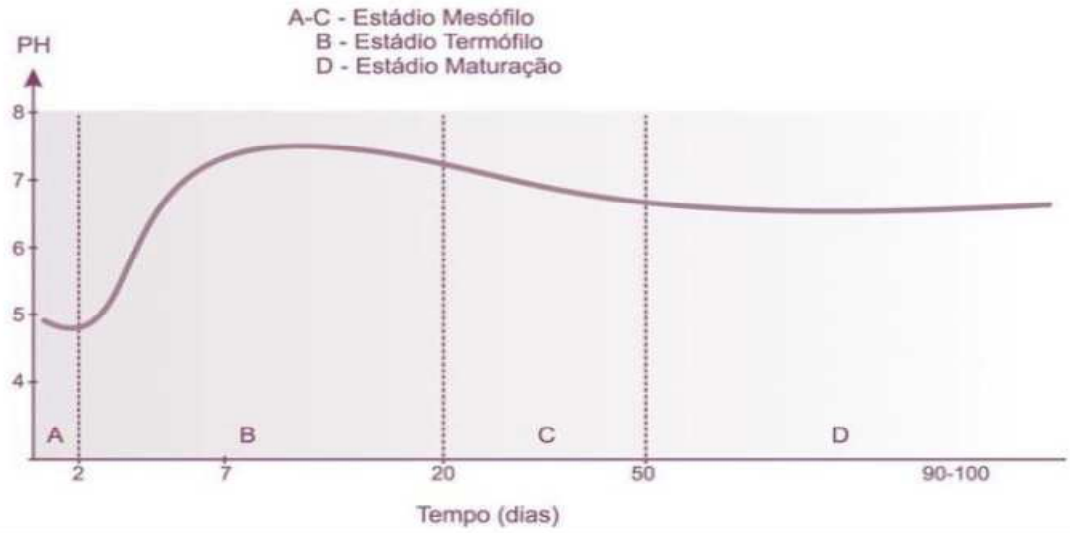


Figura 2: Variação do pH ao longo do processo de compostagem

Fonte: Fundação Demócrito Rocha, 2014.

A faixa de pH considerada ótima para o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela compostagem situa-se entre 5,5 e 8,5, uma vez que a maioria das enzimas encontram-se ativas nesta faixa de pH (RODRIGUES et. al., 2006). Porém, Pereira Neto (2007) afirmou que a compostagem pode ser desenvolvida em uma faixa

de pH entre 4,5 e 9,5, sendo que os valores extremos são automaticamente regulados pelos microrganismos, por meio da degradação dos compostos, que produzem subprodutos ácidos ou básicos, conforme a necessidade do meio. No entanto, Primavesi (1981), afirmou que as alterações do pH podem ativar ou quase inativar as enzimas presentes nos microrganismos.

Apesar da contradição apontada por Rodrigues et. al. (2006) e Pereira Neto (2007), quanto aos valores ótimos de pH, sabe-se que não há problemas em se utilizar substratos que apresentem baixo pH, já que durante a compostagem ocorrerá inúmeras reações químicas que irão regular esta acidez, gerando um produto final com pH entre 7,0 e 8,5. Neste sentido, Isoldi (1998) afirmou que as reações do tipo ácido-base e de óxido-redução são de extrema importância na compostagem.

3.3.6 Temperatura

A temperatura é um parâmetro que indica o equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e diz sobre a eficiência do processo (NASCIMENTO, 2015), principalmente, quanto a dinâmica das populações de microrganismos que vão surgindo durante a compostagem (OLIVEIRA, 2003). São quatro os fatores que influenciam a temperatura: características da matéria-prima; sistema utilizado; controle operacional e configuração geométrica do sistema. Quanto aos fatores operacionais, a frequência de reviramento influencia diretamente nos níveis de temperatura (SILVA, 2008).

Tiquia et. al. (1997) estudaram a compostagem da mistura de dejetos de suínos e serragem concluíram que a aferição da temperatura é um parâmetro que pode indicar a taxa de decomposição e a maturidade do composto, sendo considerado maduro, quando a temperatura atingir valores próximos a temperatura ambiente.

Todavia, considerando que o desenvolvimento da temperatura, durante a compostagem, é afetado por fatores como a umidade do substrato, a disponibilidade de nutrientes, bem como o tamanho das leiras, entre outros, não se pode afirmar que o composto estará maduro, quando a temperatura da biomassa atingir valores próximos a temperatura ambiente. Por sua vez, a diminuição da temperatura da biomassa poderá ocorrer em função de uma redução da umidade e/ou de uma menor concentração de nutrientes no substrato e/ou, ainda, devido a um menor tamanho das leiras, o que segundo Pereira Neto (2007), proporciona uma maior perda de calor para o ambiente.

Dessa forma, a temperatura pode ser sim, um indicativo do equilíbrio microbiológico no interior da biomassa, que é proporcionado pela inter-relação entre fatores como umidade, tamanho da leira e partículas, disponibilidade de nutrientes, relação C/N e aeração.

Segundo Rodrigues et. al. (2006), a decomposição inicial é conduzida por microrganismos mesófilos, que utiliza os componentes solúveis e rapidamente degradáveis da matéria orgânica. Sendo assim, como o metabolismo dos microrganismos é exotérmico, parte do calor gerado, durante a oxidação da matéria orgânica, acumula-se no interior da leira (TANG et. al., 2004), elevando a temperatura de 25ºC para 40-45ºC em um período de 2 a 3 dias (KIEHL, 1985), sendo que quando a temperatura atinge valores acima dos 45ºC, a atividade microbiológica mesofílica é suprimida pela implantação de uma comunidade microbiana termofílica (TIQUIA, 2005). Miyatake e Iwabuchi (2006), avaliaram a relação entre a temperatura e a atividade microbiana na compostagem de esterco de bovinos leiteiros, em função da taxa de aeração. Os resultados indicaram que durante o período de elevação da temperatura de 20ºC para 70ºC, houve um pico no consumo de oxigênio entre 43ºC e 60ºC, que foi atribuído ao aumento do número de microrganismos mesófilos quando a temperatura atingiu 40ºC e a elevação da população de microrganismos termófilos a 60ºC.

Segundo Peixoto (1988) e Snell (1991), na fase termófila ocorre à máxima decomposição dos compostos orgânicos, sendo considerada uma fase de degradação ativa de polissacarídeos como o amido, a celulose e as proteínas, transformando-os em subprodutos que serão utilizados pela microbiota (PEREIRA NETO, 2007). A degradação do substrato, por parte dos microrganismos, acarreta a diminuição da relação C/N, que se encontra entre 15/1 e 18/1, sendo caracterizado como uma material bioestabilizado (KIEHL, 2004). Porém, à medida que os estoques de C são exauridos, a temperatura decresce gradualmente, até igualar-se à temperatura ambiente (VINNERAS e JONSSON, 2002), conforme pode-se observar na Figura 3. Nesta fase, surgem novamente as comunidades mesófilas, que irão atuar na humificação do composto (ZUCCONI e BERTOLDI, 1986), através da degradação de compostos mais resistentes como a hemicelulose e a lignina (TUOMELA et. al., 2000), o que leva a obtenção de um produto final com pH variando entre 7,0 e 8,0 e com relação C/N de 10/1 (KIEHL, 1985).

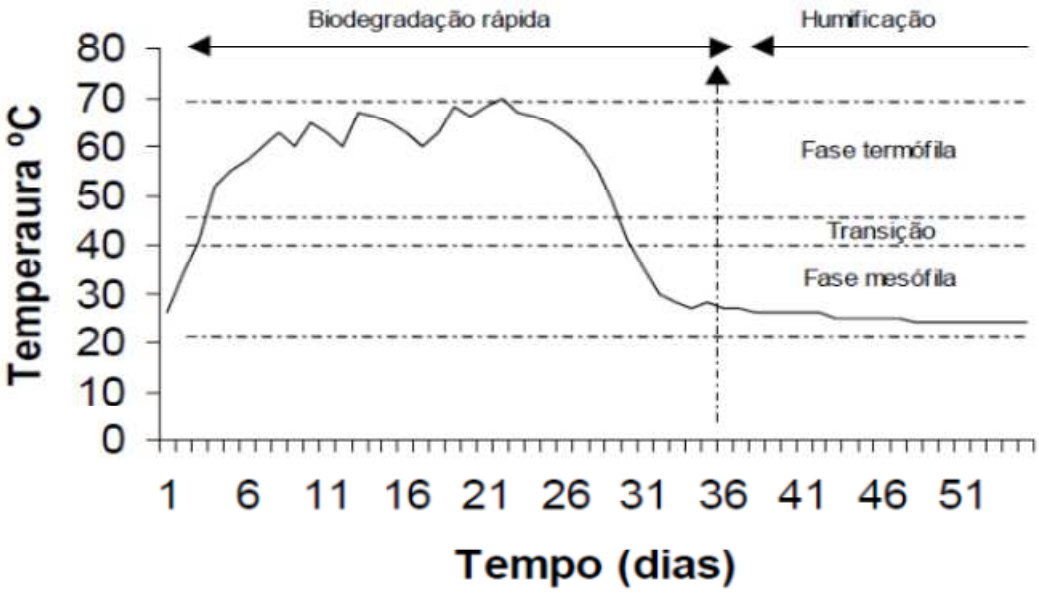


Figura 3: Evolução da temperatura em uma leira de compostagem

Fonte: FERNANDES et. al., 1999.

Sendo assim, a qualidade de um composto pode ser medida por meio de sua estabilidade e humificação (LIMA, 2006). Conforme Miller (1992), um composto humificado é aquele que não produz efeitos inibitórios ou fitotóxicos às plantas.

Como foi dito anteriormente, a eficiência da compostagem é dependente da atividade microbiana, que além de produzir as transformações físicas e químicas no material compostado, também provoca a elevação da temperatura no interior da leira, o que também ocasiona a redução de microrganismos patogênicos, sendo um dos grandes objetivos desta tecnologia. Neste sentido, Mari et. al. (2003) afirmaram que a taxa de degradação é o resultado da atividade metabólica proveniente de uma população microbiana heterogênea, que se desenvolvem em diferentes temperaturas ótimas, levando a uma estabilização do material (ADANI et. al., 2003).

De outra forma, sabe-se da importância em se respeitar os limites máximos de temperatura, para que ocorra a redução de microrganismos patogênicos. Neste sentido, temperaturas acima de 50ºC proporcionam condições desfavoráveis para a sobrevivência e para o desenvolvimento dos microrganismos patogênicos, que, geralmente são mesofílicos (FINSTEIN et. al., 1987; KEENER et. al., 2000 citado por SIVAKUMAR et. al., 2007). Porém, temperaturas acima de 70ºC, por longos períodos, são consideradas desaconselháveis porque restringem o número de microrganismos na

massa de compostagem, podendo ocasionar a insolubilização de proteínas hidrossolúveis e o desprendimento de amônia, principalmente quando o material possui baixa relação C/N, sendo um caso típico da compostagem de esterco de frangos (KIEHL, 1985; 2004).

Abouelwafa et. al., (2008) afirmaram que a compostagem pode ser efetivo na redução da concentração de patógenos, mas nem sempre consegue alcançar a sanitização do material. A compostagem é mais eficiente quando se mantém temperaturas termófilas, porque reduz um maior número de microrganismos patogênicos, além de diminuir os fatores fitotóxicos, que inibem a germinação de sementes, concordando com Bari e Koenig (2001), afirmaram que esta tecnologia visa à obtenção de um produto final mais homogêneo, com maior valor fertilizante e higienicamente seguro. Zhu (2007) avaliando o efeito da baixa relação C/N na compostagem da mistura de dejetos de suínos e casca de arroz verificou que o composto atingiu a maturidade durante a fase termófila, sendo que esta também contribuiu para a eliminação dos microrganismos patogênicos.

Por outro lado, a avaliação da maturidade de compostos orgânicos tem sido reconhecida como um dos mais importantes problemas relacionados ao processo de compostagem e utilização agrícola segura do produto final. Garcia-Gomez et. al. (2005), afirmaram que é um desafio a utilização de métodos precisos para avaliar a maturidade desses compostos.

Diversas pesquisas abordam os vários métodos existentes para avaliar o grau de maturidade de um composto. Jiménez e Rivera-Rosário (2003), afirmaram que materiais suficientemente maduros têm sido compostados, mostrando variações de 5:1 a 20:1, dependendo do tipo de material, o que faz com que este parâmetro não seja considerado como um indicador absoluto de maturação. Goyal et. al. (2005), estudaram as mudanças químicas e biológicas durante a compostagem de diversos resíduos e concluíram que não pode ser utilizado um único parâmetro para avaliar o grau de maturidade de um composto. Ainda, afirmam que a relação C/N pode ser utilizada como um índice confiável de maturidade do composto, desde que combinada com outros parâmetros como o CO_2 evoluído, o carbono solúvel em água e o teor de substâncias húmicas.

3.4 Vantagens da compostagem

A United States Environmental Protection Agency, indica um sistema de manejo integrado dos resíduos para solucionar os problemas de geração e gerenciamento de resíduos sólidos a nível local, regional e nacional. Numa visão holística, devem ser consideradas quatro formas de manejo, tais como: redução do uso dos recursos naturais; reciclagem; incineração e aterros sanitários (US EPA, 1989). Segundo a agência, a reciclagem deve incluir a compostagem como tratamento para os resíduos orgânicos. Na Europa, a Diretiva Européia – EU 1999/31 – exigiu dos seus países membros a redução significativa do aterramento de resíduos orgânicos e a compostagem passou a ser a principal alternativa aos aterros sanitários, os quais só devem receber os rejeitos (MASSUKADO, 2008).

A compostagem pode ser utilizada em um tratamento de resíduos sólidos integrado, como um sistema de reciclagem de materiais ou como um único sistema para tratamento dos resíduos orgânicos. Dentre as vantagens desse processo, Russo (2003) cita:

- A rápida ação microbiana sobre a matéria orgânica, biodegradando e tornando-o estável com mínima produção de odores;
- Higienização dos materiais devido às reações exotérmicas que ocorrem durante a decomposição, com destruição dos microrganismos patogênicos;
- O processo utiliza pouca quantidade de energia externa para funcionar, em comparação com outros, pois boa parte da energia utilizada é gerada pelo próprio processo metabólico;
- Grande flexibilidade em escala de operação; produção de compostos fertilizantes orgânicos, os quais não contaminam águas subterrâneas ou superficiais, ao contrário dos químicos. No entanto, para utilização desse composto deve-se obedecer a legislação vigente;
- Sistema de tratamento de resíduos menos caro que outros tipos, quando se considera os ganhos ambientais resultantes.

O composto orgânico produzido aplicado nos solos também oferecerá vantagens, pois a matéria orgânica exerce grande influência sobre as características físicas, químicas e biológicas do solo. Em relação aos fatores físicos, a matéria orgânica diminui a densidade aparente levando a diminuição da resistência de penetração das raízes no solo, melhorando a estrutura através da formação de agregados estáveis. Os agregados mais aglutinados facilitam o fluxo de líquidos e gases e a matéria orgânica

contribui com a retenção de água. Quanto às propriedades químicas, a MO contribui para correção do pH de solos ácidos, para a retenção de nutrientes e aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC). Em relação às propriedades biológicas, a matéria orgânica oferece condições ideais para o desenvolvimento de microrganismos benéficos às plantas e inibe os prejudiciais ou infestantes (FERNANDES, 1999).

Estas vantagens se concretizam por uma escolha adequada das tecnologias, do projeto e operação. Caso contrário, resultará na formação de um composto de baixa qualidade e haverá emissões de odores que afetarão negativamente a vizinhança. As limitações do processo são a necessidade de maior área de terreno e mão de obra, em comparação com outros. No entanto, esta última pode ser uma vantagem por absorver mão de obra, quase sempre não especializada (RUSSO, 2003).

Caso o material orgânico fosse separado na fonte e destinado para tratamento específico, evitaria o acúmulo de matéria orgânica nos aterros sanitários, sendo possível aumentar a vida útil do mesmo, ou então para o mesmo período a construção de aterros menores. Há ainda ganhos econômicos com a redução de custos com transporte (caso a compostagem acontecer mais próxima dos geradores), disposição final e tratamento do chorume (MASSUKADO, 2008). Os motivos para a compostagem ainda ser pouco utilizada em programas municipais de gerenciamento são, para Massukado (2008), "a dificuldade de se obter os materiais orgânicos separados já na fonte; a insuficiência de manutenção do processo; o preconceito com o produto e o pouco investimento e tecnologia adequada para a coleta do material".

3.5 Microbiologia do processo de compostagem

De acordo com Miller (1992), a predominância de determinadas espécies de microrganismos e a sua atividade metabólica determina a fase em que se encontra o processo de compostagem. Uma diversidade de microrganismos aeróbios está envolvida no processo da compostagem (AMIR et al., 2008).

Os primeiros organismos a se estabelecerem são as bactérias adaptadas a temperatura baixas (<20ºC), seguindo-se imediatamente as bactérias mesófilas (20-45ºC). A partir da ação das bactérias mesófilas começa a quebra de carboidratos, com a liberação de calor (energia térmica). O aumento da temperatura permite que as bactérias termófilas se instalem. Fungos termófilos crescem após cinco a dez dias de

compostagem. Em temperaturas superiores a 70°C, fungos, actinomicetos e muitas bactérias ficam inativas e apenas algumas bactérias em forma de esporos conseguem sobreviver. Em condições ideais prossegue a degradação com a atuação de bactérias, fungos e actinomicetos termófilos (BIDONE, 2001; HOORNWEG et. al., 2000; HAUG, 1993; POLPRASERT, 1989).

As bactérias degradam amidos, proteínas e outros compostos orgânicos. Os fungos, que são heterotróficos, decompõem os compostos mais resistentes, como a celulose e lignina. Os actinomicetos, organismos intermediários entre bactérias e fungos unicelulares não se adaptam a níveis de pH baixo e quebram os compostos resistentes que não foram decompostos pelos fungos: lignina, celulose e proteínas (NEKLYUDOV et. al., 2008; HOORNWEG et. al., 2000; HAUG, 1993). No estágio final, a temperatura decai, em virtude da diminuição da quantidade de matéria orgânica, então os actinomicetos começam a prevalecer, elevando a temperatura na superfície. Outras populações adaptadas às condições de baixa temperatura, pH alcalino, baixo teor de umidade e de sólidos voláteis também se instalam e completam o processo de compostagem, concluindo a formação do composto (SILVA, 2008).

Durante todo o processo ocorre produção de calor, com desprendimento de CO_2 e de vapor de água (KIEHL, 2004), sendo estas características relacionadas ao metabolismo exotérmico dos microrganismos, à sua respiração e à evaporação de água, que é favorecida pelo aumento da temperatura gerada no interior da massa em compostagem (ZUCCONI e BERTOLDI, 1991).

Os microrganismos patogênicos são encontrados nos resíduos orgânicos, pelas várias vias de contaminação e devido a sua composição em atrair vetores (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000).

A contaminação dos vegetais constitui importante via de transmissão de microrganismos patogênicos (DARYANI *et al.,* 2008; ECOTT, 2008; LOTTO e VALARINI, 2007; TAKAYANAGUI *et al.,* 2007; GUIMARÃES *et al.,* 2003; SHUVAL *et al.*,1986; FEACHEM *et al.*,1983).

Torres et al. (2007) em Cali-Colômbia e Silva (2007) em Campina Grande-PB, encontraram 3,00 e 6,32 ovos/gST, ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos de mercados públicos centrais, respectivamente.

Segundo as pesquisas realizadas por Silva et. al. (2010), os RSO podem apresentarem patógenos, interferindo na qualidade sanitária do meio ambiente, sendo isso comprovado por meio da análise feita pelos autores em cidades do semiárido

paraibano. Foram registrados a presença de ovos de helmintos em resíduos sólidos domiciliares, dentre eles ovos de *Ancylostoma sp., Enterobius vermiculares, Fascíola hepatica* e *Ascaris lumbricoides*, com viabilidade de cerca de 95,42%, corroborando que esses resíduos é uma fonte de contaminação ao meio ambiente e a saúde humana.

3.6 Qualidade do composto

A Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009, regulamenta 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 (BRASIL, 2009). Segundo a normativa os fertilizantes provenientes de resíduos sólidos orgânicos domésticos são classificados como fertilizantes orgânicos compostos, de Classe C. No Quadro 2 são apresentadas as especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos.

Quadro 2: Especificações dos fertilizantes orgânicos misto e compostos

Garantia	Misto/Composto				Vermicomposto
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	Classes A, B, C, D
Umidade (máx.)	50	50	50	70	50
N total (mín.)	0,5				
*Carbono orgânico (mín.)	15				10
*CTC(1)	Conforme declarado				
pH (mín.)	6,0	6,0	6,5	6,0	6,0
Relação C/N (máx.)	20				14
*Relação CTC/C(1)	Conforme declarado				
Outros nutrientes	Conforme declarado				

*(valores expressos em base seca, umidade determinada a 65ºC)
(1) É obrigatória a declaração no processo de registro de produto.
Fonte: Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009. BRASIL (2009).

Segundo a mesma Instrução Normativa, há limites de tolerâncias para a concentração de micronutrientes e macronutrientes de adubos orgânicos. A normativa

explicita também a natureza física para granulado, pó, farelado e farelado grosso, conforme exposto no Quadro 3.

Quadro 3: Natureza física dos fertilizantes orgânicos

NATUREZA FÍSICA	ESPECIFICAÇÃO GRANULOMÉTRICA		
	PENEIRA	PASSANTE	RETIDO
GRANULADO	4mm (ABNT n° 5)	95% mínimo	5% máximo
	1mm (ABNT n° 18)	5% máximo	95% mínimo
PÓ	2mm (ABNT n° 10)	100%	0%
	0,84mm (ABNT n° 20)	70% mínimo	30% máximo
	0,3mm (ABNT n° 50)	50%mínimo	50% máximo
FARELADO	3,36mm (ABNT n° 6)	95% mínimo	5% máximo
	0,5mm (ABNT n° 35)	25% máximo	75% mínimo
FARELADO GROSSO	4,8mm (ABNT n° 4)	100%	0%
	1mm (ABNT n° 18)	20% máximo	80% mínimo

Fonte: Normativa no. 25, de 23 de julho de 2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009).

3.7 Panorama da Coleta Seletiva e Compostagem no Âmbito Internacional

Na Europa, desde que a Diretiva Europeia – EU 1999/31 – exigiu a redução significativa do aterramento de resíduos orgânicos, a compostagem se tornou uma alternativa vantajosa em relação aos aterros sanitários (ALTINBAS et. al., 2007). A aplicação de estratégias nacionais para reduzir de modo progressivo a quantidade de resíduos orgânicos dispostos nos aterros sanitários também é uma meta estabelecida por esta diretiva.

Slater e Frederickson (2001) afirmam que na Europa, cerca de 15% da fração orgânica é reaproveitada via compostagem. De acordo com Massukado (2008), a coleta seletiva dos resíduos orgânicos existe em muitos países europeus, a exemplo da Áustria, Alemanha, Grécia, Luxemburgo e Holanda.

Este fato se deve, principalmente, à política europeia de separação de resíduos no local de origem, mas ainda existem diferenças na quantidade de resíduos orgânicos coletados de maneira seletiva. Enquanto na Áustria e na Alemanha este tipo de coleta

atinge mais de 75% dos resíduos orgânicos, os quais são encaminhados para a compostagem; na Grécia, Irlanda e Inglaterra este percentual é inferior a 10%. Em alguns países europeus, como Finlândia, Holanda e Itália, a coleta separada da fração orgânica dos resíduos é realizada em sacolas biodegradáveis, compostadas com os resíduos orgânicos.

Na Itália, o rápido desenvolvimento da compostagem ocorreu a partir de 1993 e decorreu de três fatos principais: aumento dos custos de disposição final; exaustão dos aterros sanitários aliada à dificuldade em se obter a aceitação da população para a criação de novos aterros e plantas de incineração; e introdução, em 1997, da legislação nacional que determina políticas e promove taxas para reciclagem. Em 1993, o número de plantas de compostagem era inferior a cinquenta, e dados de 2004 reportam para um total de 258 plantas (NEWMAN, 2005). O composto é utilizado como condicionador de solo, cumprindo as diretrizes estabelecidas pela Lei Federal Italiana no 748/1984. Quanto ao mercado, o composto é doado quando o poder público é o responsável pela planta de compostagem, pois o interesse é evitar custos de aterramento.

A situação da Catalunha Espanha é semelhante à da Itália, pois até 1997, havia somente uma usina de compostagem e depois desse período seguindo as Diretrizes Europeias houve um aumento na quantidade de usinas, passando para 25 (BARRIOS et. al., 2004). Esta mudança foi consequência da Legislação da Catalunha, que obrigava a coletar separadamente a fração orgânica dos RSU em cidades com mais de 5 mil habitantes. De acordo com dados apresentados, a coleta separada é ainda muito limitada e não há material suficiente para as usinas processarem.

Quanto à qualidade do composto, vários países europeus como Alemanha, Áustria, Itália e Dinamarca, possuem normas para certificar a qualidade do composto orgânico que é produzido. Para possuir este certificado, o composto deve cumprir algumas exigências em relação à concentração de metais pesados, ao tipo de matéria-prima utilizada, ao grau de maturidade e às aplicações autorizadas para o produto final (ACR, 2005).

Alguns países da Ásia vêm adotando um novo modelo de compostagem em substituição às grandes usinas de compostagem. A proposta é tratar os resíduos em uma escala menor e que a planta esteja localizada próxima ao local no qual o resíduo foi gerado. O objetivo é melhorar não só a gestão dos resíduos sólidos nesses países, a partir de iniciativas locais da comunidade, mas também a qualidade da população.

Ali (2004), pesquisando a gestão de resíduos em Etiópia, Índia, Bangladesh e Sri Lanka, identificou alguns problemas que provocaram a não continuidade dos projetos de compostagem nestes países, dentre os quais destacam-se:

• escassez de parceria com governos: parcerias se têm mostrado bastante necessárias para o sucesso dos projetos de compostagem. Em geral, existe pouca parceria entre governo e ONGs ou com o setor privado. Mecanismos devem ser criados para subsidiar os programas de compostagem em troca do benefício que eles trazem para a municipalidade (redução dos custos de transporte e disposição). Subsídios por parte do governo, sob a forma de terra ou pagamento por tonelada processada, são partes importantes do negócio;

• deficiência de recursos humanos qualificados: as atividades em compostagem são realizadas por diferentes organizações, as quais, dependendo da natureza, podem ser excelentes no processo, ou em marketing do composto, ou em campanhas ambientais.

As experiências de compostagem, porém, ressentem-se de um programa que contemple as várias competências.

De acordo com Enayetullah e Maqsood (2001), em Khulna (Bangladesh), a compostagem é favorecida, pois 78% dos resíduos gerados são resíduos orgânicos. A estratégia adotada foi a compostagem descentralizada, devido aos seguintes fatores:

• grande potencial de consumidores de composto, em especial fazendeiros cujas propriedades se localizam circundando as periferias;

• baixo custo de transporte tanto para levar os resíduos até a planta de compostagem como para as propriedades dos consumidores; e

• baixo custo de produção devido ao método manual de compostagem.

O sucesso financeiro deste projeto se deve ao fato de existir uma grande quantidade de compradores do composto orgânico. O fator essencial para a aceitação dos consumidores foi a aprovação dada pelo Conselho de Pesquisa em Agricultura de Bangladesh e do Ministério da Agricultura para utilização do composto orgânico para fins agrícolas (IPEA, 2012).

3.8 Panorama de Unidades de Compostagem no Brasil

Dentro dos resíduos sólidos domiciliares no Brasil o maior percentual corresponde aos resíduos orgânicos, sendo as experiências com compostagem da fração

orgânica pouco representativa. O resíduo orgânico por não ser coletado separado dos outros tipos de resíduos acabam sendo encaminhados misturado com os resíduos perigosos e com aqueles que não foram coletados separadamente. Essa forma de destinação resulta em despesas para a maioria dos municípios, que poderiam ser evitadas se a matéria orgânica fosse separada na fonte geradora e recebesse um tratamento específico, como por exemplo a compostagem (MASSUKADO, 2008).

Os dados contidos no Diagnóstico dos resíduos sólidos Urbanos (IPEA,2012), apresenta a situação das unidades de compostagem nos anos 2000 e 2008, tanto em relação à quantidade de resíduos orgânicos que são tratados, quanto ao número de municípios que dispõem de unidades de compostagem como forma de destinação dos resíduos, conforme apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Número de municípios com unidades de compostagem e quantidade total de resíduos encaminhados para esses locais

Unidade de análise	Número de municípios com unidades de compostagem no próprio munícipio		Quantidade total de resíduos encaminhados para unidades de compostagem no próprio município (t/dia)	
	2000	2008	2000	2008
Brasil	**157**	**211**	**6.364,5**	**1.519,5**
	Estrato populacional			
Municípios pequenos	139	190	529,8	497,2
Municípios médios	15	12	751,0	495,0
Municípios grandes	3	6	5.083,3	527,7
	Macrorregião			
Norte	1	3	5,0	18,4
Nordeste	17	3	112,5	13,0
Sudeste	70	110	5.368,9	684,6
Sul	68	92	192,5	475,3
Centro-Oeste	1	3	685,6	328,2

Fonte: IPEA, 2012.

Percebe-se que houve aumento das unidades de compostagem nos municípios, porém houve diminuição na quantidade de resíduos tratados, conforme a Tabela 2. Essa redução foi acentuada na região Sudeste, visto que no ano de 2000 foi tratada 5.368,9 t/d de resíduos e no ano de 2008 diminuiu para 684,6 t/d. Pode-se justificar essa redução

em virtude do município de São Paulo em 2008 ter deixado de encaminhar os resíduos para unidades de compostagem (IPEA, 2012).

A partir da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil, foi visto que fração orgânica pode ser tratada conforme a Tabela 3. De acordo com a composição gravimétrica, os resíduos sólidos urbanos foram classificados em metal, papel/papelão, plásticos, vidro, orgânicos e outros, sendo a fração orgânica a mais representativa.

Tabela 3: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil

Materiais	**Participação**	**Quantidade**	
		2000	2008
	%	t/dia	t/dia
Material reciclável	31,9	47.558,5	58.527,4
Metais	2,9	4.301,5	5.293,5
Papel e papelão	13,1	19.499,9	23.997,4
Plástico	13,5	20.191,1	24.847,9
Vidro	2,4	3.566,1	4.388,6
Matéria orgânica	51,4	76.634,5	94.309,5
Outros	16,7	24.880,5	30.618,9
Total coletado	**100,0**	**149.049,3**	**183.481,5**

Fonte: IBGE, 2010.

Na Tabela 4 são apresentados a porcentagem da matéria orgânica tratada em relação ao total coletado do ano de 2008, baseada na composição gravimétrica encontrada no Brasil, conforme a tabela apresentada acima.

Segundo IPEA (2012), tem-se que de um total estimado de matéria orgânica coletada no Brasil, ou seja, 94.309,5 t/dia, apenas 1,6% dos resíduos orgânicos são tratados em unidades de compostagem, sendo o restante encaminhado para lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

Tabela 4: Porcentagem de matéria orgânica tratada em relação ao total estimado coletado (2008)

Unidade de análise	Quantidade encaminhada para unidade de compostagem (t/d)	Estimativa da quantidade de matéria orgânica coletada (t/d)	Taxa de tratamento em função da quantidade coletada (%)
Brasil	1.519,5	94.309,1	**1,6**
	Estrato populacional		
Municípios pequenos	497,2	40.797,3	1,2
Municípios médios	495,0	32.250,1	1,5
Municípios grandes	527,7	21.262,1	2,5
	Macrorregião		
Norte	18,4	7.523,5	0,2
Nordeste	13,0	24.262,6	<0,1
Sudeste	684,6	35.044,1	1,9
Sul	475,3	19.193,7	2,5
Centro-Oeste	328,2	8.285,2	3,9

Na Tabela 5 são apresentados o número de municípios que possuem unidades de compostagem por estado e no Distrito Federal. Verifica-se que, das 27 Unidades Federativas, apenas catorze possuem unidades de compostagem. A partir desses levantamentos, verifica-se que o processo de tratamento da fração orgânica por compostagem é pouco utilizado em programas municipais de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Dentre os motivos pode-se destacar a dificuldade de se obter resíduos orgânicos separados na fonte geradora; dificuldades gerenciais para manutenção do processo pelas prefeituras; certo preconceito com o produto; falta de investimentos e de tecnologia adequada para a coleta deste tipo de material (IPEA, 2012).

Tabela 5: Número de municípios com unidades de compostagem por estado e no Distrito Federal (2008)

UF	Número de municípios com unidade de compostagem	Proporção em relação ao número total de municípios (%)
AL	1	1,0
AM	1	1,6
CE	1	<1,0
DF	1	100
ES	2	2,6
MT	2	1,4
MG	78	9,1
PA	2	1,4
PR	10	2,5
PE	1	<1,0
RJ	12	13,0
RS	66	13,3
SC	16	5,5
SP	18	2,8
Total	**211**	**3,8**

Fonte: IPEA, 2012.

Espera-se que o atual cenário de compostagem no Brasil possa ser melhorado em virtude da Lei nº 11.445/2007 do Saneamento Básico, que estabelece em seu Art. 7º que dentre as atividades dos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos, o tratamento dos resíduos domésticos e daqueles provenientes da limpeza de logradouros e vias públicas, "inclusive por compostagem" e da Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que considera a compostagem como uma forma de destinação final ambientalmente adequada para os resíduos sólidos e atribui ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos a compostagem dos resíduos sólidos orgânicos (BRASIL, 2010).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de realização da pesquisa

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Extrabes), localizada no bairro do Catolé em Campina Grande-PB, pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

4.2 Coleta dos resíduos sólidos vegetais

Os resíduos sólidos vegetais utilizados no processo da compostagem foram coletados da Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas (EMPASA) e coletados pela equipe de limpeza desse local. Dentre os RSV pode-se coletar acelga, batata inglesa, berinjela, casca de maracujá, casca de abacaxi, couve, maçã, macaxeira e repolho. Foram armazenados em sacolas plásticas e transportados para a EXTRABES, sendo pesados em sua totalidade e por tipo de resíduo sólido orgânico vegetal.

4.3 Preparação e caracterização dos substratos

Os resíduos sólidos vegetais foram triturados com o auxílio de um triturador de resíduos orgânicos da marca Trapp- TR 2000 e submetidos ao pré-tratamento de secagem sobre lonas plásticas, a fim de atingir o teor de umidade de 60%. Após a secagem, procedeu uma segunda trituração e os substratos foram macerados, sendo um destinado ao Tratamento 1 e outro ao Tratamento 2, com diâmetros de 7 mm e 5,5 mm, respectivamente.

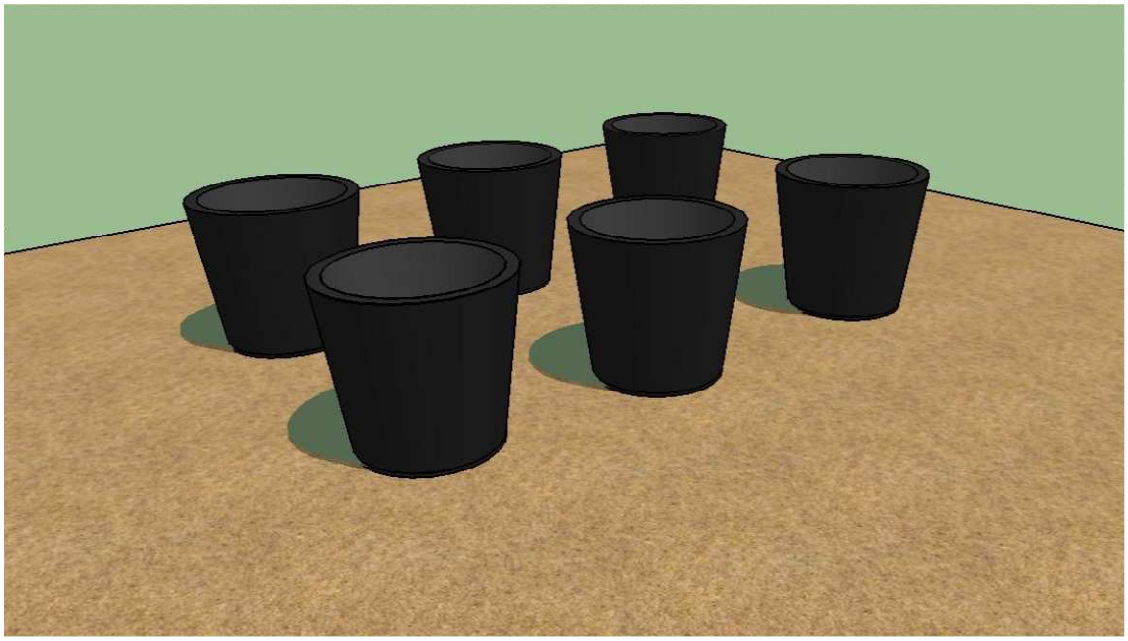
A serragem utilizada foi adquirida de uma madeireira na cidade de Alagoa Grande-PB, proveniente de madeira não tratada, para evitar a presença de componentes químicos que pudessem interferir na atividade microbiana.

Realizou-se a caracterização dos substratos para os parâmetros de pH, sólidos totais e sólidos totais voláteis, conforme métodos preconizados por APHA (2012), exceto para o teor de umidade. Na análise sanitária foi feita a quantificação e

identificação de ovos de helmintos segundo o método de Meyer (1978), alterado por Silva (2008).

O sistema experimental foi constituído de seis reatores aeróbios (Figura 4), com capacidade unitária de 20 litros, com delineamento experimental de dois tratamentos e três repetições. Para definição da quantidade do substrato (RSV) e de serragem a ser usada para alimentar cada reator, foi calculada levando em consideração a peso específico do substrato, de forma a compor uma mistura equivalente a 80% de RSV e 20% de material estruturante em volume. Para montar as reatores aeróbios com o substrato na granulometria de 7 mm e 5,5 mm foram utilizados 14 kg e 11kg de resíduo sólido orgânico, respectivamente. A disposição dos materiais nos reatores foi feita em camadas, intercalando uma camada de serragem com uma camada do substrato.

Figura 4: Sistema experimental para compostagem de resíduos sólidos vegetais com diferentes granulometrias



Fonte: autor, 2017.

4.4 Monitoramento dos sistema experimental

A temperatura foi monitorada diariamente, por meio da aferição da temperatura em três pontos diferentes: topo, centro e base; sempre às 13h, com o auxílio de um termômetro de haste de mercúrio.

O reviramento dos substratos foi realizado a cada dois dias, com o auxílio de equipamentos manuais (pá), sendo usado também um compressor de ar visando garantir a aeração e o controle da temperatura. Semanalmente foi realizada a pesagem dos reatores e de acordo com a necessidade era realizada a correção da umidade para 60%, levando em consideração os valores dos sólidos totais. As coletas das amostras ocorreram depois do reviramento, retirando de diferentes pontos dos substratos, sendo homogeneizadas realização das análises físico-químicas, conforme mostrados na Tabela 6.

No 6º, 12º, 23º, 30º, 37º e 44º dia avaliaram-se pH, sólidos totais voláteis, teor de umidade e carbono orgânico total para o tratamento 1; enquanto para o tratamento 2 foram avaliados no 9º, 16º, 23º, 30º, 37º, 44º, 51º e 58º dia os mesmos parâmetros.

Ao final do período de monitoramento dos reatores aeróbios, foram realizadas análises dos compostos orgânicos quanto aos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e os micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) no Laboratório de Análise de Tecido de Planta pela Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Areia-PB. Também foi realizado o peneiramento duplo do composto final e sua respectiva classificação. Utilizou-se inicialmente uma peneira de 4 mm, e em seguida, uma peneira de 2 mm; classificando-os em dois tipos de composto: farelado grosso e pó, conforme Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº. 23 de 31 de agosto de 2005 (BRASIL, 2005).

Tabela 6: Frequência de análises dos parâmetros físico-químicos e parasitológicos e seus respectivos métodos

Parâmetros	Frequência das análises	Métodos
Temperatura (ºC)	Diária	Termômetro de haste de mercúrio
Sólidos Totais (%)	Semanal	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis (%)		Gravimétrico
Teor de umidade (%)		Gravimétrico
pH		Potenciométrico
Ovos de Helmintos (ovos/gST)	Amostra inicial e final	Sedimentação

Nitrogênio	Amostra final	Método do dicromato (digestão com H_2O_2 e H_2SO_4
Fósforo		
Potássio		
Cálcio		
Magnésio		
Cu	Amostra final	Método do dicromato (digestão com HNO_3 e $HCLO_4$)
Zinco		
Ferro		
Manganês		

Fonte: autor, 2017.

4.5 Análise estatística

Os dados quanto aos parâmetros físico-químico foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste de Tukey ($p>0,05$) diferença não significativa, sendo os resultados apresentados em gráficos boxplot. Para as análises de macronutrientes e micronutrientes dos compostos orgânicos ao fim do processo de compostagem, foi feito o teste t Student para comparar as diferenças entre as médias dos dois tratamentos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos substratos utilizados nos Tratamentos 1 e 2

Na Tabela 7 são apresentados os dados advindos da caracterização química e parasitológica do substrato para iniciar o tratamento 1 na granulometria de 7 mm e o tratamento 2 na granulometria de 5,5mm, quanto aos parâmetros de pH, teor de umidade, sólidos totais voláteis, carbono orgânico total e ovos de helmintos.

Com relação aos sólidos totais voláteis, o valor inicial do tratamento 1 foi de (83,77%) e do tratamento 2 de (83,70%), valores que indicam alto percentual de matéria orgânica e a necessidade de estabilização. Nesse sentido, Araújo (2016) encontrou os valores médios para os resíduos orgânicos analisados de 81,5% a 89,9% de sólidos totais voláteis.

O valor referente ao teor de umidade de 68,01% para T_1 e de 46,31% para T_2, afirmaram a necessidade de acrescentar material estruturante. O valor referente a T_1visto encontra-se acima do que os autores sugerem na literatura que é na faixa de 55% à 60% de umidade, enquanto que T_2 encontrava-se abaixo dessa faixa.

Foi realizada a análise de ovos de helmintos nos substratos composto por resíduos sólidos vegetais e não foi verificada presença de ovos de helmintos. Pelo fato dos RSV terem sido coletados de uma Central de Abastecimento de Frutas e Verduras, poderia haver contaminação da água utilizada para irrigá-los, do solo e da falta de higiene pelos feirantes durante a manipulação.

Tabela 7: Dados advindos da caracterização química e parasitológica dos Tratamentos 1 e 2

Parâmetros	pH	Sólidos Totais Voláteis	Teor de umidade (%ST)	COT (%ST)	Ovos de helmintos (ovos/gST)
T_1	7,28	83,77	68,01%	46,20	ND
T_2	7,27	83,70	46,31%	46,5	ND

T_1: Granulometria de 7mm
T_2: Granulometria de 5,5mm
ND: Não detectado

5. 2. Dados dos parâmetros físicos e químicos nos tratamentos 1 e 2 durante o processo de compostagem

5.2.1 Temperatura

No decorrer do processo de compostagem a temperatura é parâmetro que indica a eficiência do sistema, visto que o calor promove a oxidação biológica da matéria orgânica pelos microrganismos participativos no processo, do qual realizam metabolismo exotérmico (TEIXEIRA et. al., 2005; LEITÃO et. al., 2008). É um parâmetro que poderá contribuir com a velocidade da biodegradação da matéria orgânica.

Nas Figuras 4 e 5 são apresentados os comportamentos das temperaturas aferidas no topo, centro e na base dos Tratamentos 1 (T_1) e no Tratamento 2 (T_2), assim como a temperatura ambiente.

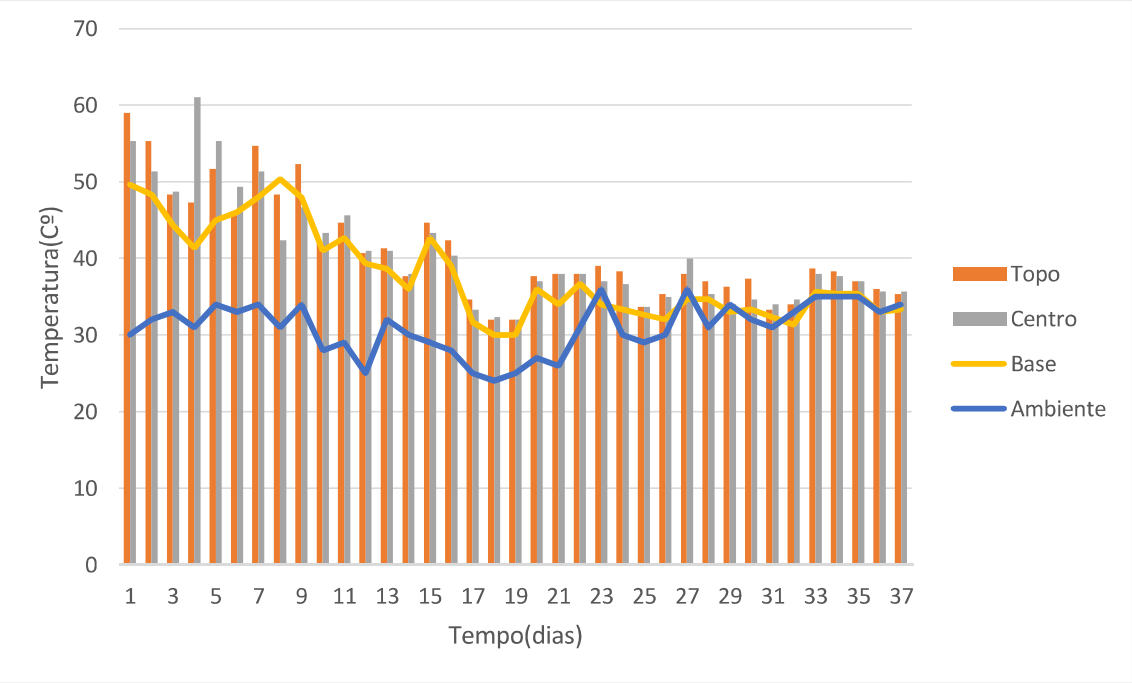
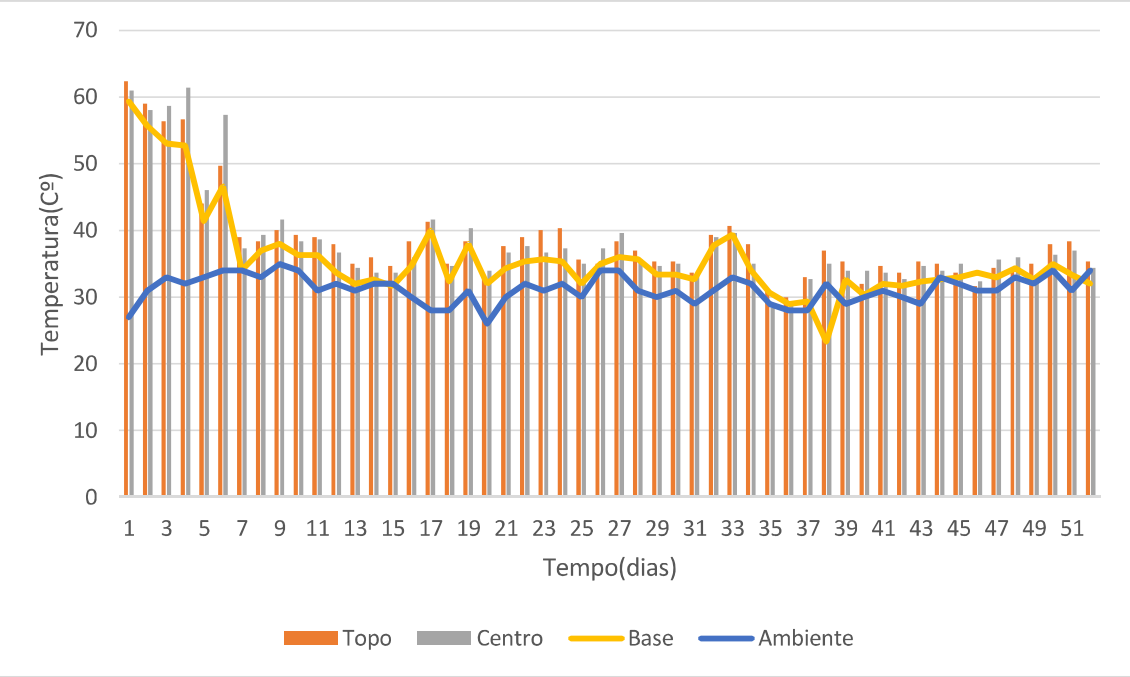


Figura 5: Variação da temperatura no tratamento 1 durante o processo de compostagem

Figura 6: Variação da temperatura no tratamento 2 durante o processo de compostagem



De acordo com os dados da temperatura, após instalar os reatores aeróbios ocorreu elevação da temperatura, marcando a fase termófila. Observa-se que a fase mesófila que é a primeira fase da decomposição não ocorreu inicialmente no processo de compostagem. As etapas de trituração, pré-tratamento (secagem) dos resíduos orgânicos para correção de umidade e maceração que antecederam a instalação dos tratamentos durou 7 dias, sendo os resíduos orgânicos armazenados em baldes. Corroborando com esse contexto, Ferreira (2016) justificou em seu trabalho que isso provavelmente pode ter ocorrido devido o armazenamento dos resíduos orgânicos, uma vez que os restos de comida adquiridos para a construção dessa pilha não foram conservados em freezer, ficaram por um período de três dias em sacos para serem utilizados.

A fase termófila iniciou-se no primeiro dia do processo de compostagem T_1 e para T_2, com duração de 9 dias para T_1 e de 6 dias para T_2. Pode-se observar na Figuras 4 e 5 que durante a fase termófila do T_1 as maiores temperaturas foram no topo e centro, marcando 59ºC no 1º dia e 61ºC no 4º dia, respectivamente. Para T_2 os maiores valores

observados foram no centro, marcando 61ºc no 4º dia, sendo que maior temperatura registrado foi de 62ºC no topo. No trabalho de Maragno et. al. (2007) foram montadas 4 minicomposteiras com resíduos orgânico doméstico e restaurante com adição de serragem, e verificaram que a fase termófila iniciou-se por volta do quarto dia e permaneceu até o décimo dia, contabilizando seis dias nesta fase. Resultados semelhantes a esse foram encontrados em pesquisa realizada por Nascimento (2015), em que 24 horas depois da montagem dos tratamentos teve início a fase termófila. Oliveira (2010), testando composto à base de bagaço de cana de açúcar mais esterco bovino, obteve temperatura próximas de 60°C nos primeiros 9 dias. A partir desse aquecimento inicial, o autor constatou resfriamento gradual do composto até atingir a temperatura ambiente. Pereira (2013) constatou durante a compostagem com resíduos de casca de banana, esterco ovino, podas de marmeleiro e jurema, temperaturas médias que atingiram a fase termófila (40 a 65°C) nas primeiras 24 horas, mantendo-se nessa faixa até o 23° dia.

Pode-se observar a presença de larvas de dípteros e fungos nos reatores, de acordo com Silva (2008), os fungos concentraram-se no centro da massa do substrato, em razão das melhores condições de umidade e de temperatura, favorecendo a colonização destes organismos heterótrofos.

Posteriormente houve diminuição das temperaturas a partir do 10º dia em T_1 e ao 7º dia para T_2, caracterizando o início da fase mesófila, onde as temperaturas se aproximam da temperatura ambiente e se manteve até o final do processo de compostagem. Vale ressaltar que houve diferença de tempo em que cada tratamento levou para atingir a maturação.

Verifica-se que o processo de compostagem foi eficiente e que a fase termófila favoreceu a higienização do resíduo orgânico, devido à ausência de ovos de helmintos (0,0 ovos/gST) nos compostos orgânicos.

5.2.2 Sólidos Totais Voláteis (STV)

Os valores dos sólidos totais voláteis indicam a degradação da matéria orgânica e também a estabilização da massa do substrato. Ao longo da compostagem, os índices de sólidos totais voláteis tendem a diminuir, em decorrência da estabilização, reduzindo para um nível eficiente de 40% (PEREIRA NETO, 1996).

Nas Figuras 6 e 7 estão sendo apresentados os valores de STV nos tratamentos 1 e 2 ao longo do processo de compostagem e houve diferenças significativas entre os dois tratamentos, $F(48,1) = 5,1$; $p<0,05$. Valores de F e p referem-se a análise de variância ao longo do tempo, enquanto que as letras representam diferenças observadas após aplicação do teste post hoc de Turkey.

Os valores iniciais da concentração de STV foram de 80,18 em T_1 e 81,70 em T_2, os quais foram diminuindo durante a degradação, atingindo valores finais de 71,43 em T_1 e 69,13 em T_2.

A redução de STV em termos percentuais foi diferente para os dois tratamentos, considerando o valor inicial e o final. O T_1 que durou 45 dias apresentou uma redução de 8,73% , enquanto que T_2 teve uma redução de 12,57%. Resultados semelhantes a esses foram obtidos no trabalho de Demetrio (2014) na compostagem de resíduo de restaurante e poda de árvore, onde os quatro tratamentos apresentaram reduções dos valores iniciais de STV de 5,0% para dois tratamentos e 4,8% para os outros dois. Pereira Neto (2007), constatou que um processo de compostagem é considerado eficiente se apresentar redução média do teor inicial de STV de 40%. Esta proporção de redução não ocorreu no presente trabalho, o que se faz presumir estar relacionada com a baixa redução do carbono total.

Figura 7: Variações de STV no tratamento 1 durante o processo de compostagem

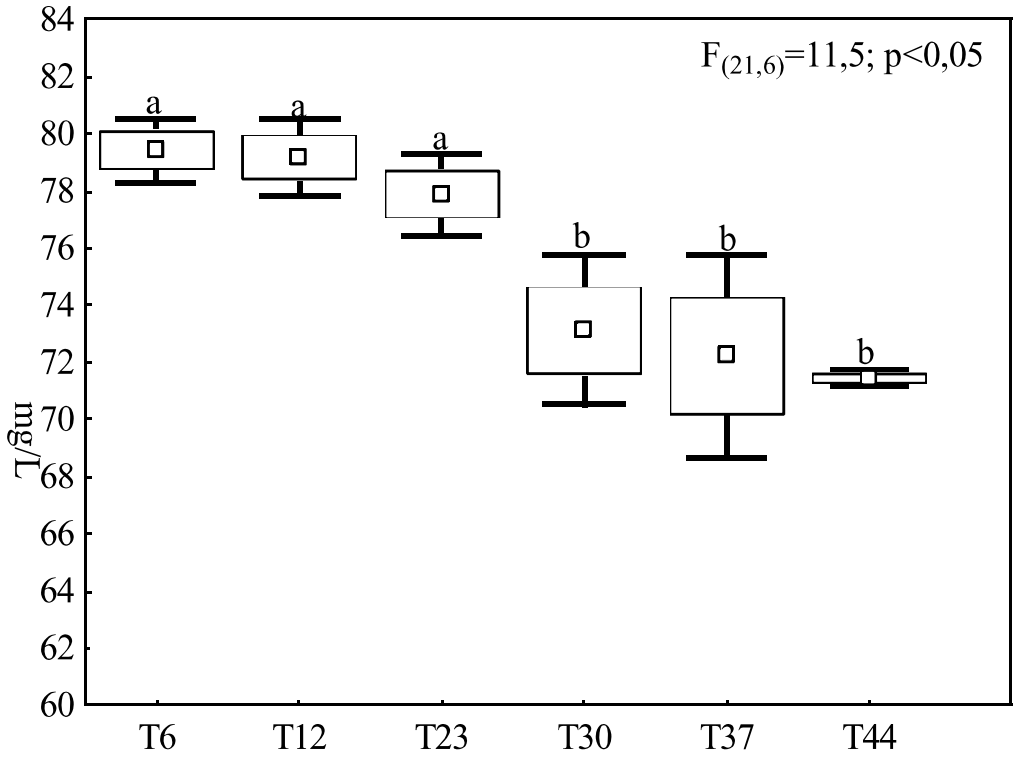
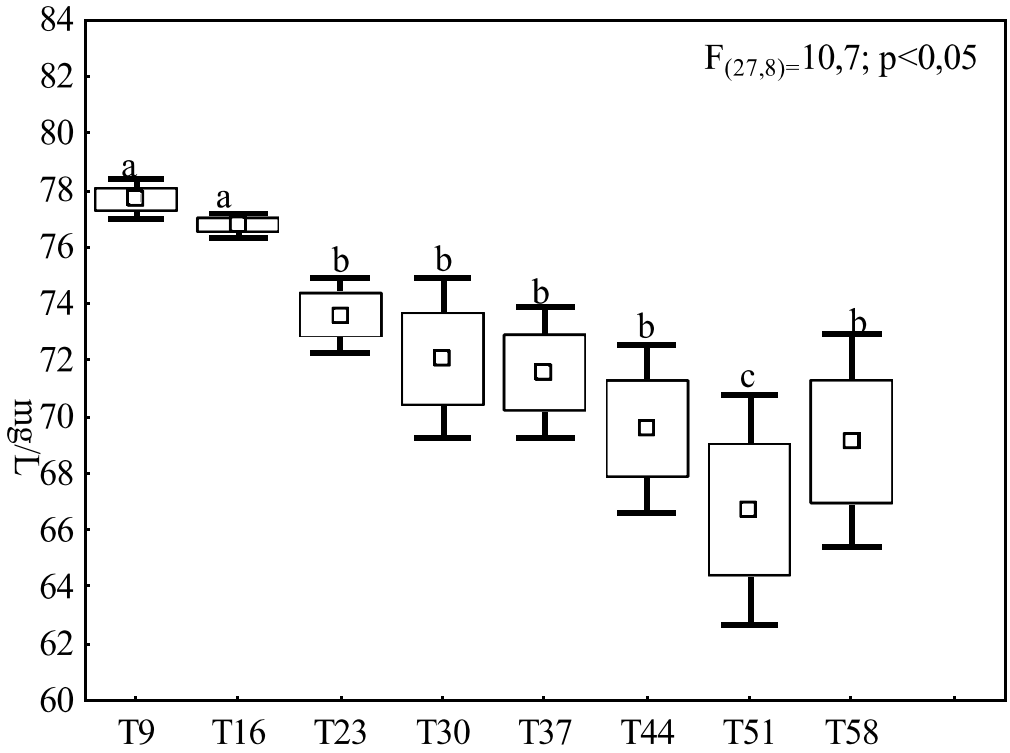


Figura 8: Variações de STV no tratamento 2 durante o processo de compostagem



5.2.3 Teor de Umidade

A umidade é um parâmetro necessário ao processo da decomposição da matéria orgânica, sendo a faixa considerada ideal compreendida entre 50% a 60% (TEIXEIRA et. al., 2005; SANTOS e SANTOS, 2008). Sendo assim, é indispensável à presença de água, bem como, a necessidade de monitoramento durante todo o processo de compostagem (LEITE, 2015).

Conforme observa-se na Figura 8, o T_1 apresentou diferença significativa ($p<0,05$) da umidade em função dos dias, enquanto T_2 não apresentou diferença significativa ($p>0,05$) de acordo com os dados apresentados na Figura 9. Entre os tratamentos não houve diferença significativa $F(48,1)=1,4$; $p= 0,2$, valores de F e p referem-se a análise de variância ao longo do tempo, enquanto que as letras representam diferenças observadas após aplicação do teste post hoc de Turkey.

A umidade do substrato inicial de T_1 foi de 68.1%, mesmo com o acréscimo da serragem como material estruturante, enquanto que O T_2 foi de 46.31% e houve a necessidade de corrigir a umidade para 60%. No tempo 0 dias, o teor de umidade no Tratamento 1 foi de 63,92% e no Tratamento 2 de 56,38%. Do tempo de 0 dias à 23º dia, o Tratamento 1 manteve valores maiores de umidade, marcando 63,92% e 45,63%, respectivamente. Considerando esses mesmos intervalos de dias, o T_2 apresentou valores de teor de umidade de 56,38% e de 44,98%, menores quando comparados aos valores de T_1.

Portanto, os valores de umidade iniciais não limitaram o surgimento dos microrganismos responsáveis por degradar a matéria orgânica no processo de compostagem, visto que os reatores estavam submetidas a radiação solar e sem cobertura, o que levou a perda de umidade pela evaporação da água.

Do 30º dia ao 44º dia de monitoramento, o Tratamento 2 marcou valores de 44, 51% e 43,44%, enquanto que o Tratamento 1 foi de 38,25% e 27,64%.

Durante todo o processo de compostagem a umidade foi controlada, sendo assim, quando os percentuais estavam baixo de 55% era necessário adicionar água nas composteiras no momento do reviramento e após aferição da temperatura. O Tratamento 1 precisou de correção da umidade a partir do 12º dia de monitoramento, apresentando

teor de umidade de 53, 06%. Para o Tratamento 2 a correção da umidade se deu a partir do 9º dia, com um percentual de 44,13%. A quantidade de água adicionada em cada reator levou em consideração a quantidade de resíduos sólidos vegetais em degradação, o valor de sólidos totais determinado e o valor máximo desejado de 60% de umidade.

Analisando o comportamento da variação temporal do percentual de umidade por meio dos dados, houve queda da umidade em todos os reatores durante o processo de compostagem, mesmo adicionando água.

Ao final do processo de compostagem, os valores de umidade para os compostos finais foram de 27,64% para T_1 e 31,82% para T_2, ambos abaixo do limite recomendado pela Instrução Normativa 25/2009, que é de 50% (BRASIL, 2009). Nascimento (2015) obteve compostos orgânicos com teores de umidade variando entre 17,86% e 24,66% e Silva et. al. (2015) obtiveram compostos com teores de umidade entre 7,8% e 12%.

Figura 9: Variações do teor de umidade no tratamento 1 durante o processo de compostagem

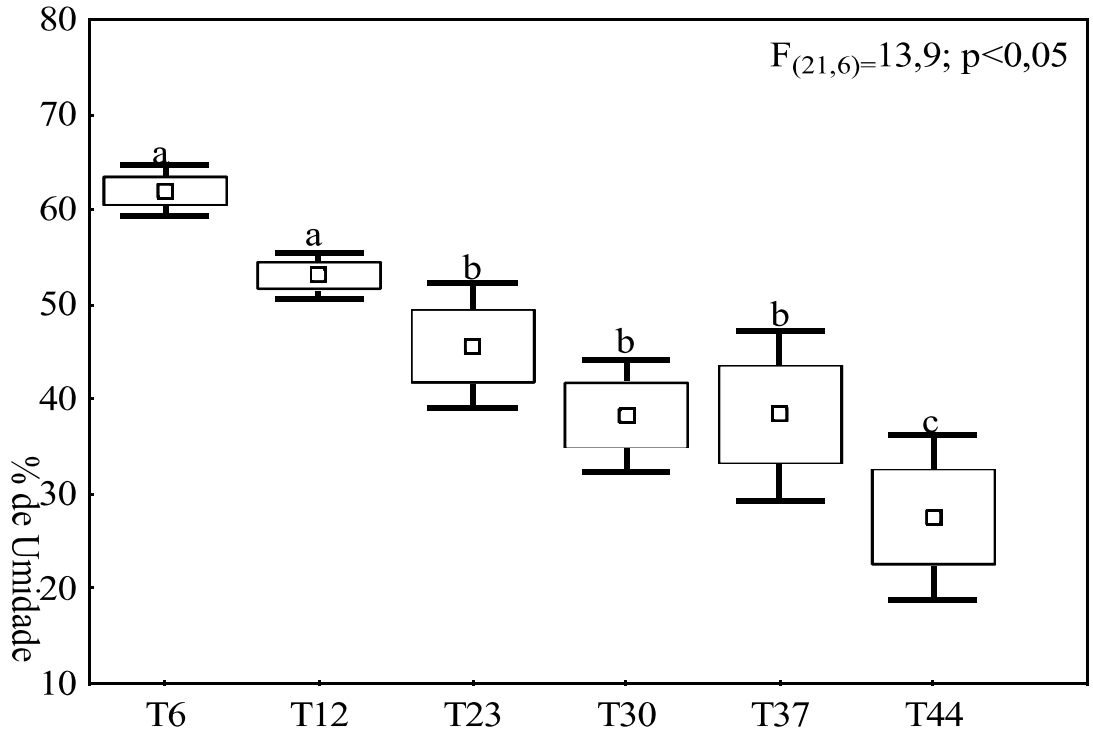
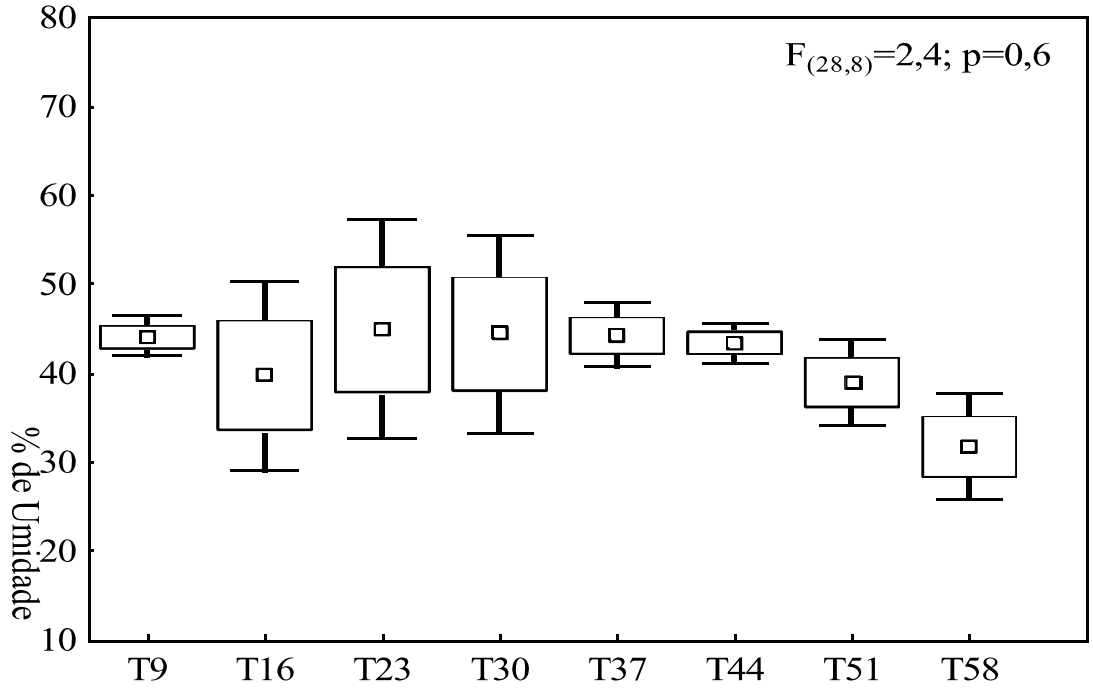


Figura 10: Variações do teor de umidade no tratamento 2 durante o processo de compostagem



5.2.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A compostagem aeróbia proporciona a elevação do potencial hidrogeniônico (pH), marcando o início do processo de decomposição da matéria orgânica, níveis altos desse parâmetro, em virtude à formação de ácidos minerais (BIDONE, 2007).

Os valores de pH no Tratamento 1 e 2 apresentou-se alcalino do início ao fim do processo de compostagem, conforme as Figuras 10 e 11, diferindo do comportamento padrão como preconiza alguns autores. Pode-se verificar que houveram diferenças significativas entre os dois tratamentos empregados $F(48;1) = 4,4$; $p<0,05$; valores de F e p referem-se a análise de variância ao longo do tempo, enquanto que as letras representam diferenças observadas após aplicação do teste post hoc de Turkey.

Segundo Silva (2008), alguns autores afirmam que o pH ácido, geralmente, com valores entre 4,5 a 5,5 no início da compostagem é proveniente a temperatura ser semelhante a temperatura ambiente e fase de adaptação dos organismos, contudo, em poucos dias esses valores tendem a variar podendo alcançar a faixa entre 7,5 a 8,0 estabelecendo a fase de maturação em que ocorre plena atividade dos organismos, no estágio final da compostagem, o pH permanece 7,5 a 9,0, podendo ser utilizado na recuperação de solos ácidos, porém, níveis superiores a 9,0 podem destruir tanto os

microrganismos patógenos, como também pode prejudicar a eficiência do processo, uma vez, que pode eliminar microrganismos fundamentais ao processo da compostagem.

Analisando os valores de pH no decorrer do processo de compostagem, pode-se observar que no Tratamento 1 o pH permaneceu na faixa de 7,53 em T0 até 7,83 no T24, posteriormente, sofreu uma pequena variação com pH de 8,43 e 8,52 no T30 e T37, respectivamente. Para o Tratamento 2, o valor do pH foi de 7,30 em T0, atingindo 9,09 ao T16 e 9,58 em T44. Comparando o tempo do 16º dia e 44º dia nos dois tratamentos, percebe-se que o T_1 apresentou valores menores que T_2, situado na faixa de 7,80 e 7,60.

As oscilações nos valores do pH nos tratamentos 1 e 2 em diferentes intervalos de dias mostraram um aumento gradativo (Figura 10 e 11), devido a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto, ao 44º T_1 alcançou um valor de 7,6 e ao 58º dia um valor de 7,78 no T_2.

Os tratamentos apresentaram um aumento gradativo de valores de potencial hidrogeniônico (Figura 10 e 11), devido a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto. Resultados semelhantes foram encontrados por Heck et. al. (2013), no qual os valores do pH aumentaram (demonstrando um composto ligeiramente alcalino) ao decorrer do processo de compostagem, atingindo o valor máximo de 8,37 e retornando a pH 7,5 no estágio de maturação do composto. Os valores finais com o pH alcalino confirmam que o composto orgânico pode ser usado na correção de solos ácidos (PEREIRA NETO, 2007).

Figura 11: Variações do pH no tratamento 1 durante o processo de compostagem

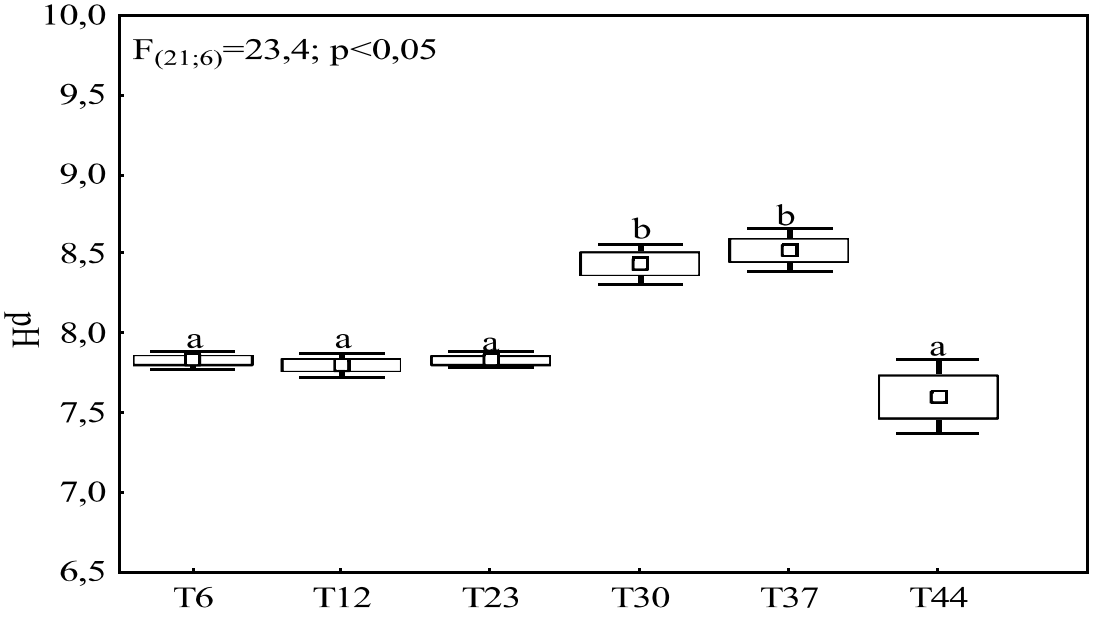
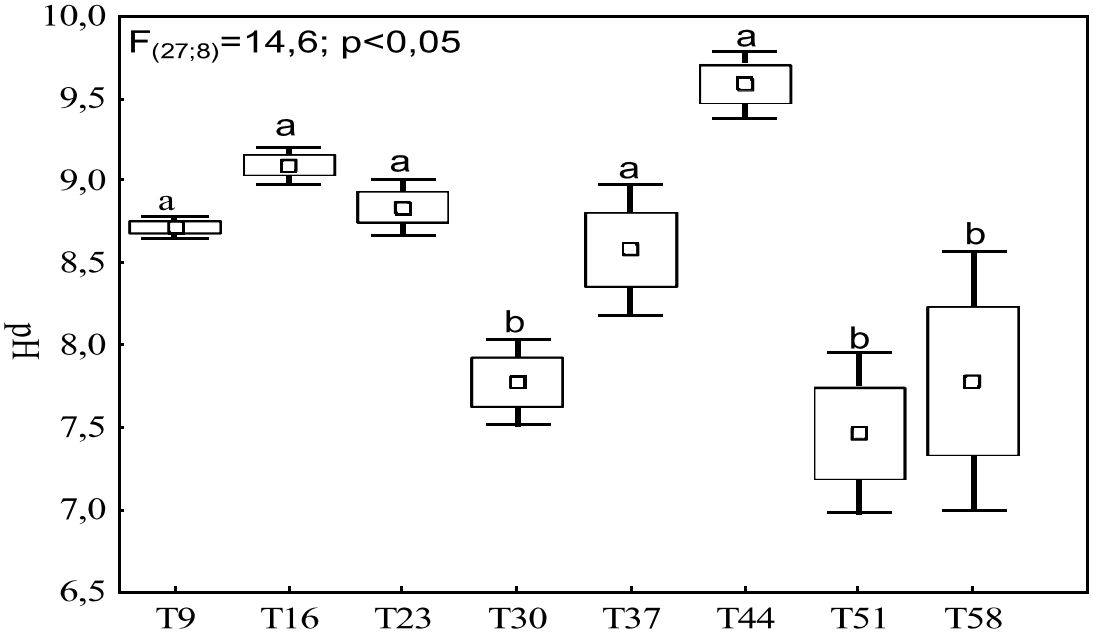


Figura 12: Variações do pH no tratamento 2 durante o processo de compostagem



5.2.5 Carbono Orgânico Total

Os valores iniciais de carbono orgânico total (COT) foi de 44,54% para T_1 e de 45,38% para T_2, conforme estão sendo apresentadas nas Figuras 12 e 13; sendo que os dois tratamentos apresentaram queda em relação aos seus valores iniciais e

apresentaram diferenças significativas $F(48,1) = 5,13$; $p<0,05$, valores de F e p referem-se a análise de variância ao longo do tempo, enquanto que as letras representam diferenças observadas após aplicação do teste post hoc de Turkey.

Segundo Garg e Gupta (2011), as reduções de carbono são decorrentes da liberação deste composto na forma de gás carbônico, sendo que a atividade ocorre com mais intensidade na fase inicial da compostagem, pois, é o momento com maior disponibilidade de substrato, e, posteriormente, segue um período de degradação lenta.

Pode-se dizer com base nas Figuras 12 e 13 que a redução de COT em termos percentuais foi diferente para os dois tratamentos, considerando o valor inicial e o final. O T_1 que durou 45 dias apresentou uma redução de 4,86%, enquanto que T_2 teve uma redução de 6,98%. Resultados semelhantes a esses foram obtidos no trabalho de Demetrio (2014), na compostagem de resíduo de restaurante e poda de árvore, no qual os quatro tratamentos apresentaram pequenos valores de redução do teor de CT, sendo de 5,1% para o tratamento de compostagem sem aquecimento e sem adição de microrganismos eficientes ; 4,9% para a compostagem com aquecimento e com edição de microrganismos eficientes, 5,0% para a compostagem com aquecimento e sem adição de microrganismos eficientes e de 5,0% para a compostagem sem aquecimento e com adição de microrganismos eficientes.

Considerando o teor de umidade inicial em T_1 de 63,92 e em T_2 de 56,38, pode-se dizer que T_1 teve uma perda alta de umidade durante o processo de compostagem, resultando em uma lenta redução do COT; enquanto que T_2 teve uma redução maior de COT em razão de ter mantido a umidade por um período maior de tempo. Corroborando com os dados desta pesquisa, Paiva et. al. (2011), ressaltaram que a adição de maior quantidade de água pode ser um fator importante para explicar o favorecimento da atividade microbiológica e, portanto, a degradação do material, possibilitando a manutenção da umidade em níveis adequados por maior período de tempo.

Figura 13: Variações do Carbono Orgânico Total (COT) no tratamento 1 durante o processo de compostagem

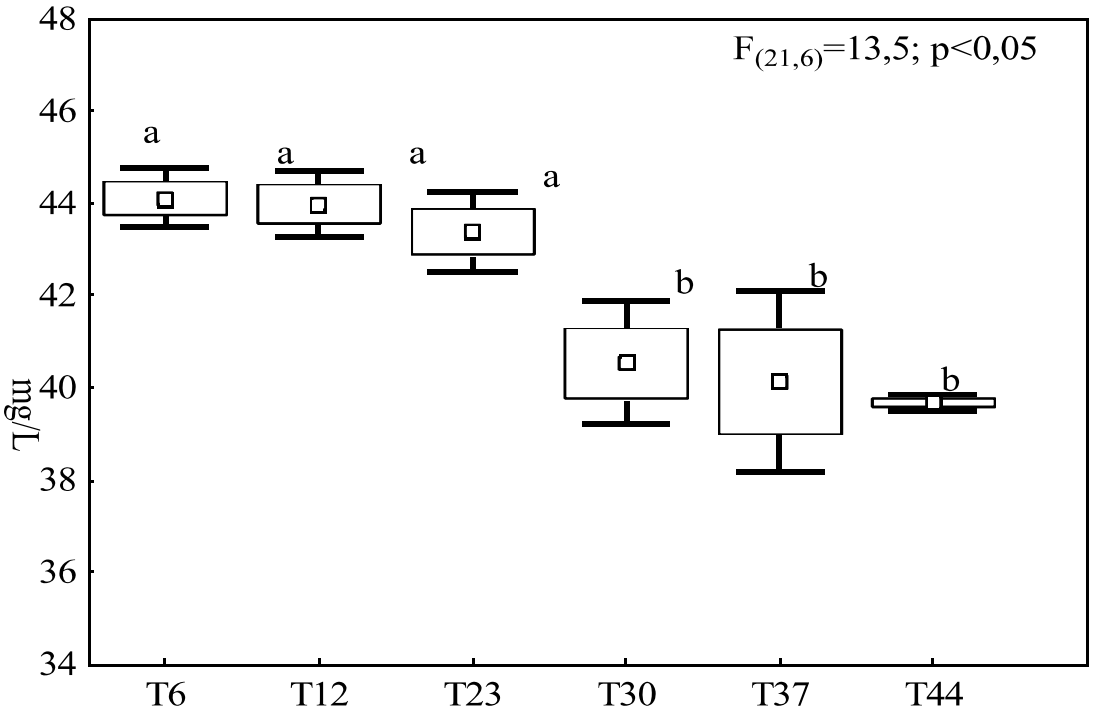
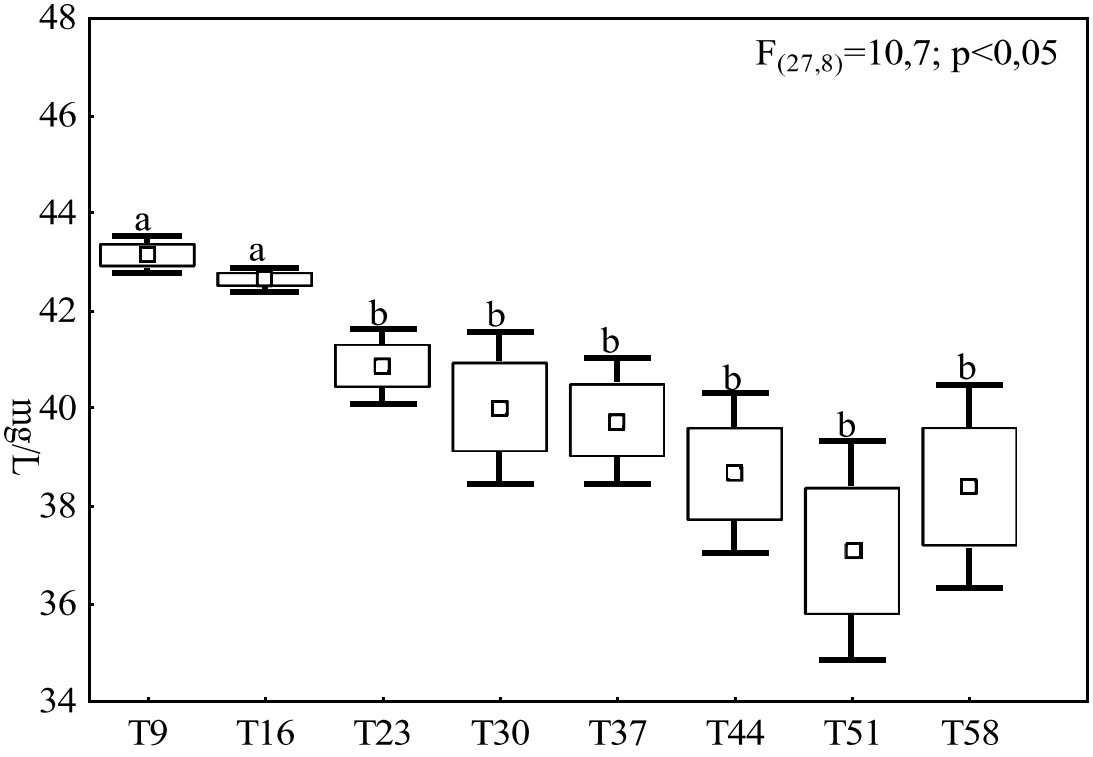


Figura 14: Variações do Carbono Orgânico Total (COT) no tratamento 2 durante o processo de compostagem



5.3 Quantidade de macronutrientes e micronutrientes presentes nos compostos orgânicos dos tratamento 1 e 2

Os elementos nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) são macronutrientes primários, enquanto os elementos cálcio (Ca) e magnésio (Mg) macronutrientes secundários (MAPA, 2009). Os teores desses macronutrientes nos compostos orgânicos de T_1 e T_2 estão sendo apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Valores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) para os compostos orgânicos produzidos pelos tratamentos 1 e 2 no estágio final do processo de compostagem

Nutriente	Tratamento 1			Tratamento 2			t-value	p	VR(1)
N	1,5	±	0,1	1,4	±	0,1	2,9	<0,05	5,0
P	0,1	±	0,0	0,1	±	0,0	0,06	0,95	nd
K	26,2	±	0,6	41,2	±	1,9	10,6	<0,05	nd
Ca	67,6	±	5,3	36,5	±	1,7	7,8	<0,05	10
Mg	4,6	±	0,4	5,5	±	0,2	2,9	<0,05	10

(1) Valores de Referência (g kg-1) para fertilizantes orgânicos conforme o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2009).

Os teores de N obtidos em T_1 e T_2 foram de 1,5 g kg^{-1} e 1,4 g kg^{-1}, esses valores estão abaixo de 5 g kg^{-1}, estabelecido como mínimo para fertilizantes orgânicos (MAPA, 2009). Quanto aos teores de P foi de 0,1 g kg^{-1} para ambos os tratamentos, valor baixo, apesar de não haver um valor de referência determinado pelo (MAPA, 2009). Reis (2005) relata que lodos de diversos processos possuem quantidades consideráveis de P e outros nutrientes, que podem valorizar o seu potencial fertilizante.

Dentre os macronutrientes analisados observa-se que os nutrientes K e Ca se destacaram, quando comparados aos demais macronutrientes avaliados, apresentando valores mais elevados de K em T_2 (41,2 g kg^{-1}) que em T_1 (26,2 g $kg^{-1)}$, sendo que este também não possui valor de referência determinado pelo MAPA. Quanto aos teores de Ca, os valores foram maiores em T_1 (67,6 g kg^{-1}) que em T_2 (36,5 g kg^{-1}), estando acima do valor mínimo para fertilizante orgânico que é 10 g kg^{-1}.

Nos dois tratamentos, os teores de Mg estão abaixo do valor mínimo exigido que é 10 g kg^{-1} para fertilizantes orgânicos (MAPA, 2009). Rodrigues et. al. (2017) ao analisar os teores de Mg em compostos de dejetos de bovinos encontraram um valor de 4,7 g kg $^{-1}$ e em aguapé de lagoa de estabilização de 5,1 g kg^{-1}, resultados que se assemelham a presente pesquisa. Rezende et. al. (2005), ao analisar o fertilizante

produzido pela compostagem de diferentes resíduos, encontraram teores de Mg na faixa de 5 g kg^{-1}, corroborando com os resultados obtidos nessa pesquisa.

Dentre os micronutrientes analisados: Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Manganês (Mn), o elemento Fe destaca-se apresentando os maiores valores nos tratamentos 1 e 2, conforme estão sendo apresentados na Tabela 9, corroborando com Rodrigues *et. al.* (2017) que encontraram valores com uma média de 2.490 mg Kg^{-1} presentes nos compostos orgânicos provenientes da compostagem de resíduos orgânicos e com o trabalho de Rodrigues et. al. (2016) que encontraram um teor de Fe de 2372,0 mg Kg^{-1} utilizando lodo de Estação de Tratamento de Efluentes de laticínio. Nos dois tratamentos os valores estão acima do valor mínimo estabelecido para fertilizantes orgânicos, conforme o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2009).

Observa-se na Tabela 9 que para T_1 e T_2 o segundo micronutriente encontrado em maior quantidade foi o Manganês (Mn), seguido do Zinco (Zn) e por último o Cobre (Cu). Os micronutrientes Mn e Cu apresentaram valores maiores (113,2 mg Kg^{-1}) e de 20, 5 mg Kg^{-1} em T1, respectivamente, enquanto o teor de Zn foi maior em T_1 (79,1 mg Kg^{-1}), contudo os três micronutrientes ficaram baixo dos limites mínimos estabelecido para fertilizante orgânico que é de 500 mg Kg^{-1} para o Cu e Mn e de 1.000 mg Kg^{-1} para Zn (MAPA, 2009). No Brasil, a resolução nº 420 prevê limites máximos de Cu e Zn somente para solos, com valores de referência de 60 e 300 mg Kg^{-1}, respectivos, para prevenção da sua qualidade (CONAMA, 2009). Comparando-se com os teores apresentados por Rodrigues (2016) para os elementos: Mn (551,9 mg $Kg^{-1)}$, Zn (104,7 mg Kg^{-1}) e Cu (44,6 mg Kg^{-1}), os valores obtidos utilizando-se lodos de efluentes de laticínio apresentaram-se maiores aos apresentados nesta pesquisa.

Tabela 9: Valores de micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) para os compostos orgânicos produzidos pelos tratamentos 1 e 2 no estágio final do processo de compostagem

Nutriente	Tratamento 1			Tratamento 2			t-value	p	VR(1)
Cu	20,5	±	1,9	12,4	±	1,4	4,7	<0,05	500
Zn	77,8	±	1,1	79,1	±	6,5	0,2	0,7	1000
Fe	2161,9	±	80,0	2039,5	±	194,6	0,8	0,4	2000
Mn	113,2	±	5,8	102,3	±	3,5	2,2	0,08	500

(1) Valores de referência para fertilizantes orgânicos conforme o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2009).

6. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos no presente trabalho, pode-se concluir que:

- Os reatores iniciaram na fase termófila, obtendo temperaturas máximas de até 61ºC, com duração de 9 dias para T_1 e de 6 dias para T_2, período importante para eliminação de patógenos.
- Os tratamentos com granulometrias diferentes apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$) para os parâmetros de STV, pH e COT.
- Os resultados referentes aos macronutrientes (N, K, Ca e Mg) apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$) em T_1 e T_2, com exceção de P que não apresentou diferença significativa ($p>0,05$), sendo o Ca o único que apresentou valores acima do valor mínimo estabelecido para fertilizantes orgânicos que é 10 g kg^{-1}.
- Dentre os micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn), apenas o Cu apresentou diferença significativa ($p<0,05$) em T_1 e T_2, porém o Fe foi o único que apresentou valores acima do valor mínimo estabelecido para fertilizantes orgânicos, conforme o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

REFERÊNCIAS

ABID, N.; SAYADI, S. 2006. Detrimental effects of olive mill wastewater on the composting process for agricultural wastes. **Waste Manage**, v.26: 1099-1107.

ABOUELWAFA, R.; ATI BADDI, G.; SOUABID, S.; WINTERTON, P.; CEGARRA J.; HAFIDI, M. 2008. Aerobic biodegradation of sludge from the effluent of a vegetable oil processing plant mixed with household waste: physical-chemical, microbiological and spectroscopic analysis. **Bioresour Technol,** v.99: 8571-8577.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014, São Paulo, 2015.

ADANI F., GIGLIOTTI G, VALENTINI F. LARAIA, L. 2003. Respiration index determination: a comparative study of different methods. **Compost. Sci. Util**., v.11: 144-151.

ADHIKARI, B. K.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J.; KING, S. Characterization of food waste and bulking agents for composting. **Waste Management**. v.28, p. 795-804, 2008.

AHN, H. K.; RICHARD, T. L.; GLANVILLE, T. D. 2008. Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics. **Waste Management**, *v.*28: 660-670.

ALI, M. Sustainable composting: Cases studies and guidelines for developing countries. Water, Engineering and Developmente Centre, Loughborough University, UK, 2004. 123 p.

ALMEIDA, M. L., VILLENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 2ª ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370P. 2000.

ALTINBAS, M.; GENCSOY E.B.; CIFTCI, D.I.; ARIKAN, O.A.; DEMIR, I.; OZTUKR, L.; YILDIZ, S.; CIFTCI, T.; CAKMAK, I.; OZTURK, I. Full-scale aerobic composting of municipal solid waste of Istanbul metropolitan. In: **International Waste Management and Landfill Symposium**, 11, 2007, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Proceedings Sardinia... Cagliari, Italy.

AMIR, S.; MERLING, G.; PINELLI, E.; WINTERTON, P.; REVEL, J. C.; HAFIDI, M. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and lipid analysis. **Journal of Hazardous Materials**. Feb 2008.

APHA, A, W. **Standard methods forthe examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC. Americam Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 2012.

ARAUJO, E. C. S. Avaliação das Estratégias Aplicadas à Gestão Integrada de Resíduos Sólidos no Bairro Malvinas, Campina Grande-PB. **Trabalho de Conclusão de Curso.** Campina Grande-PB: UEPB, 2016.

ASSOCIATION OF CITIES AND REGIONS FOR RECYCLING AND SUSTAINABLE RESOURCE MANAGEMENT – ACR. **Gestão dos resíduos domésticos biodegradáveis: Que perspectivas para as autoridades locais europeias?** 2005. 126 p.

ASLAM, D. N.; VANDERGHEYNST, J. S. Predicting phytotoxicity of compost-amended soil from compost stability measurements. **Environmental Engineering Science**. v. 25, n. 1, p. 72-81, january 2008.

ATAIDE, L. M. S.; LOPES, S. R.; MOREIRA, A. C. M.; TAVARES, K. G.; CATAPRETA, C. A. A. Estudo da presença de vetores em leiras de composto orgânico produzido na central de tratamento de resíduos sólido de Belo Horizonte - MG. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

BANEGAS, V.; MORENO, J.L.; GÁRCIA, C.; LEÓN, G.; HERMÁNDEZ, T. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. **Waste Management**. v. 27, n.10, p.1317-1327, 2007.

BARI, Q.H., KOENIG, A., 2001. Effect of air recirculation and reuse on composting of organic solid waste. *Resour. Conserv. Recy.,* 33: 93- 111.

BARRINGTON, S., CHOINIÈRE, D., TRIGUI, M., KNIGHT, W. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. Bioresource Technology. v.83, p.189-194. july 2002.
BARRIOS, S.; FERNANDEZ, R.; VAZQUEZ, F.; FONT, X. Composting activity in Catalonia. Biocycle. **Journal of composting & organics recycling,** v. 45, p. 64-66, 2004.

BENITO, M., MASAGUERA, MOLINER, A., ANTONIO, R. 2006. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variability. **Bioresource Technol**., 97: 2071-2076.

BESEN. G.R et al. Resíduos sólidos:Vulnerabilidades e perspectivas. In: SALDIVA. P.et al. **Meio ambiente e saúde**. O desafio das metrópoles. São Paulo: Ex Libris, 2010.

BIDONE, F.R.A. 2001. Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: Eliminação e valorização. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Rio de Janeiro. Brasil.

BIDONE, R. F. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS. **Dissertação de Mestrado** (Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2007. 168p.

BRASIL. **Indicadores de desenvolvimento sustentável; Saneamento ambiental.** Brasília: Ministério das Cidades, 2004.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Instruc□ão Normativa N° 23 de 31 de agosto de 2005. Brasília: **Diário Oficial da União**, 2005.

BRASIL. Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília: **Ministério da Agricultura**, 23 de julho de 2009.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei 12.305/2010. Brasília, **Diário Oficial da União**, 2010.

BREWER, L. J.; SULLIVAN, D. M. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. **Composted Science & Utilization.** v. 11, n.2, p. 96-112, 2003.

BRITO, A. L. F.; MUNIZ, A. C. S.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Codisposição de resíduos sólidos de curtume. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental,** v.7, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 144-150, out/dez, 2002.

BRUNI, V.C. Avaliação do Processo Operacional de Compostagem Aerada de Lodo de Esgoto e Poda Vegetal em Reatores Fechados. **Dissertação de Mestrado** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Paraná: UFPR, 2005.114p.

BUSNELLO, J. F.; KOLLING, F. D.; MOURA, C. L.; DALLA COSTA, R. pH e granulometria no processo de compostagem aeróbia utilizando logo de esgoto associado a diferentes fontes de resíduos. **Cadernos de Agroecologia**, Porto Alegre/RS, v. 8, n. 2, p. 01-06, nov. 2013.

CALDEIRA, M. V. W.; ROSA, G. N.; FENILLI, T. A. B.; HARBS, R. M. P. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira-vermelha. **Scientia Agraria**. v. 9, n. 1, Curitiba-PR, p. 23-33, 2008.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, nº 249, p.81-84, 2009.

CORDEIRO, N. M. Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos: caso de estudo da algar S.A. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais) – Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2010. 102 p.

CORREA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORREA, A. S. Produção de biossólidos agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v.11, n. 4, Campina Grande-PB, p.420-426, 2007.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; DECARLI, L.D.; MATTER, U.F. 2006. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaças de aves. **Rev. Bras. Engenh. Agríc. Amb.** 10: 692-698.

DAI PRÁ, M.A. 2006. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, RS. 127 p.

DARYANI, A.; ETTEHAD, G. H.; SHARIF, M.; GHORBANI, L.; ZIAEI, H. Prevalence of intestinal in vegetables consumed in Ardabil, Iran. **Food Control**. v. 19, n. 8, p. 790-794, Aug 2008.

DEMETRIO, L.F. F. Processo de Compostagem em Pequena Escala, com Aquecimento Solar e Adição de Micro-Organismos Eficientes. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Curso Superior em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2014.

DEON, M.; MATTIAS, J. L.; NESI, C. N.; KOLLING, D. F. 2007. Avaliação da qualidade de composto orgânico na Universidade Comunitária Regional de Chapecó. **Rev. Bras. Agroecol.** 2: 1441- 1444.

DINEL, H.; MEHUYS, G. R.; LÉVESQUE, M. Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of lacustrine silty clay. **Soil Science**, 151: 146-158. 1991.

Ecochem. Composting process. Disponível em: http:// www.ecochem.com/t_compost_faq2.html. 2004. Acesso em: 2/7/2017.
ECOTT, M. E. Ascaris lumbricoides; a review of its epidemiology and relationship to other infections. Annales Nestlé. **Institute of Parasitology**. v. 66; n. 1, p. 7-22, 2008.
EGGEN, T.; VETHE, O. 2001. Stability indices for different composts. **Compost Sci. Util**., 9: 19-26.

EPSTEIN, E. The Science of Composting. **CRC Press**, 1997.
FEACHEM, R. G; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. Sanitation and disease e Heath aspects of excretas and wastewater management. Washington/USA**: The International Bank for Reconstruction and Development** / The World Bank, 1983. 501p.

FEITOSA, W. B. S. Caracterização e Alternativas de Tratamento de Resíduos Sólidos Produzidos em Pequenas Comunidades de Região Semi-Árida. **Dissertação** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Campina Grande-PB: UEPB, 2010.

FERNANDES, F., SILVA, S. M. C. P. PROSAB - Programa de pesquisa em saneamento básico**. Manual prático para a compostagem de biossólidos**. ABES -Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro. 1999.

FERREIRA, A.K.C. Compostagem de Resíduos Orgânicos e seus efeitos no cultivo do tomate cereja. Tese (Doutorado em Manejo do Solo e Água). UFERSA, 2016.

FINSTEIN, M.S.; MILLER, F.C.; HOGAN, J.A.; STROM, P.A. Analysis of EPA guidance on sludge composting. Part I- Biological heat generation and temperature. **Biocycle,** 28: 56-61. 1987.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F. A. C. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia Ambiental**, v.5, n.3, p. 178-191.2008.

FONG, M.; WONG, J. W. C.; WONG, M. H. Review on evaluation of compost maturity and stability of solid waste. **Shanghai Environ. Sci.,** 18: 91-93. 1999.

GADELHA, A. J. F.; ROCHA, C. O.; RIBEIRO, G. N.; BARROS, D. F. Modelos de Gestão e Tratamento de Resíduos Sólidos. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental – REBAGA.** Mossoró – RN, v. 2, p. 06-10, 2008.
GALLIZZI, K. Co-composting reduce eggs in fecal sludge; a field study in Kumasi, Ghana. Switzerland: SANDEC, 2003. 46p.

Garcia-Gomez, A., M.P. Bernal and A. Roig. 2005. Organic matter fractions involved in degradation and humification processes during composting. **Compost. Sci. Util**., 13: 127-135.

GARG, V. K.; GUPTA, R. Optimization of cow dung spiked pre-consumer processing vegetable waste for vermicomposting using Eisenia fetida. **Ecotoxicology and Environmental Safety.** v. 74, n.1, p. 19-24, 2011.

GEA, T., FERRER, P., ÁLVARO, G., VALERO, F., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A. Co-composting of sewage sludge: fats mixture and characteristies of the lípases involved. **Biochemical Engineering Journal**. v. 33, n.3, p. 273-273, March, 2007.

GEORGACAKIS, D.; TSAVDARIS, A.; BAKOULI, J.; SYMEONIDIS, S. Composting solid swine manure and lignite mixtures with selected plant residues. **Bioresource Technol**., 78: 107-109. 1996.

GOMES, J. J. A.; TEIXEIRA, A. P. R.; DIAS, V. S.; COSTA, C. V. A. Composição química do composto orgânico preparado com esterco de equino e leucena. (*Leucaena leucocephala Lam de Wit).* **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 3, n. 1, p. 71-77, 2008.

GORGATI, C.Q. 2001. Resíduos sólidos urbanos em áreas de proteção aos mananciais – município de São Lourenço da Serra - SP: compostagem e impacto ambiental. **Tese** (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu. 70 p.

GOUVEIA, J.G. Diretrizes para uso de composto orga□nico na agricultura: proposta para municípios com até 100.000 habitantes. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produc□ão) – Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Metodista de Piracicaba, Santa Bárbara d'Oeste. 2012.

GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic waste and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**. v. 96, n. 14, p. 1584-1591, 2005.

GUIMARÃES, A. M.; ALVES, E. G. L.; FIGUEIREDO, H. C. P.; COSTA, G. M.O.; RODRIGUES, L. S. Freque□ncia de enteroparasitas em amostras de alfaces (Lactuca sativa) comercializadas em Lavras, Minas Gerais. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 36, n. 5, Uberaba-MG, p.621- 623, 2003.

GUIDONI, L. L. C.; BITTENCOURT, G.; MARQUES, R. U.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Compostagem Domiciliar: Implantação e Avaliação do Processo. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 17, n. 1, p. 44-51, Jan/Jun. 2013.

HACHICHA, S.; SELLAMI, F.; CEGARRA, J.; HACHICHA R.; DRIRA, N.; MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW

evaporation ponds with poultry manure-physico-chemical organic matter. **Journal of Hazardous Materiais**, maio de 2008.

HANDRECK, K.A. 1983. Particle size and the physical properties of growing media for containers. **Commun. Soil Science. Plant. Anal**., 14: 209-222.

HAUG, T. R. **The practical handbook of compost engineering. United States of America: Lewis Publishers,** 1993. 717p.

HECK, K.; MARCO, E.G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; SAND, S. T. V. D. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.54–59, 2013.

HERBETS, R. A et. al. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Revista Saúde e Ambiente, Joinville**, v. 6, n.1, p. 41-50, 2005.

HOORNWEG, D.; THOMAS, L. OTTEN, L. Composting and its applicability in developing countries. **Urban Waste Management**. Working paper séries. Washington D.C: The World Bank. March, 2000, 46p.

HUANG, G.F.A.; WONG, J.W.C.; Wu, Q.T.; NAGAR, B.B. 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Manage**., 24: 805-813.

IMBAR, Y.; CHE, Y.; HADAR, Y. 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. **Soil Sci. Soc. Am. J**., 54: 1316-1323.

IMBAR, Y.; HADAR, Y.; CHER, Y. Recycling of catle manure: the composting process and characterization of maturity. **J. Environ. Qual**., 22: 857-863. 1993.

IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo/SP: Edgard Blucher Ltda, 2002, 301 p. (3ª reimpressão).

INÁCIO, C. T., MILLER, P. R. M. **Compostagem: Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONO□MICA APLICADA. **Diagnóstico de resíduos sólidos urbanos. Brasília,** 2012.

ISOLDI, L. A. Remoção de nitrogênio de águas residuárias da industrialização de arroz por tecnologias performantes. **Tese** (Doutorado em Biotecnologia). Centro de Biotecnologia. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas. 152 p. 1998.

JAHNEL, M.C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E.J.B.N. 2008. Maturidade de composto de lixo urbano. **Sci. agric..** V.56. N.2. A.1999.

KEENER, H.M., DAS, K. Process Control based on Dynamic Properties in Composting: Moisture and Compaction considerations. **The science of composting**. p. 116-125. 1996.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba-SP: USP, 1998. 171p.
KIEHL, E.J. 1985. **Fertilizantes orgânicos**. Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba. 492 p.

KOMILIS, D.P.; TZIOUVARAS, I. S. A statistical analysis to acess the maturity and stability of six composts. **Waste Manage**, *2009.* 29: 1504-1513.

KONÉ, D.; COFIE, O.; ZURBRUGG, C., GALLIZZI, K.; MOSER, D.; DRESCHER, S.; STRAUSS, M. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. **Water Research**. v. 41, p. 4397- 4402, 2007.

LAU, A.K.; LO, K.V.; LIAO, P.H.; JU, J.C. Aeration experiments for swine waste composting. **Bioresource Technol**. 41: 145-152. 1992.

LEITA, L.; NOBILI., M. Water-soluble fractions of heavy metal during composting of municipal solid waste. **Journal of Environmental Quality.** 20: 73- 78.1991.

LEITÃO, V. P. M.; MOTA, S.; COSTA E SILVA, J. C.; LIMA, C. R. G.; SILVA, L. A. Análise da temperatura na produção de composto orgânico de folhas de cajueiro e de mangueira. XIII SILUBESA; Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belém-PA: ABES, março de 2008.

LEITE, V. D.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T.; MESQUITA, E. M. N. Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos produzidos em Campina Grande, PB. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

LEITE, V. D. Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial. **Tese** (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), 2007. Escola de Engenharia São Carlos/USP. São Carlos, 150 p.

LEITE, T. DE A. Compostagem Termofílica de Lodo de Esgoto: Higienização e Produção de Biossólido para Uso Agrícola. **Dissertação.** (Mestrado Profissional Ambiente, Saúde e Sustentabilidade). Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. 2015. 186p.

LHADI, E.K., TAZI, H., AYLAY, M., GENENINI P. L., ADANI, F. 2006. Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. **Bioresource Technol**. 97: 2117-2123.

LIANG, C., DAS, R. C., McCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**. v. 86, n. 2, p. 131-137, january 2003.

LIMA, C.C. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. **Tese** (Doutorado em Ciências). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. 2006, 167 p.

Lopez-Real, J. 1994**. Composting through the ages. Conference Down to Earth Composting.** Dundee.

LOTTO, M. C.; VALARINI, P. J. Avaliac□ão da contaminac□ão de coliformes fecais em alface (*Lactuca sativa*), águas de irrigac□ão e lavagem em sistema de produc□ão orga□nica e convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v.2, n.2, p.1625-1627, out, 2007

LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E.; LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 42, n. 7, Brasília-DF, p. 1043-1048 July, 2007.

LU, L. A.; KUMAR, M.; TSAI, JC, LIN, JG. High-rate composting of barley dregs with sewage sludge in a pilot scale bioreactor. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 7, May, p. 2210-2217, 2008.

LU, W., WANG, H. Role of rural solid waste management in non-point source pollution control of Dianchi Lake Catchments, China. **Journal Frontier Environmental Science & Enginheering in China.** v. 2, n.1, p. 15-23, march 2008.

LYNCH, J.M.; WOOD, D.A. Controlled microbial degradation of lignocellulose: the basis for existing and novel approaches to composting. In: Gasser, J.K.R. Composting of agricultural and other wastes. **Elsevier Applied Science**. London. p. 183-193. 1985.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DANICULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como filtrante de águas residuária suinocultura. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 10, n.2, Campina Grande-PB, p. 466-471, abr-jun de 2006.

MAPA. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa nº 25**, de 23 de julho de 2009.

MANCINI, S. D.; NOGUEIRA, A. R.; KAGOHARA, D. A.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; MATTOS, T.; ROSA, A. H. Compostagem aeróbia: diferença de resultados na relação carbono/nitrogênio a partir de matéria-prima pré e pós- disposição final. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Fortaleza-CE, 2006.

MANCINI, S. D.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; KAGOHARA, D. A.; NOGUEIRA, A. R.; MATTOS, T. Avaliação da umidade presente na matéria orgânica e nos papéis descartados em aterros e suas implicações para reciclagem. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte-MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

MARAGNO, E. S.; TROMGIN, D. F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de minicompostagem. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 4, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 355-360, out/dez, 2007.

MARI, I.; EHALIOTIS, C. M.; KOTSU, C.; BALIS, GEORGAKAKIS, D. Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. **Bioresource Technol**., 87: 331-336. 2003.

MARQUES, M., HOGLAND, W. Processo descentralizado de compostagem em pequena escala e resíduos orgânicos domiciliares em áreas urbanas. In XXVIII Inter-american Congresso of Sanitary and Environmental Engineering. Anais. Cancun, Quintana Roo, Mexico: AIDIS, 2002.

MASSUKADO, L.M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares. **Tese** (Doutorado em Cie□ncias da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. 204p.

MATOS, A. T.; VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; RIBEIRO, M. F. Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v. 2, n.2, Campina Grande-PB: DEAg/UFPB, p. 199-203, 1998.

MENEZES, J. M. C. Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. **Dissertação** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Campina Grande-PB: UEPB, 2012.

MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, S. Recovery of Ascaris eggs from sludge. **Journal of Parasitology**. v. 64, n.2. p.380-383, apr, 1978.

MILLER, F.C. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Meeting, F.B. **Soil Microb. Ecol.,** 18: 515-543.

MIYATAKE, F.; IWABUCHI, K. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. **Bioresource Technol**., 97: 961-965. 2006.

MOHEE, R.; MUDHOO, A.; UNMAR, G. D. Windrow co-composting of shredded office paper and broiler litter. **Internation Journal of Environment and Waste Management.** v. 2, n. 1-2, p.3-23, 2008.

MOREIRA, F. M. S., SIQUEIRA, J. O. 2002. **Microbiologia e bioquímica do solo.** UFLA. Lavras. 626p.

MORREL, J. L., COLIN, F., GERMON, J.C., GODIN, P., JUSTE, C. Methods for evaluation of the maturity of municipal refuse compost. Composting of agricultural and other wastes.1985.

NAGASHIMA, L. A.; BARROS, C. J.; ANDRADE, C. C.; SILVA, E. T.; HOSHIKA, C. Gestão Integrada de resíduos sólidos urbanos – uma proposta para o município de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Tecnology**, Maringá, v.33, nº1, p.39-47, 2011.

NASCIMENTO, C. R. Sistema de Tratamento Aeróbio Descentralizado de Resíduos Sólidos Orgânicos no Bairro Malvinas, Campina Grande-PB. **Dissertação** (Mestrado em Ciência de Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

NEKLYUDOV, A. D.; FEDOTOV, G. N.; IVANKIN, A. N. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. **Applied Biochemistry and Microbiology.** v.44, n.1, p.6-18, 2008.

NEWMAN, D. Organic Waste Treatment in Italy, a European Leader. Congreso Mundial ISWA 2005: Hacia un Sistema Integral de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, Buenos Aires, 6-10 nov. 2005.

NOGUEIRA, J. O. C. Compostagem como prática de valorizac□ão dos resíduos alimentares com foco interdisciplinar na educac□ão ambiental. **Revista Eletro□nica em Gestão, Educac□ão e Tecnologia Ambiental.** v. 3, n. 3, p. 316-325. ISSN 2236-1170. 2011.

OGUNWANDE, G. A.; OGUNJIMI, L. A. O.; FAFIYEBI, J. O. Effects of turning frequency on composting of chicken litter in turned windrow piles**. International** Agrophypics. v. 22, p. 159-165, 2008.

OLIVEIRA, M. C.; SILVA, C.V.; COSTA-CRUZ, J. M. Intestinal parasites and commensals among individuals from a landless camping in the rural área of Uberla□ndia, Minas Gerais. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, p. 173-176, 2003.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; SARMENTO, A. P.; PAULA, H. M.; JUSTINO, E. A. Avaliação de Sistema de Tratamento de Carcaças de Frangos pelo Método da Composteira-Windrow. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, nº 3, v. 1, p. 19-27, 2011.

PAULA, L. G. A.; CEZAR, V. R. S. Compostagem de resíduos orgânicos da área verde do Campus Marechal Deodoro –IFAL em função do número de revolvimentos. **Revista de Engenharia Ambiental.** Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 155-163, out/dez. 2011.

PAVAN, P., BOLZONELLA, D., BATTISTONI, E., CECCHI, F. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wasterwater treatment plants: economic considerations evaluation. **Water Science and Techonology**. v. 56, n.10, p. 45-53, 2007

PEIXOTO, R. T. G. Compostagem: opção para o manejo orgânico do solo. IAPAR. Londrina. 46 p. 1988.

PEREIRA NETO, J. T. Manual de compostagem: processo de baixo custo. Belo Horizonte - MG: UNICEF, UFV, 1996, 56p.

PEREIRA NETO, J.T. Monitoramento da eliminação de organismos patogênicos durante a compostagem de resíduos urbanos e lodo de esgoto pelo sistema de pilhas estáticas aeradas. **Engenh. Sanit**., 27: 148-152. 1988.

PEREIRA NETO, J.T. Tratamento, reciclagem e impacto ambiental de dejetos agrícolas. In: Conferência sobre Agricultura e Meio Ambiente, 1, 1992, Viçosa. Anais... UFV-NEPEMA. Viçosa. p. 61-74. 1994.

PEREIRA, R. A. Compostagem em pequena escala e uso do composto como substrato na germinação de sementes de tomate *(Lycopersicum esculentum*). **Dissertação** (Mestrado em Sistemas Agroindustriais), Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 2013.

POLPRASERT, C. Organic waste recycling. New York: Jonh Wiley & Sons Ltda, 1989, 357p.

PRIMAVESI, A. O manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais. Nobel. São Paulo. 535 p. 1981.

RAIV, M.Y.; CHEN., IMBAR, Y. 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container -grown plants. In: Chen, Y. The role of organic matter in modern agriculture. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht. p. 227-287.

REINHARDT, T. 2002. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. In: Insam, H., N. Riddech, S.

REIS, M. F. P.; ESCOSTEGUY, P. V.; SELBACH, P. Teoria e Prática da Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. Passo Fundo, UPF, 2004.

REIS, M. F. P. Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos. **Tese** (Doutorado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

REZENDE, F. A.; LIMA, J. S.; CAMBUÍ, R. A. P. A compostagem e seus inúmeros benefícios – Uma visão da complexidade do tema. IN: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais**..., Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2005.

RIBEIRO, W. Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria. FEPAF. Botucatu. p. 63-94.

RICHARD, T., TRAUTMANN, N., KRASNY, M., FREDENBURG, S. and C. Stuart. 2002. The science and engineering of composting. The Cornell composting website, Cornell University. http://www.compost.css.cornell. edu/composting_homepage.html. Acesso em: 12/04/2017.

ROBIN, P.; ABLAN, F.; YULIPRIYABTI, H.; POURCHER, A. M.; MORUAN, T.; ELUZEAU, D.; MORAND, P. Evolution of no-dissolved particulate organic matter during composting of sludge with straw. **Bioresource Technology**. v.99, November, p. 7636-7646, 2008.

RODRIGUES, M.S., SILVA, F.C., BARREIRA, L.P., KOVACS, A. 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: Spadotto, C.A.;

RODRIGUES, A. C., BAUM, C. A., FORMENTINI, J., SCHMACHTENBERG, N., TREVISAN, G. M., DILVA, A. C. G. Avaliação do processo de compostagem utilizando lodo de Estação de Tratamento de Efluentes de laticínio. **Ciência e Natur**a, Santa Maria, v.38 n.2, p. 610 – 619, 2016.

RODRIGUES, A.C.; BAUM, C. A.; FORMENTINI, J.; BOZZETTO, C.; RITTER, L. G.; ROS, C. O. Atributos Químicos de Resíduos Orgânicos Compostados. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambienta**l, v. 6, n. 1, p.193 - 208, 2017.

ROVATTI, D.; PESSIN, N. Análise da Viabilidade de Implantac□ão de Um Sistema de Compostagem de Biossólidos Utilizando Resíduos da Indústria Moveleira. In 23o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Porto Alegre – RS: ABES. 25 a 29 de setembro de 2011.

RUGGIERI, L. T. G.; ARTOLA, A.; SANCHEZ, A. A study on air filled porosity evolution in sludge composting. Int. J. Environ. **Waste Manage**. 2008.

RUSSO, M. A. T. Tratamento de resíduos sólidos. Coimbra: Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Cie□ncias e Tecnologia, Universidade de Coimbra, 196 p, 2003.

SAID-PULLICINO, D., ERRIQUENS, F.G., GIGLIOTTI, G. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technol**., 98: 1822-1831.

SALUDES, R.B; IWABUC, K., MIYATAKE, F., ABE, Y., HONDA, Y. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture**. Bioresource Technology.** v. 99, p. 7285-7290, 2008.

SALVADOR, J.; BETTIOL, V. R. Projeto de Gestão de Resíduos Sólidos no município de Sertão – RS sob ótica do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos Urbanos (GIRSU). In: III CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, III, 2012, Goiânia – GO. Anais... Goiânia – GO: ABES, 2012.

SANTOS, J. G. R.; SANTOS, E. C. K. R. Matéria Orgânica do solo. In___. Agricultura Orgânica: Teoria e Prática. Campina Grande: EDUEPB, 2008. Cap. 2, p. 39-56.

SELLAMI, F.; R. JARBOUI, K. H.; MEDBIUB, A. Co-composting of oil exhausted olive-cake, poultry manure and industrial residues of agro-food activity for soil amendment. **Bioresource Technol**., 99: 1177-1188, 2008.

SHARMA, V.K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA, C. Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: Review**. *Energy Conversion and Management*** 38: 453-478, 1997.

SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITA, E.; YEKUTIEL, P. Wastewater irrigation in developing; health effects and technical solutions. Washington/USA: The World Bank, n. 51, 1986.

SILVA, M. M. P. Experiência da realização de educação ambiental como instrumento de gestão ambiental em uma escola pública do município de Campina Grande/PB. **In Anais do II Congresso Mundial de Educação Ambiental.** Fio Cruz. Rio de Janeiro, 2004

SILVA, A. G. Codisposição de lodo de esgotos sanitários e resíduos sólidos vegetais.. **Dissertação** (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Campina Grande-PB: UEPB, 109p, 2007.

SILVA, F. A. M. Qualidade de compostos orgânicos produzidos com resíduos do processamento de plantas medicinais. **Tese** (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agronômicas, 102p, 2005.

SILVA, M. M. P. Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-compostagem para os municípios do semi-árido Paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais. 2008. 220f. **Tese** (Doutorado em Recursos Naturais), Universidade Federal de Campina Grande - PB, 2008.

SILVA, A. G; LEITE, V. D; SILVA, M. M. P; PRASAD, S; FEITOSA, W. B. S. Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Eng. Sanit. Ambient,** São Paulo, v.13, n.4, p.371-379, Dez 2008.

SILVA, M. M. P.; SOARES, L. M. P.; RIBEIRO, V. V.; OLIVEIRA, S. C. A.; OLIVEIRA, A. G. Avaliação da qualidade de composto originado de sistema de tratamento descentralizado de resíduos sólidos orgânicos domiciliares para Campina Grande-PB. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26. 2011d, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABES, 2011d.

SILVA, M. S.; COSTA, L.A.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; KAUFMANN, A.V.; ROTTA S.R.; SESTAK, R. Monitoramento da temperatura em dois sistemas de compostagem (com e sem aeração forçada) de resíduos sólidos da indústria de desfibrilação de algodão com diferentes tipos de inóculo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 30, 2001, Foz do Iguaçu. Anais... Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola.Cascavel.

SILVA, E. H.; SILVA, P. A.; SOUZA, M. A.; NASCIMENTO, J. M.; SILVA, M.M.P. Resíduos de servic□os de saúde produzidos em reside□ncias, Campina Grande-PB. Anais. XII SIBESA- Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal-RN: ABES, 19 a 21 de maio de 2014.

SILVA, M. M. P. Alternativas tecnológicas para viabilizac□ão do exercício profissional e inclusão social de catadores de materiais recicláveis – Universal CNPq 14/2011 Faixa B. Relatório final (Projeto apresentado ao programa de Iniciac□ão Científica cota 2014/2015) – Universidade Estadual da Paraíba, 2015.

SIVAKUMAR, K.; KUMAR, V. R. S.; JAGATHEESAN, P. N. R.; VISWANATHAN, K.; CHANDRASEKARAN, D. Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. **Bioresource Technology**, v.99, p.3708-3713, 2008.

SLATER, R.A.; FREDERICKSON, J. Composting Municipal Waste in UK: some lessons from Europe. **Resources, Conservation and Recycling.** Reino Unido, v. 32, p. 359-374, 2001.

SMITH, D. C., HUGHES, J. C. Changes in maturity indicators during the degradation of organic waste subject to simple composting procedures. **Biology and Fertility of Soils**. v. 39, p. 280-286, 2004.

SNELL, J. R. Role of temperature in garbage composting. In: The biocycle guide to the art & science of composting. J.G. Press. Emmaus. p. 224-256, 1991.

SOUZA, P. C. Codisposição de Lodo de Fossa Séptica em Aterro Sanitário do Tipo Trincheira. **Dissertação** (Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, 2015.

SUNDBERG, C.; SMARS, S.; JÖNSSON, H. Low pH as inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. **Bioresource Technology**, 95: 145-150, 2004.

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 Biochem,** 39: 1999-2006, 2004.

TAKAYANAGUI, O. M.; CAPUANO, D. M.; OLIVEIRA, C. A. D. BERGAMINI, A. M. M.; OKINO, M. H.T.; CASTRO E SILVA, A. A. M.C.; OLIVEIRA, M. A.; RIBEIRO, E. G. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Avaliac□ão da contaminac□ão de hortas produtoras de verduras após a implantac□ão de fiscalizac□ão em Ribeirão Preto, SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 40, n. 2, p.239-241, 2007.

TEIXEIRA, L. B.; GERMANO, V. L. C.; OLIVEIRA, R. F.; FURLAN, J.R. J. Processo de Compostagem a partir do Lixo Orgânico Urbano e Caroço de Açaí. **Circular Técnica**. Bélem-PA, ISSN 1517, 211p, 2002.

TEIXEIRA, L. B., GERMANO, V. L.C., OLIVEIRA, R.F., FURLAN. J.R. J. Processo de Compostagem Usando Resíduos das Agroindustrias de Açaí e de Palmito do Açaizeiro. **Circular Técnica**. Belém- PA, ISSN 1517, 211, p. 01-06, 2005.

TIQUIA, S.M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **J. Appl. Microbiol**., 99: 816-828, 2005.

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, 65: 43-49, 1998.

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Co-composting of spent pig litter and sludge with forcedaeration. **Bioresource Technology**, 72: 1-7, 2000.

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y.; HODGKISS, I. J. Effects of turning frequency on composting of spent pig-manure sawdust litter. **Bioresource Technology**, 62: 37-42, 1997.

TORRES, P.; PEREZ, A.; ESCOBAR, J. C.; URIBE, I. E.; IMERY, R. Compostaje de biosolidos de plants de tratamiento de águas residuales. **Revista de Engenharia Agrícola**, v.27, n.1, p. 267- 275, 2007.

TOSUN, I.; GONULLU, M.T.; ARSLANKAYA, E.; GUNAY, A. Co-composting kinetics of rose processing waste with ofmsw. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 14, p.6143-6149, 2008.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology,** 72: 169-183, 2000.

US. EPA – UNITED ESTATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY., 1989. The solid waste dilemma: an agenda for action. U.S. Government Print Office.Washington. Disponível em:< nepis.epa.gov>. Acesso em: 19 mai. 2017.

VALENTE, B. S. Tratamento de carcaças avícolas através da compostagem. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 154 p, 2008.

VALENTE, B.S., XAVIER, E.G., MORSELLI, T.B.G.A., JAHNKE, D.S., BRUM, B. S., CABRERA, B.R. P. O. M., LOPES, D.C.N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Arch. Zootec**. 58 (R): 59-85. 2009.

VANDERLINDE, T. O testamento agrícola de Sir Albert Howard: aporte para discussão sobre sustentabilidade no campo. **Espaço Cultural**, n. 18, p. 157-159, 2008.

VESPA, I.C.G. Características minerais e energéticas do lixo urbano em processo de compostagem e biodigestão anaeróbia**. Dissertação** (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agronômicas Campus Botucatu. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu. 56 p, 2005.

VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A. T. O ciclo do nitrogênio. In: Cardoso, E.J.B.N., S.M. Tsai, M.C.P. Neves. Microbiologia do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas. p. 105-119, 1992.

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

VIRIATO, C. L. Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia. **Dissertação** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Campina Grande-PB: UEPB, 2013.

ZHANG, Y.; HE, Y. Co-composting solid swine manure with pin sawdust as organic substrate. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 16, p. 2024-2031, 2006.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, 98: 9-13, 2007.

ZUCCONI, F., BERTOLDI, M. 1986. Organic waste stabilization throughout composting and its compatibility with agricultural uses. In: Wise, D.L. Global bioconversions. CRC Press. Boca Raton. p. 109-137.