



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL: SANEAMENTO
AMBIENTAL

BRUNO LUCIO MENESES NASCIMENTO

COMPOSTAGEM DE LODO SÉPTICO E RESÍDUOS AGRÍCOLAS EM
DIFERENTES SISTEMAS DE AERAÇÃO

FORTALEZA

2017

BRUNO LUCIO MENESES NASCIMENTO

COMPOSTAGEM DE LODO SÉPTICO E RESÍDUOS AGRÍCOLAS EM DIFERENTES
SISTEMAS DE AERAÇÃO

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti

FORTALEZA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- N193c Nascimento, Bruno Lucio Meneses.
Compostagem de lodo séptico, e resíduos agrícolas em diferentes sistemas de aeração/Bruno Lucio Meneses Nascimento. – 2017.
133 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2017.
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti
1. Compostagem. 2. Resíduos Sólidos. 3. Ecotoxicologia. I. Título.

CDD 628

BRUNO LUCIO MENESES NASCIMENTO

COMPOSTAGEM DE LODO SÉPTICO E RESÍDUOS AGRÍCOLAS EM DIFERENTES
SISTEMAS DE AERAÇÃO

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 29/06/2017

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira
Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL)

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

À minha mãe,

Ana Lucia Teles de Meneses.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus pela oportunidade à vida e por ter sempre me abençoado ao longo da carreira acadêmica.

À melhor mãe do mundo, Ana Lucia, que sempre me deu forças para seguir os estudos.

Ao meu Pai, José Nascimento, pela coragem e força de vontade transposta a mim. À minha vó, Raimunda Maria, por ser minha fonte de força, perseverança e honestidade.

Aos meus amigos que a Pós-Graduação fez com que eu conhecesse e levasse-os para toda a vida: Regis Santos, Izabel Almeida, Tiago Silva e Bruna Iwata.

Ao meu Orientador e amigo, Professor Doutor Ronaldo Stefanutti, por toda orientação e conselhos ao longo desta pesquisa.

Ao meu Orientador de Graduação e sua Esposa, Prof. Doutor. Jorge Diniz de Oliveira e Conceição Diniz, por sempre estarem presentes e por mais uma vez acreditarem no meu trabalho, pela amizade e apoio na realização dessa pesquisa.

Aos grandes Professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC, Marisete Aquino, Raimundo, André Bezerra e Suetônio, pelos conhecimentos passados a mim.

Aos Bolsistas de Iniciação Científica que muito contribuíram para a pesquisa, em especial à Laryssa Fernandes, Tácia Camila e Grazyella Lima.

À técnica do Laboratório de Química do Solo, Fátima Souza, pela ajuda fornecida.

À Universidade Federal do Ceará e ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, pela oportunidade.

Aos Departamentos de Ciência do Solo, Química Inorgânica pelo apoio técnico e instrumental para o desempenho deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES, pela bolsa de Doutorado a mim destinada.

À Financiadora de Estudos e Projetos-FINEP e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo financiamento desta Pesquisa através da chamada pública Ação Transversal- Saneamento Ambiental- 7/2009.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico-FUNCAP, pelas bolsas de Iniciação Científica implementadas durante a execução deste trabalho.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará- CAGECE, na pessoa do Silvano Porto, Cristiano Lima, Jorge, Ronner e Júnior por todo o apoio institucional, operacional e logístico aportados para este trabalho.

À Empresa de Briquetes- Fazenda Mastruz Com Leite, na pessoa do Senhor Emanuel Gurgel por todo o apoio institucional e operacional na realização da compostagem.

À Padrão Desentupidora e Limpa fossa, na pessoa da Proprietária Diva, a qual não mediu esforços para nos levar o Lodo Séptico utilizado.

À Empresa Kemira, que nos cedeu os polímeros utilizados no deságue.

In memoriam do Prof. Dr. Boanerges Freire de Aquino, o qual foi meu Orientador durante o Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal do Ceará.

“O entusiasmo é a maior força da alma. Conserve-o e nunca te faltará poder para conseguires o que deseja.”

Napoleão Bonaparte

RESUMO

O tratamento e a destinação final dos resíduos sólidos urbanos sempre foi uma preocupação das organizações governamentais e não governamentais ligadas à área de saneamento ambiental. Com a publicação da lei 12.305/2010 essa preocupação aumentou, pois existe uma meta onde os resíduos sólidos orgânicos deverão ter o seu envio reduzido para os aterros. Frente a isso, a compostagem vem ganhando espaço no cenário nacional, pois a mesma é capaz de tratar boa parte dos resíduos sólidos orgânicos, melhorando assim a qualidade dos mesmos e dando-lhes a possibilidade de serem reaproveitados na agricultura e assim contribuindo para reduzir o envio desse tipo de resíduo para os aterros. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi verificar a qualidade final do lodo séptico desaguado, esterco bovino e cama de frango compostados com a poda de árvore, além de estudar o efeito de diferentes sistemas de aeração durante o processo. O esquema estatístico adotado foi disposto com base em um fatorial 2 x 3 x 5, onde se avaliaram dois sistemas de aeração (aeração forçada por aerogeradores e aeração natural com trator), três tipos de resíduos (lodo séptico, esterco bovino e cama de frango) e cinco períodos de compostagem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), com três repetições. Com o estudo foi constatado que a compostagem é uma solução ecológica para ser implantada nas cidades e o sistema de aeração natural foi o que ajudou na obtenção de um composto com maior qualidade. O lodo séptico, esterco bovino e a cama de frango são resíduos que favorecem a germinação e o crescimento das plantas. Em relação à qualidade microbiológica, o lodo séptico e o esterco bovino apresentaram-se livres de quaisquer quantidades de contaminantes após os 120 dias de compostagem. Mantis, Voultsa e Samara (2005) classificam os resíduos sólidos quanto sua ecotoxicidade em quatro classes. Neste trabalho, o esterco bovino e o lodo séptico pertencem à classe 1 e não possuem ecotoxicidade significativa, enquanto que a cama de frango já pertence à classe 2 e possui ecotoxicidade significativa. O substrato 2 à base de esterco bovino e lodo séptico e o 4 à base de lodo séptico e cama de frango proporcionaram maiores crescimento e desenvolvimento das mudas de Ipê Amarelo e Cedro. O coco triturado, usado como estruturante, desempenhou melhor resultado como estruturante quando comparado à poda de árvore.

Palavras-chave: Ecotoxicidade. Resíduos Sólidos. Orgânicos.

ABSTRACT

Treatment and final disposal of solid urban waste have always been a concern to governmental and non-governmental organizations related to the environmental sanitation area. With the publication of the law number 12305/2010 this concern has increased, as there is a target to reduce organic solid waste shipment to landfills. Thus, composting has been gaining ground in the national scenario once this technic can treat a large part of organic solid waste, hence improving its quality and giving it the possibility of being reused in agriculture, contributing to reduce the amount of this type of residue disposal in landfills. For this reason, our aim was to verify the final quality of the dewatered septic waste, cow manure and poultry litter composted with pruning from trees, and additionally to study the effect of different aeration systems during the process. Statistical scheme adopted was based on a factorial 2 X 3 X 5, with two aeration systems (forced aeration using aerogenerators and mechanic aeration using tractors), three types of residues (septic sludge, cow manure and poultry litter) and five composting periods (0, 30, 60, 90 and 120 days) being evaluated with three replicates. This study demonstrated that composting is an ecological solution to be implemented in the cities and mechanical aeration system was the best technique to obtain a higher quality compost. Based on the results found, septic sludge, cow manure and poultry litter are residues that enhance plant germination and growth. Regarding the microbiological quality, septic sludge and cow manure were free of any contamination after 120 days of composting. Mantis, Voultsa, and Samara (2005) classify solid waste regarding its ecotoxicity in four classes. In this work, cow manure and septic sludge belong to class 1 and do not have significant ecotoxicity, while poultry litter belongs to class 2 and has significant ecotoxicity. Substrate 2 made of cow manure and septic sludge and substrate 4 made of septic sludge and poultry litter provided higher growth and development in seedlings of Golden Trumpet Tree and Cedar. The crushed coconut, used as structurant, performed better as structurant when compared to tree pruning.

Keywords: Ecotoxicity. Solid Waste. Organic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Esquema de aeração forçada com pilha de compostagem estática	24
Figura 2 -	Estrutura utilizada no deságue do lodo séptico na ETE Metrópole, Caucaia – CE	43
Figura 3-	Caminhão limpa-fossa dispendo o lodo séptico na ETE Metropole, Caucaia – CE	43
Figura 4-	Sistema de chicanas antes dos sacos e mistura de lodo e polímero em processo de floculação	44
Figura 5-	Transporte do lodo retido nos sacos para a Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste do Amarante – CE.	45
Figura 6-	Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite, Pentecoste – CE	45
Figura 7-	Montagem do sistema de aeração por aerogeradores	46
Figura 8-	Funcionamento do sistema de aeração natural por trator	47
Figura 9-	Disposição das leiras de compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste – CE	47
Figura 10-	Temperatura média alcançada no processo de compostagem durante os 120 dias	51
Figura 11-	Percentual de ácidos húmicos das amostras de lodo séptico compostado em função do tempo e diferentes sistemas de aeração	58
Figura 12-	Percentual de ácidos fúlvicos das amostras de lodo séptico compostado em função do tempo e diferentes sistemas de aeração	59
Figura 13-	Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite, Pentecoste – CE	66
Figura 14-	Disposição das leiras de compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste – CE	67
Figura 15-	Temperatura média das leiras de compostagem durante os 120 dias de Processo	70
Figura 16-	Unidade tóxica (UT) obtida pelos testes com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fisheri</i> dos resíduos de lodo séptico, esterco bovino e cama de frango após a compostagem.	88
Figura 17-	IPLE do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango após a compostagem	89

Figura 18-	Casa de Vegetação utilizada para o plantio das mudas, localizada no CDT/ Imperatriz-MA	95
Figura 19-	Montagem do experimento em tubetes de 55 cm ³	96
Figura 20-	Mudas de Ipê Amarelo e Cedro após 75 dias de cultivo em condições controladas	97
Figura 21-	Coco verde antes e após ser triturado	108
Figura 22-	Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz com Leite, Pentecoste-CE	109
Figura 23-	Temperatura dos resíduos sólidos orgânicos submetidos à compostagem com poda de árvore e coco triturado	111
Figura 24-	Percentual de ácidos húmicos das amostras de resíduos sólidos orgânicos compostados com diferentes estruturantes	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Análise Microbiológica do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias	52
Tabela 2-	Análise Química do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias	54
Tabela 3-	Coeficiente de Correlação simples (Análise de Pearson), em função do grau de associação dos atributos avaliados para a compostagem do lodo séptico em ambos os sistemas de aeração	57
Tabela 4-	Teores de metais potencialmente tóxicos do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias	60
Tabela 5-	Classificação qualitativa da fitotoxicidade com base no índice de germinação (I.G)	68
Tabela 6-	Análise Microbiológica do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango durante o processo de compostagem cuja duração foi de 120 dias	72
Tabela 7-	Índice de Germinação dos Resíduos sólidos submetidos à compostagem ao longo de 120 dias	73
Tabela 8-	Teores de Metais Potencialmente tóxicos encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem	75
Tabela 9-	Caracterização dos resíduos sólidos ao final do processo de compostagem	81
Tabela 10-	Valores de Unidade Tóxica (UT) para teste com <i>Daphnia similis</i> encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem ao longo dos 120 dias.	86
Tabela 11-	Valores de Unidade Tóxica (UT) para teste com <i>Vibrio fisheri L.</i> , encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem ao longo dos 120 dias	87
Tabela 12-	Proporções dos componentes utilizados para formular os substratos	95
Tabela 13-	Altura das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	99
Tabela 14-	Área foliar das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	100
Tabela 15-	Massa seca das folhas (MSF) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	101

Tabela 16-	Área foliar específica (AFE) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	101
Tabela 17-	Diâmetro do Caule das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.....	102
Tabela 18-	Massa Seca das Raízes (MSR) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	103
Tabela 19-	Índice de Qualidade de Dickson (IQD) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos	104
Tabela 20-	Coeficiente de Correlação simples (Análise de Pearson), em função do grau de correlação entre as características biométricas das mudas de Ypê Amarelo e Cedro cultivadas em diferentes substratos	105
Tabela 21-	Análise microbiológica final dos resíduos sólidos orgânicos após o processo de compostagem	112
Tabela 22-	Análise Química dos resíduos sólidos orgânicos após o processo de compostagem	114

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AF	Área Foliar
AFE	Área Foliar Específica
ANOVA	Análise de Variância
C/N	Carbono/Nitrogênio
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CE50	Concentração Efetiva que Afeta 50% dos Organismos Testados
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
EPI	Equipamento de Proteção Individual
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma
IPLE	Índice de Perigo de Lodo de Esgoto
IQD	Índice de Qualidade de Dickson
MAPA	Ministérios de Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MSF	Massa Seca das Folhas
PEF	Peso Específico da Folha
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PST	Peso da Matéria Seca Total
RPF	Razão de Peso Foliar
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
UT	Unidade Tóxica

g St	Gramas por sólidos totais
LD	Dose letal
LC	Concentração letal
CE	Concentração efetiva
NOEC	Concentração sem efeito observado
LOEC	Mais baixa concentração com efeito observado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos	16
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo Geral</i>	<i>16</i>
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos Específicos</i>	<i>16</i>
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Produção de resíduos, tratamento e disposição	17
2.2	Compostagem de resíduos sólidos orgânicos	21
<i>2.2.1</i>	<i>Compostagem com revolvimento de leiras</i>	<i>23</i>
<i>2.2.2</i>	<i>Leiras estáticas com aeração forçada</i>	<i>24</i>
<i>2.2.3</i>	<i>Compostagem em sistemas fechados</i>	<i>25</i>
<i>2.2.4</i>	<i>Métodos alternativos de compostagem</i>	<i>26</i>
2.3	Ecotoxicidade de resíduos sólidos	27
2.4	Qualidade do biossólido após a compostagem e legislações	29
2.5	Utilizações para os biossólidos Compostados	37
3	QUALIDADE DO LODO SÉPTICO COMPOSTADO COM PODA DE ÁRVORE EM DIFERENTES SISTEMAS DE AERAÇÃO.....	39
	Resumo	39
	Abstract	39
3.1	Introdução	40
3.2	Material e Métodos	42
<i>3.2.1</i>	<i>Localização do estudo</i>	<i>42</i>
<i>3.2.2</i>	<i>Obtenção dos resíduos</i>	<i>42</i>
<i>3.2.3</i>	<i>Processo de compostagem</i>	<i>45</i>
3.3	Resultados e Discussão	50
3.4	Conclusão	62
4	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE FINAL DO LODO SÉPTICO, ESTERCO BOVINO E CAMA DE AVIÁRIO TRATADOS PELA COMPOSTAGEM COM AERAÇÃO NATURAL	63
	Resumo	63
	Abstract	63

4.1	Introdução	64
4.2	Material e Métodos	65
4.2.1	<i>Localização do estudo</i>	65
4.2.2	<i>Coleta dos resíduos</i>	66
4.2.3	<i>Processo de compostagem</i>	66
4.3	Resultados e Discussão	69
4.4	Conclusão	77
5	ECOTOXICOLOGIA DO LODO SÉPTICO, ESTERCO BOVINO E CAMA DE AVIÁRIO SUBMETIDOS AO PROCESSO DE COMPOSTAGEM	78
	Resumo	78
	Abstract	79
5.1	Introdução	79
5.2	Material e Métodos	81
5.2.1	<i>Resíduos orgânicos</i>	81
5.2.2	<i>Bioensaios de ecotoxicidade</i>	81
5.3	Resultados e Discussão	84
5.3.1	<i>Ecotoxicidade com <i>Daphnia similis</i></i>	84
5.3.2	<i>Ecotoxicidade com <i>Vibrio fisheri (microtox)</i></i>	86
5.4	Conclusão	89
6	PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES USADAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS UTILIZANDO SUBSTRATOS A BASE DE LODO SÉPTICO, CAMA DE FRANGO E ESTERCO BOVINO	91
	Resumo	91
	Abstract	91
6.1	Introdução	92
6.2	Material e métodos	94
6.3	Resultados e discussão	98
6.4	Conclusão	105

7	COMPOSTAGEM DE LODO SÉPTICO, ESTERCO BOVINO E CAMA DE FRANGO COM DIFERENTES ESTRUTURANTES	106
	Resumo	106
	Abstract	106
7.1	Introdução	107
7.2	Material e métodos	108
7.2.1	<i>Localização do Estudo</i>	108
7.2.2	<i>Coleta dos Resíduos</i>	108
7.2.3	<i>Processo de Compostagem</i>	108
7.3	Resultados e discussão	111
7.4	Conclusão	116
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
	REFERÊNCIAS	118

1 INTRODUÇÃO

A quantidade de resíduos sólidos gerada tem preocupado bastante os profissionais da engenharia sanitária nos últimos anos. No Brasil são produzidas diariamente grandes quantidades desses resíduos. Desse total produzido, poucos têm destinação ambientalmente adequada. Com a publicação da lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), acredita-se que esse quadro de disposição inadequada possa mudar.

Desde então, o Governo tem buscado soluções viáveis financeira e ambientalmente para serem usadas no gerenciamento e no tratamento de resíduos sólidos, visando pôr em prática a lei e com isso reduzir os possíveis impactos ao ambiente. A compostagem apresenta-se como uma solução plausível para reduzir o envio de resíduos orgânicos aos aterros e ainda possivelmente destiná-los de forma adequada como na agricultura.

A técnica de compostagem é um processo de decomposição ou degradação de materiais orgânicos pela ação de micro-organismos em um meio aerado com a presença de água, sendo assim capaz de favorecer a transformação da matéria orgânica de resíduos em um material mais estável e passível de ser reaproveitado.

O uso agrícola poderá ser uma alternativa viável para o aproveitamento de mais da metade desses resíduos, pois os mesmos apresentam elevada concentração de matéria orgânica, micro e macro-nutrientes para a produção vegetal, paisagismo, e proporcionam melhorias ao solo. No entanto, para que os resíduos orgânicos sejam dispostos no ambiente de forma a não causar impactos, constante controle deve ser realizado.

Isso deve ser feito com base nas análises químicas, principalmente se o mesmo for destinado ao uso agrícola. Além de suas características químicas, é necessário realizar análises físicas, microbiológicas e avaliar os efeitos tóxicos sobre as plantas e animais por meio dos testes fitotóxicos e ecotóxicos. Embora a compostagem seja um processo amplamente usado, há ainda lacunas de conhecimento na compreensão do processo, matéria prima, tecnologias de processamento, e até mesmo da química e da toxicologia do produto final.

Neste estudo foram testadas as seguintes hipóteses: 1) A compostagem gera um composto de excelente qualidade física, química e microbiológica, com amplas possibilidades para seu uso agrônomo; 2) A aeração natural é mais eficiente que a aeração forçada; 3) O lodo séptico desaguado poderá ser a fonte mais viável para ser utilizada na agricultura; 4) A utilização de resíduos orgânicos como substrato para a produção de mudas florestais tem maior capacidade de promover o crescimento inicial em comparação ao substrato comercial vermiculita.

Este trabalho foi estruturado com base em oito capítulos. No primeiro capítulo foi apresentado a introdução do trabalho, abordando os os conceitos iniciais do que seria o processo de compostagem, bem como os fatores que influenciam o andamento da mesma. No capítulo dois realizou-se uma revisão de literatura abordando tópicos relacionados à produção de resíduos sólidos no Brasil, tipos de compostagem, ecotoxicidade de resíduos e as utilizações para biossólidos.

No capítulo três foi feito um estudo específico do processo de compostagem do lodo séptico em diferentes sistemas de aeração para verificar o desempenho de cada processo e assim identificar o mais eficiente. No capítulo quatro foi feita uma comparação entre a qualidade do lodo séptico, esterco bovino e a cama de frango compostados utilizando a aeração natural auxiliada por um trator. No quinto capítulo foi feito um estudo ecotoxicológico do lodo séptico, esterco bovino e da cama de frango com a finalidade de se verificar a toxicidade dos resíduos ao ambiente. No sexto capítulo foi feito o estudo da utilização dos resíduos compostados como substratos para a obtenção de mudas de espécies florestais utilizadas em recuperação de áreas degradadas. No sétimo capítulo foi estudado o efeito dos diferentes estruturantes a base de coco verde triturado e poda de árvore na compostagem de resíduos sólidos orgânicos. No último capítulo foi apresentadas as conclusões do trabalho.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi verificar a qualidade final do lodo séptico desaguado, esterco bovino e cama de frango compostados com a poda de árvore e coco triturado, além de estudar o efeito de dois diferentes sistemas de aeração durante o processo.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- Avaliar se a compostagem aerada naturalmente é mais eficiente que a forçada;
- Avaliar a qualidade do composto obtido através de seus atributos físicos, químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos;
- Verificar qual o estruturante que melhor contribui para o desempenho da compostagem.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Produção de resíduos, tratamento e disposição

O crescimento populacional tem proporcionado aumento na produção de resíduos, entre os quais se destacam: o lixo urbano, o lodo de esgoto e resíduos de origem agrícola. Tais resíduos apresentam composição e propriedades bastante variáveis que dependem de sua origem, processo de tratamento empregado, de seus constituintes orgânicos e minerais, e da presença de micro-organismos patogênicos e elementos tóxicos (SILVA et al., 2008).

A quantidade de resíduos sólidos gerada tem preocupado bastante os profissionais da engenharia sanitária nos últimos anos. Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017) revelam que no Brasil, em 2015, foram coletadas 198.750 toneladas de resíduos sólidos por dia. Dentre as formas de disposição, cerca de 52% é oriundo da região sudeste e 22,1% da região nordeste. Desse total de resíduos produzidos pelos brasileiros, 58,7% são destinados a aterro sanitários, 24,1% vão para aterros controlados e 17,2% são direcionados a lixões.

Considerando o total gerado, ainda é muita a quantidade de resíduos que são direcionados aos lixões. Conde, Stachiw e Ferreira (2014) relatam que a preocupação ambiental em torno dos lixões é considerável, pois esses ambientes fornecem condições propícias para proliferação de vetores de doenças, como moscas, baratas e ratos, dificultando o controle de epidemias. Além disso, esses locais liberam gases e geram a decomposição do lixo, que forma o chorume, líquido que contamina o solo, o ar e os recursos hídricos, ocasionando grande dano ambiental.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), implementada pela lei federal 12.305, de 02 de agosto de 2010, prioriza a necessidade de se extinguir de uma vez por todas a presença de lixões no Brasil. Para isso, a lei determinou aos municípios brasileiros que até 02 de novembro de 2014 extinguissem os lixões a céu aberto, alegando o efeito danoso que os mesmos oferecem. Porém, esse prazo teve que ser prorrogado por mais quatro anos para que as prefeituras se organizassem e construíssem aterros sanitários adequados para o recebimento dos resíduos sólidos.

Outra necessidade para o gerenciamento de resíduos sólidos é o tratamento. As estratégias de tratamento utilizadas devem priorizar a redução do volume e o reaproveitamento do produto resultante. Assim, esse processo tem a vantagem ambiental de gerar um resíduo limpo com menor poder de impactar negativamente o ambiente e também a possibilidade de

gerar recursos através do seu aproveitamento (ARAFAT; JIJAKLI; AHSAN, 2015). Kalyani e Pandey (2014) relatam que existem três tipos fundamentais de tecnologias voltadas para o tratamento de resíduos sólidos: Conversão térmica (incineração, pirólise e gaseificação); Conversão bioquímica (digestão anaeróbia e compostagem); Deposição em aterro Sanitário.

A conversão térmica, como o próprio nome deixa claro, baseia-se na utilização da temperatura para converter o resíduo sólido *in natura* em um resíduo que tenha pouco ou nenhum poder impactante ao ambiente. De acordo com Tozlu, Ozahi e Abusoglu (2016), o processo de incineração ocorre em três etapas a uma temperatura entre 750 e 1000 °C, e após a conversão, geralmente são liberados poluentes atmosféricos, tais como SO_x, NO_x e CO_x, que são prejudiciais para a saúde do homem.

No Brasil, geralmente tem se usado os incineradores em sua maior parte para tratamento de resíduos especiais ou nocivos, como resíduos aeroportuários, hospitalares, industriais e outros considerados perigosos, além da utilização em indústrias químicas (MORGADO; FERREIRA, 2006). A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017) afirma que dentre as formas de tratamento utilizadas para os resíduos sólidos, a incineração é a mais usada. O percentual de utilização da incineração pelos municípios brasileiros é 45,7%, enquanto que o autoclave, micro-ondas e outros são utilizados em um percentual de 21,9; 2,5; e 29,9%, respectivamente. O maior destino à incineração pode estar relacionado ao fato de que essa queima resulta em energia passível de ser aproveitada e gerar lucros, o que contribui para reduzir os custos do empreendimento.

Coelho, Serra e Lustosa (2013) relatam que em todo o planeta existem, atualmente, 650 usinas que queimam resíduos para gerar energia, sendo que 60% desse total estão localizadas na Europa, ou seja, 390 usinas foram instaladas em território europeu. No caso do Brasil, algumas iniciativas particulares para implantação da tecnologia de carbonização do lixo para produção de energia a partir do calor que é gerado tem tido um tímido aparecimento.

Uieda (2009) afirma que a maioria dos incineradores do Brasil consiste em equipamentos muito simples, com capacidades de processamento inferiores a 100 kg h⁻¹ de resíduos, sendo muitos deles desativados devido às emissões de gases poluentes bastante elevadas, originadas de má operação, manutenção e falta de conhecimento.

A pirólise é outro método usado para o tratamento de resíduos sólidos e ocorre em um local livre de oxigênio. A pirólise, por definição, consiste na degradação térmica de hidrocarbonetos na ausência de oxigênio (CONTI, 2009). Existem três tipos de métodos de

pirólise: pirólise convencional (550-900 K), a pirólise rápida (850-1250 K), e a *flash* pirólise (1.050-1.300 K) (TOZLU; OZAHİ; ABUSOGLU, 2016).

De acordo com Rodrigues et al., (2014) essa tecnologia pode tratar uma grande variedade de matrizes orgânicas, até as de mais baixa qualidade como os resíduos sólidos urbanos, e tem a capacidade de transformar os gases obtidos em um gás de síntese limpo que pode ser utilizado em geradores a gás. A pirólise tem muitas vantagens, dentre a principal ressalta-se o fato dos produtos gerados no processo (óleos, gases e carvão) poderem ser usados como fonte de combustíveis, bem como empregados na indústria petroquímica (VIEIRA et al., 2011). Como principal desvantagem é que não há um desenvolvimento industrial significativo, pois os resíduos acabam sendo incinerados indiretamente (MARCHEZETTI; KAVISKI; BRAGA, 2011).

Outra técnica térmica utilizada no tratamento de resíduos é conhecida como gaseificação. Esse processo converte os resíduos sólidos em CO₂, CO e H₂O, e ocorre através da reação de resíduos sólidos urbanos a altas temperaturas (> 700 ° C), sem combustão, com uma quantidade controlada de oxigênio e/ou vapor (KALYANI; PANDEY 2014). Lora et al. (2012) definem a gaseificação como sendo uma queima parcial do material com quantidades reguladas de oxigênio, onde os principais produtos obtidos são os gases metano, hidrogênio, monóxido de carbono, sendo esses utilizados bastante na queima direta de motores a explosão, servindo assim como fonte de energia. Wang et al. (2008) citam que as principais vantagens da gaseificação são: a ausência do alcatrão no gás produzido além de permitir a gaseificação de biomassa em estado líquido. Como desvantagem, é que requer uma planta de separação de ar e altas temperaturas de gaseificação.

Na conversão bioquímica os resíduos sólidos são tratados por micro-organismos capazes de converter compostos orgânicos complexos em orgânicos de baixo peso molecular. A digestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual diversas espécies de micro-organismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em CH₄, compostos inorgânicos como CO₂, N₂, NH₃, H₂S e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (LEITE et al., 2009). Leite et al. (2009) afirmam que esse processo apresenta-se como uma alternativa promissora para os resíduos sólidos orgânicos, em virtude das altas taxas de produção de biogás que o mesmo resulta no final. No entanto, essa prática ainda não está muito difundida, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, ao tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos, que é bastante longo, quando comparado com processos aeróbios.

A compostagem também é uma conversão bioquímica, porém ocorre em ambiente úmido, aquecido e aeróbio, com produção de dióxido de carbono, água, minerais e matéria orgânica estabilizada (KIEHL, 2012; INÁCIO; MILLER, 2009). Deve ser ressaltado que a compostagem não é apenas um método para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, mas também uma alternativa capaz de gerar um produto passível de ser comercializado, como é o caso do biossólido obtido após a compostagem. Segundo Ostos et al. (2008), a compostagem pode gerar benefícios no início (reduzindo os custos de eliminação dos resíduos sólidos) e no final do processo (venda do produto resultante).

Por último, tem-se a deposição em aterro sanitário. Apesar de existir outros métodos de tratamento para os resíduos sólidos, a disposição em aterros é a mais utilizada. De acordo com Jarrah e Qdais (2006) e França e Ruaro (2009), a deposição em aterros baseia-se no envio controlado de resíduos ao solo e sua posterior cobertura diária. Uma vez depositados, os resíduos sólidos se degradam naturalmente por via biológica até a mineração da matéria biodegradável em condição fundamentalmente anaeróbia.

Dessa forma, os resíduos sólidos são normalmente submetidos a uma série de processos bioquímicos e físicos complexos que conduzem à produção de gases e líquidos. Geralmente, na planta de construção dos aterros é previsto o local e o tipo de tratamento que será utilizado para a parte gasosa e para a parte líquida resultante das atividades de tratamento dos resíduos. Com a publicação da nova política nacional de resíduos sólidos (BRASIL, 2010) pode-se notar que a simples disposição final dos resíduos sólidos em aterros sanitários não é prioridade.

Para isso é necessário que o poder público, juntamente com o privado, alcance metas de redução de resíduos na fonte e faça a reutilização, reciclagem e, quando necessário, o tratamento dos resíduos antes de dispô-lo no aterro. Levando em consideração essas metas, pode-se afirmar que a compostagem é uma técnica adequada para alcançar muito desses objetivos, pois a mesma reduz a massa de resíduos, tornando-os livre de contaminantes e com elevado potencial de reutilização e reciclagem.

Diversos tipos de resíduos sólidos orgânicos podem ser tratados pelo processo de compostagem, porém, os mais utilizados são: lodo de esgoto (RAMÍREZ et al., 2008); dejetos de suínos (BUSTAMANTE et al., 2013), esterco bovino (MILLNER et al., 2014), colmos de milho (LUO et al., 2014), alimentos de origem animal, poda de árvores e gramas de jardins (AWASTHI et al., 2014) e outros. Existem vários tipos de compostagem e um diversificado

número de variáveis que podem influenciar na qualidade do processo, conforme descrito a seguir.

2.2 Compostagem de resíduos sólidos orgânicos

A compostagem utiliza práticas que favorecem a transformação da matéria orgânica de resíduos em um material mais estável. Inácio e Miller (2009) definem que as técnicas da compostagem são baseadas nas características físicas e químicas dos materiais empregados, buscando manter controlada a temperatura, umidade e a relação C/N (Carbono/Nitrogênio). Kiehl (2012) e Fernández et al. (2009) relatam que após a compostagem são formados dois importantes componentes: nutrientes disponíveis para a nutrição vegetal e o húmus como condicionador e melhorador das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A compostagem pode ser conduzida em grande escala (indústrias de compostagem) ou em pequenas propriedades como é o caso da compostagem doméstica (BRITO, 2006).

A qualidade do composto e do processo de compostagem são influenciados por diferentes variáveis ambientais, dentre as quais estão a umidade, aeração, balanço de nutrientes, substrato e pH (LIM; LEE; WU, 2016). A manutenção da umidade é importante, pois a água é necessária para manter o metabolismo microbiano, tendo faixa adequada em torno de 40-50 a 65% (INÁCIO; MILLER, 2009; TIQUIA, 2005; KIELH, 2004). Estudos relatam que a inibição da atividade microbiológica ocorre quando a compostagem possui umidade abaixo de 40%, tornando-se assim baixa e insuficiente para manutenção da atividade termofílica.

O excesso de umidade faz com que a aeração seja reduzida e se inicie o processo anaeróbico com liberação de odores desagradáveis e passíveis de atrair vetores. Nesse sentido, um adequado equilíbrio entre as necessidades de água disponível e gases deve ser mantido, pois quando a umidade está em excesso poderá favorecer processos anaeróbios, proporcionando aumento no tempo de compostagem, resultando assim em um composto de baixa qualidade (DIAZ; SAVAGE, 2007).

A aeração é outra variável importante que deve ser controlada. Na prática a compostagem é um processo predominantemente aeróbio, sendo comum a formação de microsítios e até zonas internas anaeróbias (<10 % de O₂) devido ao intenso consumo de O₂ pelo metabolismo microbiano (INÁCIO; MILLER 2009). No decorrer da compostagem, o nível de CO₂ aumenta e o O₂ diminui constantemente, sendo que a concentração de oxigênio varia de 15 a 20% e dióxido de carbono de 0,5 a 5%. Quando o nível de oxigênio for inferior a este

intervalo, os micro-organismos anaeróbios começam a ultrapassar os aeróbios e o processo de respiração anaeróbica passa a assumir a compostagem (DIAZ; SAVAGE, 2007). Em casos onde a difusão de oxigênio é muito deficiente, a fermentação ocorre como sinal de mal andamento do processo de compostagem, havendo a produção de compostos intermediários de forte odor (INÁCIO; MILLER, 2009).

Outro fator importante que deve ser controlado durante a compostagem é a concentração de carbono e nitrogênio. Quanto maior for a relação C/N, maior será o tempo de decomposição do material, pois a atividade biológica é reduzida. Diaz e Savage (2007) relatam que uma relação C/N inicial de 25-30 é ideal para a maioria dos resíduos, já que o metabolismo dos micro-organismos consome cerca de 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio assimilado.

Sabe-se que a compostagem ocorre devido a atividade de diferentes grupos de micro-organismos (fungos, bactérias e actinomicetos), esses por vez, se adaptam e possuem atividade ótima em diferentes faixas de pH (INÁCIO; MILLER, 2009), demonstrando assim que o pH é outro fator que deve ser levado em consideração durante a compostagem. O intervalo ótimo está compreendido entre 5,5 e 8,0, enquanto que bactérias preferem um pH quase neutro e fungos se desenvolvem melhor em um ambiente bastante ácido (DIAZ; SAVAGE, 2007).

No decorrer da compostagem é comum verificar redução no pH inicial da mistura (ou seja, abaixo de 5,0) devido a atividade de bactérias formadores de ácidos que degradam material carbonáceos. Quando os metabólitos intermediários são completamente mineralizados, o pH tende a aumentar, e ao fim do processo encontra-se em torno de 8,0-8,5 (DIAZ; SAVAGE, 2007).

Diante do que foi escrito anteriormente, nota-se a necessidade de conhecer as condições adequadas para que a compostagem ocorra de maneira correta e possa gerar um composto de qualidade e que não ofereça riscos de contaminação ao ambiente. Inácio e Miller (2009) fazem um breve relato dos diferentes métodos de compostagem mais utilizados no Brasil, entre os quais estão: compostagem estática com aeração natural, com revolvimento de leiras, leiras estáticas com aeração forçada, e compostagem por confinamento em reatores.

2.2.1 Compostagem com revolvimento de leiras

Caracterizado pelo baixo custo de implantação e a simplicidade, esse método tem sido muito difundido no Brasil e no mundo. Dependendo das características do empreendimento, esse revolvimento pode ser por meio de um trator ou manual com ferramentas como enxadas e garfos metálicos. Segundo Inácio e Miller (2009), as leiras de resíduos, no método de revolvimento mecânico, apresentam dimensões variadas e a sua montagem ocorre em forma triangular, cujo tamanho da base é de 4,0 metros e a 1,5 a 1,8 de altura. Essas características facilitam o transporte dos tratores dentro do pátio onde estão localizadas as leiras.

A finalidade do revolvimento é recuperar a aeração do processo, e em alguns casos, reduzir a temperatura do material em decomposição (INÁCIO; MILLER, 2009). Hai et al. (2014) acrescentam que a função da aeração é também remover a água que está em excesso no processo, evitando assim a anaerobiose. É imprescindível ressaltar que o tempo de compostagem é o fator mais influenciado pelo tipo de aeração empregado. Geralmente os métodos de aeração natural prolongam o tempo de compostagem já que a aeração fornecida é temporária, e os de aeração forçada por meio de insufladores ou trator proporcionam menor tempo para a estabilização da matéria orgânica. Yue et al. (2008), ao demonstrarem em uma tabela o tempo de duração de diversos métodos de compostagem, verificaram que o método de leiras estáticas com aeração natural requer maior tempo para estabilizar o composto, o que leva a 300 dias. Já o método por aeração forçada com insufladores poderá ocorrer em torno de 7 dias.

Corroborando com o que foi descrito acima, Ruschel (2013), em sua pesquisa, realizou a compostagem de resíduos vegetais e dejetos de suínos em diferentes sistemas de aeração e chegou à conclusão de que a maior redução de volume do composto foi observada no tratamento com revolvimento mecânico. Tiquia et al. (1997) pesquisaram diferentes frequências de aeração na compostagem de dejetos suínos e constataram que revolver a pilha a cada 2 ou 4 dias é mais adequado ao processo de compostagem, quando comparada à frequência de 7 dias. Porém, os autores concluíram que essa frequência de revolvimento é muito trabalhosa, sendo, portanto indicado o emprego de revolvimentos a cada 4 dias.

2.2.2 Leiras Estáticas com Aeração forçada

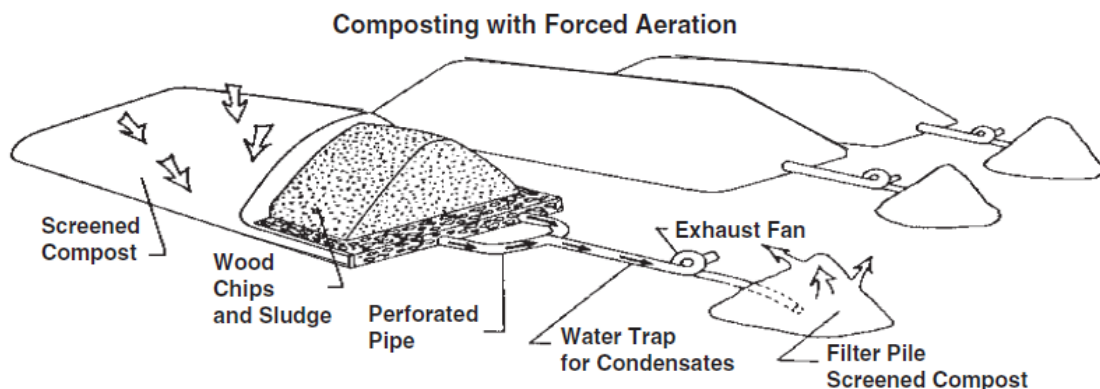
O método de compostagem com aeração forçada é visto como uma alternativa ao método tradicional de revolvimento das leiras com o trator. Geralmente nesse tipo de aeração

utiliza-se um motor aerogerador capaz de fornecer oxigênio para o interior da leira (BRASIL, 2010). Assim, métodos que utilizam a aeração forçada através de insufladores ou aspiradores de ar são capazes de amenizar os efeitos da falta de oxigenação durante a compostagem.

Segundo Epstein (1997), o método de aeração forçada usado para lodos de esgoto é conhecido como método de Beltsville, onde o sistema passa essencialmente por um período inicial de aspiração do ar e outro de insuflação para dentro e através da pilha. Segundo Diaz e Savage (2007), o ar que sai do sistema poderá seguir dois caminhos: ser descarregado diretamente para o ambiente, ou passar através de uma pilha de composto estável com função de biofiltro, conforme a Figura 1.

Epstein(1997) afirma que a aeração forçada é o método mais eficiente que o revolvimento de leiras para manter a aeração do processo de compostagem. Inácio e Miller (2009) também afirmam que nesse método existe um maior controle na emissão de odores e redução na geração de chorume, além de permitir leiras mais largas.

Figura 1 - Esquema de aeração forçada com pilha de compostagem estática.



Fonte Diaz e Savage (2007)

Zhu et al. (2004), ao realizarem a compostagem de dejetos suínos por três métodos de aeração (aeração natural, forçada e natural), chegaram à conclusão que o sistema de aeração forçada é o modo mais eficaz de fornecer oxigênio para a pilha, por causa de sua característica de fácil manuseio. Concluíram também que o modo de aeração natural é adequado para uma fazenda com pouca produção de dejetos, no entanto, o modo de aeração forçada deve ser considerado para fazendas de média e grande escala de produção de dejetos, pois esse método requer elevado grau de industrialização.

Souza et al. (2010) realizaram trabalho de compostagem de resíduos agrícolas utilizando o sistema de aeração forçada e controle de temperatura. Esses autores chegaram à

conclusão de que a compostagem de resíduos de pepino, cenoura e batata com casca de arroz não permitia a passagem de ar pela massa a ser compostada, propiciando a anaerobiose e resultando em um composto fora dos padrões necessários. Isso indica que a compostagem com aeração forçada por aerogeradores não é indicada para sistemas com estruturantes que fornecem pouca porosidade ao processo. Cayuela et al. (2006), testando a eficiência dos dois métodos (aeração forçada e natural) sobre resíduos de azeitonas, chegaram a conclusão que ambos são semelhantes do ponto de vista agrícola.

2.2.3 Compostagem em sistemas fechados

A compostagem em sistemas fechados baseia-se no confinamento do resíduo em grandes cilindros fechados. Segundo Inácio e Miller (2009), essa estrutura fechada pode ser container, cilindros de metal ou concreto. O tempo de compostagem pode levar de uma a quatro semanas, dependendo do tipo do material e do equipamento de confinamento (INÁCIO e MILLER, 2009; DIAZ et al., 2007). Apesar de necessitar de maiores custos de operação e manutenção, o uso de sistemas fechados possui como vantagens o menor uso de área, menor controle de processo e menor tempo de compostagem.

Fernandes e Silva (1999) caracterizam esse método como acelerado, pois o mesmo apresenta período de tempo reduzido na fase termofílica. Diversos trabalhos de compostagem feitos em sistemas fechados são encontrados na literatura. Silva et al. (2008), ao compostar lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais em reatores aeróbios com 100 litros de capacidade, concluíram que a compostagem conjugada em reatores mostrou ser uma alternativa viável para desinfecção e estabilização conjunta de ambos os tipos de resíduos sólidos.

Fernandes, Silva e Trennepohl (2009), ao avaliarem três tipos de compostagem (leiras com aeração natural, leiras com aeração forçada e reator piloto) ao tratar o lodo de esgoto e resíduos vegetais, chegaram às conclusões de que os tempos de duração da fase termofílica dos respectivos métodos foram de 100, 23 e 8 dias. Além disso, esses autores concordaram que a aeração tem grande influência sobre a duração da fase termofílica e conseqüentemente na produção de composto. De fato, pode-se perceber que o tempo de compostagem em reatores biológicos geralmente é menor que o tempo dos outros métodos, porém, deve ser ressaltado que o tipo de resíduo também pode influenciar.

2.2.4 Métodos alternativos de compostagem

Além dos métodos de compostagem tradicional, existem aqueles conhecidos na literatura como métodos alternativos. Um dos métodos alternativos mais utilizados é a vermicompostagem e essa técnica baseia-se na transformação da matéria orgânica instável em um material estável por micro-organismos, minhocas, ácaros e pequenos artrópodes ápteros e hexápodes (HUBER; MORSELLI, 2011). Além de ser uma opção a mais para o tratamento de resíduos sólidos, a vermicompostagem é capaz de gerar o vermicomposto, o qual é rico em nutrientes importantes para o desenvolvimento de plantas e da própria biota do solo (VARMA et al., 2015).

A estabilização da matéria orgânica ocorre na parte interna corpórea das minhocas, mais especificamente no trato digestivo, através de uma degradação bioquímica. Dessa forma, as minhocas modificam diretamente as propriedades físicas do material e indiretamente as suas propriedades químicas (FORNES et al., 2012). O processo de vermicompostagem necessita de um controle adequado para manter vivos os organismos atuantes. Os cuidados principais são: manter faixa estreita de temperaturas (25-40°C), pH neutro e umidade elevada (70-90%) (FORNES et al., 2012).

Segundo Carlesso, Ribeiro e Hoehne (2011), os anelídeos utilizados na vermicompostagem são classificados conforme sua coloração: vermelhos e cinzentos. Os Anelídeos vermelhos principais são a *Lumbricus rubellus* e a vermelha-da-califórnia (*Eisenia foetida*). Já os do grupo cinzento são a minhoca do campo (*Allolobophora caliginosa*) e a minhoca da noite (*Lumbricus ferrestris*). Comercialmente existe a venda da minhoca vermelha devido suas características principais: se desenvolve nas camadas superficiais do solo, se reproduz o ano todo, é hermafrodita e gera grande quantidade de húmus (CARLESSO; RIBEIRO; HOEHNE, 2011).

Na literatura encontram-se relatos de vermicompostagem sendo utilizada para tratar vários tipos de resíduos, dentre os quais estão: lodo de curtume (MALAFAIA et al., 2015); lodo de esgoto, grama e pó de serragem (GODOY; MEDEIROS; SANTANA, 2009); esterco bovino (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008); dejetos de ovinos e palha de açúcar (SBIZZARO, 2013). Os resultados encontrados nestes trabalhos indicam que a vermicompostagem é uma técnica ambientalmente adequada para ser utilizada na estabilização de resíduos sólidos orgânicos, tanto de origem urbana, quanto rural.

Um segundo método alternativo consiste em aplicar de forma conjunta a compostagem e em seguida a vermicompostagem. A utilização conjunta dessas duas técnicas é devido ao fato da vermicompostagem não ser tão eficiente para eliminar patógenos, pois a mesma ocorre em baixas temperaturas, sendo, portanto, diferente da compostagem. Devido a isso, a combinação da compostagem e vermicompostagem tem sido considerada como uma forma possível para obter melhoria no produto final. Fornes et al. (2015) afirmam que a proposta de utilização de um sistema combinado baseia-se na hipótese de que a compostagem permite melhor eliminação de patógenos e compostos tóxicos e a subsequente vermicompostagem reduz rapidamente o tamanho das partículas e aumenta a disponibilidade de nutrientes.

2.3 Ecotoxicidade de resíduos sólidos orgânicos

A norma técnica NBR 10.004:2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004a) classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, para assim serem gerenciados de forma adequada, incluindo também as informações relativas às características de inflamabilidade, patogenicidade e toxicidade desses resíduos. De posse dessas características é possível estabelecer um plano adequado para o gerenciamento de determinado resíduo, levando em consideração os seus riscos ao ambiente.

Dentre as características avaliadas tem-se a toxicidade, a qual pode ser definida como sendo a capacidade inerente e potencial do agente tóxico de provocar efeitos nocivos aos organismos vivos. O efeito tóxico é geralmente proporcional à concentração do agente tóxico ao nível do sítio de ação (ABNT, 2004b). Expandido o conceito de toxicidade ao ambiente, a IUPAC define a ecotoxicidade como sendo o estudo dos efeitos tóxicos de agentes químicos e físicos em todos os organismos vivos, especialmente nas populações e comunidades dentro dos ecossistemas definidos. Então, pode-se afirmar que a ecotoxicidade tem por finalidade estudar o efeito que determinado resíduo sólido vai causar quando liberado no ambiente. O objetivo da ecotoxicidade, portanto é compreender qual a concentração de substâncias químicas que irão afetar os organismos vivos no ambiente (RUDNIK, 2008).

Para isso os estudos ecotoxicológicos utilizam métodos que se baseiam em submeter os organismos vivos a concentrações crescentes de determinada substância química. De acordo com Rudnik (2008) esses métodos são conhecidos como bioensaios e são usados para determinar a toxicidade de uma ou várias substâncias. Um teste de ecotoxicidade mede o grau de resposta produzida pela exposição a um nível específico de substância (isto é, concentração

ou dose) em comparação com um controle, que não contém a substância. Nesses testes são avaliadas medidas de crescimento, respostas fisiológicas de crescimento e reprodução. Esses testes têm seus resultados expressos como LD- dose letal, LC- concentração letal, CE- concentração efetiva, NOEC- concentração sem efeito observado ou LOEC- mais baixa concentração com efeito observado (RUDNIK, 2008).

Os principais organismos usados nesses estudos são os peixes e os macroinvertebrados bentônicos, como, por exemplo, crustáceos do gênero *Daphnia*, que são de fácil cultivo em condições de laboratório (DOMINGOS, 2006). Nos testes que visam estudar a ecotoxicidade de resíduos que serão aplicados no solo, geralmente, se utilizam espécies do grupo de animais terrestres, como pequenos artrópodes ápteros e hexápodes, anelídeos e micro-organismos (BIANCHI, 2010).

Massukado e Schalch (2010) publicaram um artigo com interessantes resultados sobre o estudo ecotoxicológico do bioossólido resultante da compostagem de resíduos orgânicos domiciliares. Segundo esses autores, o bioossólido avaliado enquadra-se nos limites estabelecidos pela legislação brasileira no que diz respeito a contaminantes. Porém, os resultados do ensaio ecotoxicológico agudo realizado com minhocas *Eisenia andrei* indicaram que o composto é tóxico para essa espécie de organismo comumente encontrado no solo. Com esse resultado é possível afirmar que a análise física, química e microbiológica dos resíduos nem sempre são suficientes para afirmar que um composto que será disposto na agricultura apresenta uma boa qualidade.

Huguiet et al. (2015) publicaram uma pesquisa cujo objetivo foi fornecer um primeiro passo para alcançar um diagnóstico ecotoxicológico de resíduos orgânicos antes de serem dispostos no ambiente. Para isso, esses autores avaliaram nove resíduos orgânicos de diferentes origens (cinzas de combustão, esterco bovino, lodo de indústria de tingimento, resíduos urbanos compostados, lodo de esgoto compostado, lodo de esgoto seco e digerido, lodo de esgoto tratado por cal e lodo de esgoto peletizado). Os principais resultados encontrados nesse trabalho forneceram embasamento para que os autores pudessem afirmar que os organismos terrestres (principalmente plantas e minhocas) são mais sensíveis para avaliar a toxicidade de resíduos orgânicos utilizados na agricultura em comparação com os bioensaios aquáticos.

Phoungthong et al. (2016) realizaram estudo ecotoxicológico para avaliar o efeito ambiental do lixiviado das cinzas de incineradores usado na construção civil. Nesse trabalho os autores utilizaram bioensaios com sementes de trigo (*Triticum aestivum* L.). Os resultados

demonstraram que os metais pesados contidos nos lixiviados das cinzas podem atuar como um agente tóxico às sementes de trigo. Diante desses trabalhos pode-se afirmar que os estudos ecotoxicológicos podem ser feitos em diversas matrizes de resíduos sólidos orgânicos, resultando geralmente em informações importantes sobre o efeito de determinados contaminantes ao ecossistema.

2.4 Qualidade do Biossólido após a compostagem e legislações

Antes de realizar a disposição de qualquer resíduo no ambiente é interessante que o mesmo tenha a sua qualidade estudada. O estudo da qualidade de resíduos sólidos, que passaram pelo processo de compostagem, é realizado com a finalidade de verificar se o processo ocorreu de maneira adequada e se o mesmo foi capaz de estabilizar e maturar tais resíduos (MASSUKADO; SCHALCH, 2010). A estabilidade refere-se à atividade microbiana e pode ser definida pelo índice de respiração dos micro-organismos da amostra ou pela quantificação de espécies microbiológicas como *salmonella* e ovos de helmintos, enquanto que a maturidade se refere à influência do composto orgânico no índice de germinação e crescimento das plantas, geralmente avaliada por meio de testes ecotoxicológico e bioensaios (GAO et al., 2010).

A estabilidade e a maturação fornecem informações suficientes sobre a qualidade dos resíduos sólidos. Geralmente, estuda-se a estabilidade e a maturação de resíduos através de suas propriedades físicas, químicas e microbiológicas (MASSUKADO; SCHALCH, 2010). As propriedades físicas mais estudadas com o objetivo de verificar a qualidade do resíduo compostado são: granulometria, densidade, capacidade de retenção de água e porosidade (ZHANG et al., 2013). Sendo assim, pode-se afirmar que a qualidade do composto obtido pode ser definida em termos de nutrientes, pH, matéria orgânica, tamanho de partículas, sais, grau de estabilidade e maturação, presença de organismos patogênicos e concentração de metais potencialmente tóxicos.

A granulometria influencia a qualidade da compostagem bem como a qualidade do composto produzido. Segundo Inácio e Miller (2009), a granulometria dos resíduos define a superfície disponível para os micro-organismos atuarem e a aeração. Leiras de compostagem montadas com resíduos de granulometria mais grosseira tendem a ter uma maior homogeneidade de aeração devido aos poros maiores formados, porém, dificultam o trabalho dos micro-organismos em virtude de possuírem uma menor área específica disponível para ser atacada e digerida por eles. Resíduos de granulometria mais fina tendem a ter uma maior área

específica para ser atacada pelos micro-organismos e de fato serem tratados mais rapidamente, porém, tendem a apresentar baixa porosidade devido ao menor tamanho dos poros formados entre as partículas de resíduos, aumentando assim chances de tornar o processo anaeróbio (INÁCIO; MILLER, 2009, VALENTE et al., 2009).

Embora seja difícil definir uma granulometria específica para todos os tipos de resíduos, Russo (2003) afirma, de modo geral, que as partículas finas, menores que 2 mm, dificultam o arejamento, enquanto valores acima de 16 mm propiciam o arejamento natural, dispensando revolvimentos constantes. No caso dos resíduos domiciliares, Pereira Neto (1989) recomenda uma granulometria de 20 a 50 mm, pois facilita a oxigenação através da formação de massa porosa. Para isso aconselha-se sempre misturar resíduos de diferentes granulometrias, a fim de evitar a compactação da pilha e conseqüentemente a anaerobiose. Kiehl (2012) afirma que a granulometria de diferentes tamanhos numa pilha de compostagem é necessária para que não ocorra a compactação nem a presença de muitos espaços vazios.

Quando o processo anaeróbio ultrapassa o aeróbio, o composto formado perde a qualidade devido ao cheiro forte de amônia, perda de nutrientes, mais especificamente o nitrogênio, além de causar aumento na emissão de odores e de gases causadores do efeito estufa como o metano e o óxido nitroso (VALENTE et al., 2009).

O Ministério de Agricultura, Abastecimento e Pecuário Brasileiro classifica os resíduos orgânicos em diferentes classes de acordo com suas granulometrias: granulado (que passam no mínimo 95% em peneiras de 4 mm e 1 mm e retido no máximo 5%); pó (aqueles que passam entre 100 e 70% no mínimo em peneiras de malhas entre 2,0; 0,84 e 0,3 mm; farelado (aqueles que passam no mínimo 95% e máximo 25% em peneiras de 3,36 mm e 0,5 mm, e que ficam retidos no máximo em 5% e no mínimo 75%); farelado grosso (aqueles que passam em torno de 100% nas peneiras de 4,8 mm e 1,0 mm, e que ficam retidos no mínimo 80%.

Nessa mesma normativa, o Mapa define que nos fertilizantes orgânicos e biofertilizantes é obrigatório conter as especificações granulométricas constantes anteriormente, no rótulo ou etiqueta de identificação. Caso não tenha sido feito a classificação, deverá constar a expressão: "Produto sem especificação granulométrica". Essa exigência do Mapa reflete diretamente a importância desse parâmetro para avaliar a qualidade do composto obtido na compostagem.

De acordo com os resultados obtidos por Schmitz (2012), a compostagem que ocorre de maneira adequada gera maior percentual de bio-sólidos de granulometria mais fina,

diferentemente dos casos em que a compostagem não ocorreu de maneira adequada, resultando assim, no final, maior quantidade de material grosseiro.

Para se obter um bio-sólido que será aplicado na agricultura, a sua granulometria deve ser levada em consideração, bem como a finalidade de utilização. Segundo Santos (2007), as partículas maiores dificultam uma distribuição eficiente no campo devido ao seu tamanho maior dificultar o trabalho dos tratores. Existem casos em que as partículas de pequeno tamanho também podem limitar uma área onde é importante uma drenagem rápida, porém, isso já é interessante para a região cearense, cujos solos são de natureza grosseira e de rápida drenagem. Stoffela e Kahn (2004) relatam que os bio-sólidos que serão dispostos no solo não podem apresentar partículas muito finas, pois podem reter bastante água e provocar a germinação de ervas daninhas.

A densidade de um resíduo orgânico é definida como a relação existente entre a massa e o volume ocupado pelos componentes sólidos e pelos poros. Sendo assim, a densidade dos resíduos pode ser utilizada para verificar se o processo de compostagem está ocorrendo de maneira adequada. Quando determinado resíduo é submetido a um processo adequado de compostagem, geralmente, tende a ter uma densidade menor que a inicial. Reis (2005) confirma que, ao final da compostagem, geralmente a densidade é menor, devido à perda de umidade e de massa pela degradação da matéria orgânica.

Lima (2004) afirma que um resíduo compostado deve ter uma densidade final entre 150 e 350 kg m⁻³. A aplicação de um resíduo que apresenta baixa densidade em um solo ocasiona benefícios de forma direta e indireta. Segundo Moreira e Siqueira (2002), a forma direta deve-se ao efeito de a própria capacidade da matéria orgânica em reter água, chegando a reter cerca de três vezes o seu volume, e a forma indireta é devido a melhora na estruturação, granulação e proteção da superfície do solo contra a formação de crostas impermeáveis. O incremento da matéria orgânica no solo também contribui para a retenção de água, e, associado à menor intensidade de revolvimento, melhora substancialmente a estrutura do solo, o que favorece o desenvolvimento radicular e assim aumenta o tamanho do reservatório de água disponível (FRANCHINI et al., 2009).

Souza Júnior (2011), ao realizar compostagem de resíduos alimentares com material vegetal, chegou a densidades que variavam entre 400 e 570 kg m⁻³. Stefanutti et al. (2015), ao realizarem a compostagem de lodo séptico e outros resíduos sólidos cujo estruturante foi o caroço de açaí, chegaram à conclusão de que a densidade da massa de resíduo reduziu ao final da compostagem, passando de 630 para 620 kg m⁻³ nas composteiras que continham lodo séptico

e caroço de açaí. Nas composteiras onde se tinha resíduos orgânicos do Restaurante Universitário e caroço de açaí a redução observada foi de 840 para 730 kg m⁻³.

Para serem comercializados, os compostos devem apresentar características mínimas constantes na legislação brasileira pertinente. Boa parte das legislações traz em seu conteúdo a exigência de alguns parâmetros químicos e microbiológicos que acabam servindo também para estimar a qualidade de um resíduo sólido que tenha passado pelo processo de compostagem. Em relação às análises químicas, Piovesani, Pedrozo e Conte (2015) relatam que os resíduos compostados devem ser caracterizados pela determinação dos teores de macro e micronutrientes, de metais potencialmente tóxicos, matéria orgânica e de suas frações componentes e a medição do pH e da acidez e alcalinidade.

No Brasil, o material compostado recebe o status de produto e deixa de ser considerado resíduo ao se enquadrar nas exigências das normativas e resoluções. Sendo assim, na tentativa de se manter um padrão na obtenção de fertilizante orgânico de boa qualidade, a instrução normativa número 25 do Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento - Mapa (BRASIL, 2009) define os requisitos mínimos, do ponto de vista químico, para um resíduo se tornar um produto comercial e ser comercializado como fertilizante.

Em relação ao nitrogênio, carbono orgânico e relação C/N o MAPA (BRASIL, 2009) exige no mínimo a proporção de 0,5; 15 e 20, respectivamente. A umidade deve estar entre 50 e 70%, o pH entre 6,0 e 6,5. No caso dos metais potencialmente tóxicos, também conhecidos como metais pesados, a instrução normativa admite que o resíduo a ser utilizado na agricultura possa ter determinados valores máximos de arsênio, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel e Selênio. Caso o resíduo apresente-se fora dos padrões exigidos pelo Mapa, o mesmo deverá ter outra forma de disposição e não na agricultura.

A instrução normativa número 25 (BRASIL, 2009) traz em seu artigo 2º a classificação dos fertilizantes orgânicos em quatro tipos; são eles:

Classe “A”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamento de agroindústria, onde não sejam utilizados no processo metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos, potencialmente tóxicos;

Classe “B”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo;

Classe “C”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

Classe “D”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Sendo assim, o esterco bovino e a cama de frango são reconhecidos pelo Mapa como fertilizante classe A. Já o lodo de fossa ou tanque séptico é considerado como um fertilizante classe D. Ressalta-se que os fertilizantes de classe A apresentam restrições de utilização, tais como: uso permitido em pastagens somente se o mesmo for incorporado ao solo. No caso de pastagens, os animais só poderão ter acesso ao pasto somente após 40 dias depois de incorporar o fertilizante ao solo, além de ser proibido a sua utilização na alimentação de ruminantes (BRASIL, 2006b). Os fertilizantes de classe D somente poderão ser utilizados com o uso de equipamentos mecanizados. É necessária a utilização de equipamentos de proteção individual (EPI) durante o manuseio e aplicação. É de uso proibido em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo (BRASIL, 2006a; BRASIL, 2006b).

No caso do lodo de esgoto, existe uma resolução específica que define os critérios de utilização dessa matéria prima na agricultura. A Resolução 375/2006 do CONAMA determina, entre outros, os parâmetros químicos e microbiológicos máximos admitidos para lodos de esgoto serem utilizados como insumo agrícola. Em seu conteúdo, a referida resolução classifica o lodo para uso agrícola quanto à sua qualidade sanitária em duas classes: Classe A, considerado seguro para o contato direto e aplicado a um maior número de espécies; e Classe B, o qual é um tipo de lodo que apresenta restrições adicionais para o seu uso e atualmente está proibido a sua utilização no Brasil (BRASIL, 2006a). Diante disso, é possível inferir que, no Brasil, o lodo de esgoto para ser utilizado na agricultura precisa atingir as características de um lodo pertencente à Classe A, fornecendo assim uma maior segurança ao solo que irá receber esse tipo de material.

A Resolução CONAMA 375/06 (BRASIL, 2006a) afirma que a compostagem do lodo de esgoto, assim como a secagem térmica direta e indireta, o tratamento térmico a 180 °C do lodo líquido, os processos de irradiação com raios beta ou raios gama e a pasteurização são processos de redução de contaminantes que podem ser utilizados a fim de se obter lodo Classe A. Com isso, nota-se que a compostagem é uma técnica que tem a sua eficiência comprovada, tanto que a legislação brasileira aprova a sua utilização para sanitização do lodo de esgoto.

Existem alguns estados da Federação Brasileira que possuem suas próprias legislações que abordam a utilização de lodos de esgoto na agricultura. No estado do Paraná existe a Resolução Sema 021/2009 (PARANÁ, 2009), a qual dispõe sobre o licenciamento ambiental para empreendimentos de saneamento. Em São Paulo, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) estabeleceu a Norma Técnica P.4230 que regulamenta

a utilização agrícola de lodos no estado. Segundo essa norma da CETESB, o termo bio sólido refere-se ao lodo resultante do sistema de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários, com características tais que atendam às condições das normas para uma utilização segura na agricultura. Entre outras palavras, pode-se afirmar que o bio sólido é o lodo de esgoto que tenha passado por algum processo de tratamento. Ressalta-se ainda que a reciclagem agrícola de lodo de esgoto deve ser realizada com segurança, e todos os procedimentos devem ser realizados seguindo as exigências das normas vigentes, para assim ser mantida a qualidade do ambiente.

Em relação à qualidade microbiológica, a resolução 375 (BRASIL, 2006a) e a instrução normativa número 25 (BRASIL, 2009) trazem em seus conteúdos os parâmetros microbiológicos permitidos para que os fertilizantes orgânicos e o lodo de esgoto possam ser utilizados como insumo agrícola, pois esses podem apresentar quantidades elevadas de patógenos microbianos. Os parâmetros microbiológicos que essas legislações trazem são: *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., ovos viáveis de helmintos e vírus entéricos.

A *Escherichia coli* pertence à família de Enterobacteriaceae. Suas características principais são: movimentam-se por flagelos, apresentam forma de bastonete, são gram-negativas e tem o seu habitat o intestino grosso de animais de sangue quente (BRASIL, 2005). A preocupação com essa espécie de bactéria está no fato de que a mesma possa causar doenças à saúde do homem, tais como colite hemorrágica (diarréia profusa e que se torna sangue), síndrome hemolítica urêmica (diarréia com sangue, seguido de insuficiência renal) e púrpura trombocitopênica (sintomas semelhantes aos da síndrome hemolítica urêmica com envolvimento do sistema nervoso central) (CANCELADO, 2014). Todos os estudos que visam estudar a qualidade microbiológica de resíduos sólidos, cuja destinação seja agricultura, trazem resultados de quantificação de *E. coli*.

Heck et al. (2013), ao realizarem o trabalho de avaliar a qualidade microbiológica da compostagem de lodo de esgoto com resíduo alimentares, chegaram à conclusão que durante a coleta aos 140 dias não foi registrada a presença de *E. coli*, o que poderia indicar um processo de sanitização eficiente do material devido ao aumento de temperatura durante a compostagem.

As bactérias do gênero *Salmonella* são pertencentes à família das Enterobacteriaceae, gram-negativas em forma de bastonetes, facultativas aeróbicas, não formadora de esporos e são capazes de reduzir o nitrato a nitrito. Essas bactérias são capazes de se desenvolverem em temperaturas que variam de 5,3 a 45 °C, pH entre 6,6 a 8,2 (JAY, 2005). Esse gênero de bactéria tem preocupado os pesquisadores da área do saneamento, pois as mesmas enquadram-se como um dos principais agentes patogênicos relacionados à falta de saneamento básico. De acordo

com Schaechter et al. (2002), algumas bactérias do gênero *Salmonella* podem causar gastroenterite, provocando náusea, diarréias e vômito, além de infecção fecal do endotélio vascular, osteomielite e febre tifóide.

Em virtude da contaminação por *Salmonella* se dar através de alimentos, os agricultores devem ser cautelosos quanto a utilização de resíduos orgânicos para produzir gêneros alimentícios. Isso porque os resíduos orgânicos podem contaminar os alimentos com essa bactéria e assim causar vários transtornos à saúde do homem. Diante desses perigos, o Mapa (BRASIL, 2009) exige que o fertilizante orgânico não deva conter *Salmonella*. O mesmo é exigido para o lodo de esgoto, pela resolução 375 (BRASIL, 2006a).

Sabe-se que o processo de compostagem pode eliminar a presença desse tipo de bactéria nos resíduos orgânicos. Isso foi constatado por Khalil et al. (2011) ao relatarem a redução na contagem de *Salmonella* sp no final do processo de compostagem do lodo, após a temperatura da leira atingir 60 °C.

Costa et al. (2006), ao avaliarem o desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves, chegaram à conclusão de que a composteira sem aeração apresentou *Salmonella* inferior à contagem feita antes da compostagem. Isso indica que esse processo é imprescindível para garantir a eliminação de agentes patogênicos e para a produção de um composto com melhores características agronômicas.

Em relação aos ovos de helmintos, sabe-se que os mesmos têm grande potencial de causar danos à saúde humana. Boa parte dos resíduos orgânicos que são gerados pela população e pela indústria apresentam certa quantidade de ovos de helmintos. O lodo de esgoto, por exemplo, apresenta uma ampla variedade de ovos de helmintos, como é o caso daqueles oriundos da *Ascaris lumbricoides*, *Taenia saginata*, *Taenia solium*, *Ancylostoma duodenale*, *Toxocara canis*, *Toxocara cati* e outros (SOCCOL et al., 2010).

Os diversos métodos de tratamento dos resíduos sólidos têm potencial de eliminar os ovos viáveis de helmintos, porém, esse é um objetivo que nem sempre é alcançado, pois os helmintos são os parasitos mais resistentes a condições ambientais externas, graças à estrutura e a função da casca de seus ovos. Godinho (2003) afirma que a resistência, complexidade e variabilidade podem ser consideradas como adaptações que aumentariam a sobrevivência do embrião e da larva no meio ambiente. Esse mesmo autor afirma que a casca dos ovos de nematóides é uma estrutura biológica extremamente resistente, sendo impermeável à maioria das substâncias, com exceção de gases e solventes lipídicos. O papel principal da camada de quitina é, provavelmente, fornecer resistência estrutural.

Corrêa et al. (2007), ao realizarem a compostagem de lodo de esgoto, serragem, poda de árvores e grama, notaram que a concentração de 4,7 g St⁻¹ de ovos de helminto, passou para 0,34 g St⁻¹ após o processo de compostagem. Medeiros (2009), ao avaliar o processo de co-compostagem de lodos de tanque séptico e resíduos sólidos orgânicos, notou que os ovos de helmintos reduziram totalmente após a terceira semana do início do processo.

Sendo assim, em muitos casos a compostagem favorece a utilização do resíduo orgânico na agricultura, pois faz com que a quantidade de ovos de helmintos seja reduzida e esteja dentro do teor limite de 0,25 g de ovos por grama de composto exigido pelo MAPA (BRASIL, 2009) para um resíduo orgânico se tornar um fertilizante.

Outra preocupação quanto à microbiologia de resíduos sólidos é em relação aos vírus entéricos. Essa preocupação ocorre, pois os vírus entéricos podem contaminar ambientes agrícolas quando ocorrer a aplicação de bio-sólidos, pesticidas, manipulação de alimentos no campo, e por meio do contato com a água, quer por irrigação ou inundações (HIRNEISEN; KNIEL, 2013) e ainda por serem considerados a maior causa de infecções gastrointestinais nas regiões industrializadas (SVENSSON, 2000), resultando também em surtos de doenças em indivíduos susceptíveis caso este material seja aplicado na agricultura (ANDREOLLI; PEGORINI; FERNANDES, 2010). Esses patógenos estão presentes nas fezes de animais e seres humanos. Como boa parte dos resíduos sólidos apresentam quantidades significativas dessas fezes, se faz necessário um tratamento adequado para também eliminar esse tipo de patógenos.

A inativação dos vírus entéricos dos resíduos orgânicos depende em suma de um número amplo de fatores, como a temperatura, teor de água e também da ocorrência de micro-organismos nativos encontrados no próprio resíduo. Segundo Maier, Peppers e Gerba (2009), os principais processos de inativação dos enterovírus são a variação de pH, de temperatura e de umidade. Sendo assim, a compostagem pode ser um método adequado para eliminar os vírus entéricos dos resíduos, isso porque durante esse processo ocorrem variações no pH, aumento de temperatura e oscilações no teor de água.

Diversos artigos encontrados na literatura relatam a desinfecção de vírus entéricos oriundos de resíduos sólidos por meio da compostagem. Gutierrez et al. (2009), ao realizarem a compostagem de lodo de esgoto, poda de árvores e grama, perceberam que durante a primeira semana do processo as amostras ainda continham quantidades de vírus entéricos mesmo que a temperatura ou a alteração do pH tivessem sido suficientes para eliminar esses patógenos. Na segunda semana, esses autores notaram que apenas uma amostra continha quantidades de vírus entéricos, demonstrando assim que o processo de compostagem afetou a

população desses organismos. Já na terceira e quarta semanas todas as amostras apresentaram-se isentas de vírus entéricos, indicando que o processo de compostagem eliminou 100% dos vírus existentes.

Teixeira (2012), ao concluir o processo de compostagem aeróbica termofílica do lodo de esgoto de Florianópolis – SC, relatou que a eficiência de higienização de cepas foi de 89,72% nas leiras que atingiram temperatura acima dos 60°C e manteve por seis dias, e de 59,8% nas leiras que ficaram por três dias mantendo a temperatura de 70°C. Teixeira (2012) também concluiu que quanto maior o tempo de exposição a altas temperaturas maior será o consumo de DNA viral no processo.

Diante disso, acredita-se que a compostagem seja uma técnica eficiente na eliminação desses patógenos, podendo assim agregar valor ao bio sólido formado. Pois quanto menor a quantidade de contaminantes microbiológicos, maior é a qualidade do bio sólido formado e menores são as restrições do seu uso na agricultura.

2.5 Utilizações dos Bio sólidos Compostados

Após realizar o tratamento de um determinado resíduo sólido, o mesmo deve ser disposto de forma ambientalmente adequada. Quando esse resíduo tratado é direcionado à agricultura, tem-se um bio sólido. A aplicação de bio sólidos na agricultura brasileira iniciou-se ainda nos anos oitenta, sendo os estados do Paraná e São Paulo os pioneiros nesse tipo de disposição.

Guedes (2005) afirma que o bio sólido é um produto rico em matéria orgânica, pH básico, quando tratado com cal, e neutro, quando tratado com polímeros e que possui altos níveis de nitrogênio e fósforo, cálcio, magnésio e enxofre, e outros. Frente a isso, as suas utilizações na agricultura vão além de uma simples fonte de matéria orgânica para o solo, como também fonte de micro e macronutrientes. Trabalhos reportam a utilização de bio sólidos como matéria prima na produção de substratos para mudas florestais. Santos (2013) afirma que a utilização de resíduos orgânicos urbanos na composição de substratos é uma alternativa que pode ser viável na produção de mudas florestais.

Outra aplicação para o bio sólido é em técnicas de recuperação de áreas degradadas. Isso é possível graças à sua composição química, capaz de conseguir aumentar a capacidade de infiltração e retenção de água e a aeração do solo. Segundo Silva, Landgraf e Rezende (2011), a reciclagem agrícola tem-se mostrado como solução adequada do ponto de vista técnico,

econômico e ambiental, por viabilizar a reciclagem de nutrientes e promover melhorias físicas no ambiente. Os atributos físicos que podem ser melhorados no solo em virtude da utilização de biossólidos são: aeração e diminuição da resistência à penetração (DALCHIAVON et al., 2013).

Dalchianvon et al. (2013) relatam que a utilização de biossólido à base de lodo de esgoto na camada de 0-0,10 m foi fundamental para favorecer pequena melhoria nas condições físicas do solo em relação ao controle. Com isso nota-se que a utilização de biossólidos na agricultura é uma forma de disposição ambientalmente adequado de resíduos sólidos tratados. Porém, essa forma de disposição deve obedecer aos critérios de aplicação exigidos pelas normativas vigentes.

3 QUALIDADE DO LODO SÉPTICO COMPOSTADO COM PODA DE ÁRVORE EM DIFERENTES SISTEMAS DE AERAÇÃO

Resumo

Com a publicação da lei 12.305/2010 essa preocupação aumentou, pois os resíduos sólidos passíveis de serem reaproveitados não terão como prioridade o destino para aterros sanitários. Frente a isso, a compostagem vem ganhando espaço no cenário nacional, pois a mesma é capaz de tratar boa parte dos resíduos sólidos orgânicos, melhorando assim a qualidade dos mesmos e dando-lhes a possibilidade de serem reaproveitados na agricultura. Diversos fatores contribuem para um bom andamento da compostagem como é o caso da temperatura, umidade e aeração. Em razão disso o objetivo deste trabalho foi verificar a qualidade final do lodo séptico e o método de aeração mais eficiente para a compostagem desse resíduo. O lodo séptico foi retirado dos sacos (Geoforma) de deságue e a poda de árvore foi oriunda dos processos de podas e cortes realizados no município de Fortaleza. O delineamento experimental adotado foi disposto com base em um fatorial 2x5, onde se avaliaram dois sistemas de aeração (aeração forçada por aerogeradores e aeração natural com auxílio de um trator) e cinco períodos de compostagem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), com três repetições. Com os resultados obtidos pode-se concluir que a compostagem é uma solução ecológica para ser implantada nas cidades e o sistema de aeração natural foi o que favoreceu a obtenção de um composto com maior qualidade.

Palavras-Chave: Fossa séptica. Resíduo orgânico. Resíduo sólido.

3 QUALITY OF SEPTIC SLUDGE COMPOSTED WITH TREE PRUNING IN DIFFERENT AERATION SYSTEMS

Abstract

With the publication of the law number 12305/2010, this concern has increased because solid waste that can be recycled should be sent to landfills in reduced amounts. Thus, composting has been gaining ground in the national scenario once a large part of organic solid waste, hence improving its quality and giving it the possibility of being reused in agriculture. Several factors contribute to a good progress in composting, such as temperature, humidity and aeration. Therefore, our aim was to verify the final quality of the septic sludge and the most efficient aeration method to compost this residue. Septic sludge was removed from the dewatering bags (Geoforma) and tree pruning came from pruning and cutting processes carried out in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). Statistical scheme adopted was based on a factorial 2X5, with two

aeration systems (forced aeration using aerogenerators and mechanic aeration using tractors) and five composting periods (0, 30, 60, 90 e 120 dias) being evaluated with three replicates. Based on the results found, we conclude that composting is an ecological solution to be implemented in the cities and mechanical aeration system was the best method to obtain a higher quality compost.

Keywords: Septic tank. Organic waste. Solid waste.

3.1 Introdução

Resíduos sólidos, passíveis de serem reaproveitados, a partir de 2014 não terão o destino ao aterro como forma prioritária para disposição no Brasil. Com a nova política nacional de resíduos sólidos, instituída pela Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), essa e outras exigências fizeram com que o poder público e privado passasse a dar importância ao problema dos resíduos sólidos gerados diariamente pela população. Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos do ano 2015, relatado na 13ª edição do relatório anual da ABRELPE, o Brasil registra a presença de lixões em todos os estados e cerca de 31,3% de todos os resíduos coletados na região nordeste são encaminhados ainda para lixões (ABRELPE, 2017).

Um resíduo sólido urbano que representa grande preocupação aos profissionais da área do saneamento é o lodo de fossa e tanque séptico. Esse resíduo é oriundo das fossas e tanques sépticos e em sua composição tem quantidades de lodo, esgoto e etc (ANDREOLLI; CARVALHO; MEYER, 2015). Atualmente pouca atenção tem sido dada pelo poder público ao gerenciamento desse tipo de resíduo no meio urbano. O destino mais comum é o lançamento em ETEs- Estações de Tratamento de Esgoto, geralmente não preparadas para receber esse tipo de resíduo, ou até mesmo em corpo hídrico mais próximo.

Isso ocorre pelo fato da maioria dos processos de higienização do lodo séptico demandar custos elevados, o que de fato dificulta a gestão desse resíduo. Stefanutti et al. (2015) ressaltam que a destinação ambientalmente adequada do lodo séptico é um grande desafio para a gestão pública e empresas de saneamento, pois esse material pode impactar negativamente o meio ambiente e ocasionar problemas de saúde pública, caso a sua gestão seja inadequada.

O Governo e as empresas privadas têm buscado soluções viáveis do ponto de vista financeiro e ambiental para serem usadas no gerenciamento e no tratamento do lodo séptico e

outros resíduos sólidos, visando assim a execução prática da lei 12.305/ 2010 e com isso reduzir os possíveis impactos ao ambiente.

A compostagem apresenta-se como uma solução plausível para reduzir o envio de resíduos orgânicos aos aterros e ainda possivelmente destiná-los à agricultura. Esse é um processo de decomposição ou degradação de materiais orgânicos pela ação de micro-organismos em um meio aerado (INÁCIO; MILLER, 2009) capaz de favorecer a transformação da matéria orgânica instável de resíduos em um material mais estável. A compostagem pode ser utilizada como ferramenta adequada para alcançar muitos dos objetivos propostos pela nova Política Nacional de Resíduos sólidos, pois a mesma reduz a massa de resíduos, tornando-os livre de contaminantes e com elevado potencial de reutilização e reciclagem.

Pelegrine et al. (2008) descrevem que as vantagens da compostagem de lodo de esgoto são muitas, podendo-se citar: economia de área em aterro sanitário, aumentando a sua vida útil; reaproveitamento agrícola da matéria orgânica; e reciclagem de nutrientes para o solo. Para que o processo possa ocorrer com qualidade, existem dois fatores mais importantes a serem controlados, sendo eles: o teor de água e ar (oxigênio) (CORRÊA et al., 2008).

A umidade é importante para manter o metabolismo microbiano, cuja faixa considerada adequada é em torno de 40-50 a 65% (INÁCIO; MILLER, 2009; KIEHL, 2012). Estudos relatam que a inibição da atividade microbiológica ocorre quando a compostagem possui umidade abaixo de 40%, tornando-se baixa e insuficiente para manutenção da atividade termofílica. Isso ocorre, pois o excesso de umidade faz com que a aeração seja reduzida e se inicie o processo anaeróbio com liberação de odores desagradáveis, baixa eficiência e possibilidade de atrair vetores como moscas, ratos e formigas.

Em relação à aeração, pode-se afirmar que na prática a compostagem é um processo predominantemente aeróbio, sendo comum a formação de micro sítios e até zonas internas anaeróbias (<10 % de O₂) devido ao intenso consumo de O₂ pelo metabolismo microbiano (INÁCIO; MILLER, 2009). No decorrer da compostagem, o nível de CO₂ aumenta e o O₂ diminui constantemente, sendo que a concentração de oxigênio varia de 15 a 20% e dióxido de carbono de 0.5 a 5%. Quando o nível de oxigênio for inferior a esse intervalo, os micro-organismos anaeróbios começam a ultrapassar os aeróbios e o processo de respiração anaeróbica passa a assumir a compostagem (DIAZ; SAVAGE, 2007).

A qualidade da compostagem e do composto produzido pode ser influenciada pela técnica utilizada, pelo tipo de aeração e pelo teor de água mantido durante o processo. Embora a compostagem seja um processo amplamente usado, há ainda lacunas de conhecimento na

compreensão devida das variabilidades de processos, matéria prima, tecnologias de processamento, e até mesmo da química e da toxicologia do produto final.

Diante disso, o objetivo deste estudo é verificar a qualidade química e microbiológica do lodo séptico e o método de aeração mais eficiente para a compostagem desse resíduo.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Localização do estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Mastruz com Leite, localizada na zona rural do município de Pentecoste – CE. A área pertence ao bioma caatinga, cujo clima é caracterizado como tropical quente semiárido (BSw'h'), com a ocorrência de chuvas entre fevereiro a maio; a precipitação pluvial média anual é de 1096,9 mm e as temperaturas médias variam de 18° a 30° C.

3.2.2 Obtenção dos resíduos

O lodo de fossa séptica utilizado neste trabalho foi coletado nos sacos usados no deságue desse tipo de resíduo conforme a Figura 2. O sistema de deságue foi montado na Estação de Tratamento de Esgoto pertencente à CAGECE- Companhia de Água e Esgoto do Ceará, localizada no município de Caucaia-CE, pertencente à região Metropolitana de Fortaleza-CE.

Primeiramente foi feita uma base de alvenaria onde foram instalados suportes metálicos com o fundo apoiado em camada de brita 1" com 0,20 m de espessura, em nível. Os contentores geotêxteis foram suspensos em uma armação de ferro, num total de 10 unidades, sendo que cada uma tinha dimensões de 1,80 m de largura X 1,50 m de comprimento e 1,50 m de altura, o que suportava saco utilizado no desague cujo volume era de 4 m³.

Figura 2 – Estrutura utilizada no deságue do lodo séptico na ETE Metrópole, Caucaia - CE



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

O processo do deságue iniciava-se com a chegada do caminhão limpa-fossa na ETE Metrópole. Com o próprio sistema reverso do caminhão, o lodo séptico, com umidade em torno de 90 - 95 %, era bombeado para uma caixa de 20 m³ conforme Figura 3.

Figura 3 – Caminhão limpa-fossa dispondo o lodo séptico na ETE Metrópole, Caucaia - CE



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Em seguida, o lodo séptico foi bombeado através de chicana para o interior dos sacos. Fez-se necessário a instala o de um ponto de aplica o de polímero catiônico

biodegradável, antes da chicana, a fim de promover a floculação e garantir a separação das fases líquida e sólida antes da mistura (lodo e polímero) chegar aos sacos, conforme a Figura 4.

Figura 4 – Sistema de chicanas antes dos sacos e mistura de lodo e polímero em processo de floculação.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Logo após a floculação, a parte sólida do lodo ficava retida no interior do saco e a parte líquida era drenada para a lagoa de estabilização da ETE. A parte sólida foi então armazenada até alcançar certa quantidade, para assim ser transportada até a fazenda e iniciar o processo de compostagem. O transporte do lodo que ficou retido nos sacos foi encaminhado para a área experimental com auxílio do caminhão Munck, conforme a Figura 5.

O teor de umidade do lodo séptico no momento da montagem das leiras de compostagem estava em torno de 25%, o que indica um teor de água reduzido, em comparação ao valor inicial, antes do deságue, o qual era em torno de 90 - 95%. A poda de árvore utilizada foi oriunda dos processos de podas e cortes realizados no município de Fortaleza - CE. A área escolhida na fazenda foi um local que tivesse água disponível em abundância e que tivesse energia elétrica nas proximidades.

Figura 5 – Transporte do lodo retido nos sacos para a Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

3.2.3 Processo de Compostagem

Primeiramente realizou-se a limpeza da área experimental com auxílio do trator, conforme demonstra a Figura 6. Após a limpeza da área, deu-se início à montagem das leiras de compostagem. Primeiro montou-se a base das leiras com a poda de árvore, que também serviu como estruturante. Logo em seguida foi montado o sistema de aeração.

Figura 6 – Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite, Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

O tratamento com aeração forçada recebeu oxigenação por meio de um tubo flexível de PVC de 100 mm de diâmetro, perfurado e acoplado a um aerogerador, cuja finalidade era injetar ar no interior da pilha de compostagem, de acordo com a Figura 7. No tratamento com aeração natural o oxigênio foi fornecido às leiras com auxílio de uma pá carregadeira modelo CASE 580M, disponível no local do experimento, de acordo com a Figura 8.

Figura 7 – Montagem do sistema de aeração por aerogeradores.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

As quantidades de lodo séptico e poda de árvores usadas na montagem das leiras de compostagem foram calculadas visando-se obter relação carbono/nitrogênio inicial em torno de 30:1. Sendo assim, foi mantida a proporção 2:1 (massa:massa/ poda de árvore/lodo), onde utilizou-se a medida da pá carregadeira completa, cujo volume era em torno de $1,5 \text{ m}^3$. Cada leira foi montada com 4 metros de comprimento, 2 metros de largura e 2 metros de altura, com espaçamento de 4,0 metros entre as leiras, conforme demonstrado na Figura 9.

O delineamento estatístico adotado foi um delineamento inteiramente casualizado e disposto com base em um fatorial 2×5 , onde se avaliaram dois sistemas de aeração (aeração forçada por insuflação de ar com aerogeradores e aeração natural com trator) e cinco períodos de compostagem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), com três repetições.

Figura 8 – Funcionamento do sistema de aeração natural por trator



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Figura 9 – Disposição das leiras de compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

As leiras de compostagem foram monitoradas e as coletas realizadas em intervalos de 30 dias, entre Janeiro e Maio de 2014. A cada dois dias determinou-se a temperatura média de cada leira a partir da leitura em três pontos diferentes (ápice, centro e base). As coletas das amostras foram feitas retirando-se porções de material em processo de compostagem em diferentes pontos (ápice, centro e base), totalizando 500 g de amostra coletada. Essas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará, sob refrigeração. Em seguida, as mesmas foram quarteadas e subdivididas em duas partes, sendo

uma armazenada a 4°C e outra submetida à secagem em temperatura ambiente e sendo posteriormente passadas em peneira de 2 mm, de acordo com Miao et al. (2009).

Foram determinadas medições de coliformes termotolerantes e *E. coli* com o método multicromogênico (cartelas de colillerts). A determinação da presença ou ausência de *Salmonella* foi baseada na metodologia usada por Downes e Ito (2001), onde pesou-se uma alíquota de 10 g de amostra úmida, em seguida foram adicionados 90 mL de água peptonada a 1% e incubada em torno de 36 ± 1 °C, durante 18 a 24 h.

O percentual de carbono, Capacidade de Troca de Cátions, relação CTC/C e o fracionamento químico da matéria orgânico foram determinados conforme Brasil (2007). O percentual de carbono foi determinado pelo método de extração em via úmida e titulação com sulfato ferroso amoniacal.

Para a determinação da CTC foram pesados 2,0 g de composto seco e 1,0 g de carvão ativado e transferidos juntos com 100 ml da solução de HCl 0,5 mol L⁻¹ para um balão de 250 mL. A mistura foi agitada por 30 minutos e posteriormente submetida a filtração a vácuo. Foram realizadas sucessivas lavagens da mistura (composto e carvão) que permaneceu no funil, de modo que o volume coletado final no kitassato fosse em torno de 350 mL. Após as lavagens, foi feito a troca do kitassato por outro de igual volume. Em seguida foram transferidos 100 mL de solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ para béquer de 250 mL.

Esse volume de solução foi distribuído sobre toda superfície do material orgânico retido no funil de Büchner em sucessivas porções de 10 a 15 mL, sob vácuo reduzido, de modo que fosse permitida uma lenta percolação. Na sequência, a mistura a vácuo foi lavada com porções de água destilada até totalizar um volume de aproximadamente 300 mL no kitassato, o qual foi titulado com a solução 0,1 mol L⁻¹ de NaOH padronizada, empregando se a solução de fenolftaleína como indicador. Foi necessário titular uma prova em branco empregando apenas o carvão ativado. O cálculo da CTC do composto foi realizado com base na expressão abaixo, definida por Brasil (2007):

$$CTC (mmol kg^{-1}) = \frac{(V_a - V_b)}{G}$$

Onde:

V_a= Volume de NaOH gasto na titulação da amostra;

V_b= Volume de NaOH gasto na prova em branco;

G= Massa da amostra em gramas;

A relação CTC/C foi encontrada com a divisão do valor de CTC mmol kg^{-1} pelo teor de C (g kg^{-1}).

O fracionamento químico da matéria orgânica foi feito com base no método descrito por Mendonça e Matos (2005) e de Brasil (2007). De acordo com essas metodologias, o fracionamento da matéria orgânica resulta em três frações distintas: os ácidos húmicos (solúvel em álcali e insolúvel em ácido), os ácidos fúlvicos (solúvel em álcali e solúvel em ácido) e humina (insolúvel em álcali e ácido). Para isso, foi pesado 0,5 g da amostra de resíduos compostado e adicionado 10 mL da solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, sendo posteriormente submetido a agitação por 1 hora a 12 rpm e deixado em repouso por 24 horas. Esse procedimento foi repetido por mais duas vezes. O pH do extrato alcalino foi ajustado para 2,0 pela adição de H_2SO_4 20% e deixado para decantar durante 18 h. O material acidificado foi filtrado e centrifugado e teve o volume aferido para 50 mL com água destilada (fração de ácidos fúlvicos). Sobre o precipitado foi adicionado NaOH $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ até a lavagem completa do filtro e posteriormente aferidos para 50 ml usando água destilada (fração ácidos húmicos). O material restante nos tubos de centrifuga foi considerado como a fração humina.

Os teores de carbono e nitrogênio das frações de ácido fúlvicos, húmicos e humina foram determinados conforme metodologia descrita por Mendonça e Matos (2005) e Brasil (2007). De posse dessas informações foi possível calcular o percentual de ácidos húmicos e fúlvicos.

Os percentuais de nitrogênio total dos resíduos foram determinados de acordo com EMBRAPA (2009). Para determinar o teor de amônio foi feito extrato de composto e água na proporção de 1:10 (g:ml) sob agitação de 80 rpm, durante 2 h. Em seguida a suspensão foi centrifugada a 9000 rpm durante 15 min e filtrada através de um filtro de membrana, conforme metodologia utilizada por Kulikowska e Klimiuk (2011). A relação C/N foi calculada a partir da razão do teor de carbono total dividido pelo teor de nitrogênio total.

A determinação dos metais potencialmente tóxicos (Ni, Cu, Zn, Cd, Cr, Pb e Mo) foi feita pelo método SW - 3051a (USEPA, 2007). Para isso pesou-se aproximadamente 0,5 g de cada amostra de composto e em seguida foram transferidas para tubos de Teflon® específico do forno de micro-ondas no qual foram adicionados 9,0 mL de ácido nítrico e 3,0 mL de ácido clorídrico, ambos concentrados, P.A e destilados. A solubilização foi efetuada nos digestores com aquecimento por micro-ondas, nas seguintes condições operacionais: potência = (650W–1000W), pressão aproximada 130 psi (9 atm), temperatura aproximada de 175°C, tempo de rampa (Ramp)= 5 min. e 30 seg, tempo sobre pressão (hold) = 4 min. e 30 seg. Após o período

de reação, aguardou-se o tempo necessário para o equilíbrio térmico dos frascos à temperatura ambiente. Em seguida, os tubos foram abertos, em capela com sistema para exaustão de gases, e os extratos foram filtrados para balões de 50 mL com água ultrapura ($18 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$), para assim serem quantificados em espectrofotômetro de emissão atômica com fonte de indução de plasma acoplada (ICP-OES) modelo iCAP 6000 séries, disponível no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará-UFC.

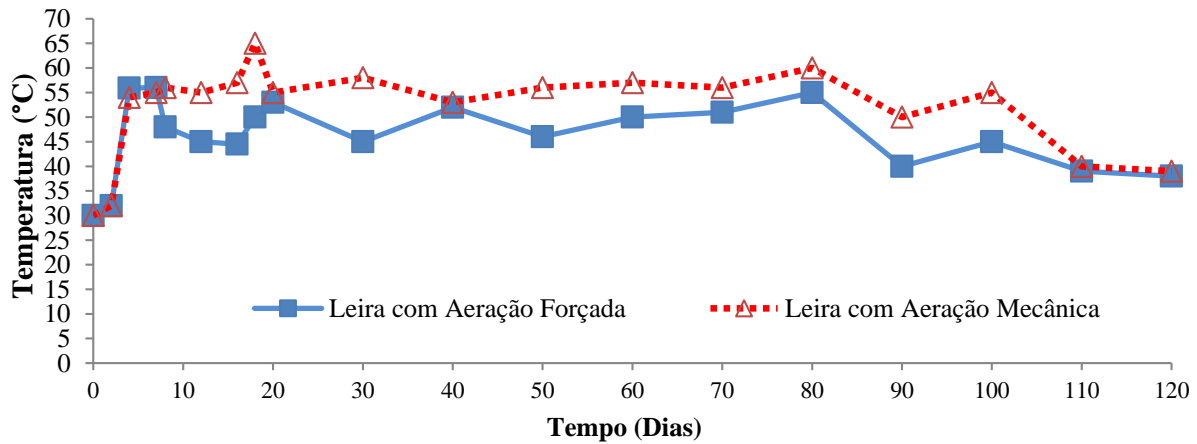
As médias de cada variável foram submetidas ao teste Tukey a 1 e a 5% de probabilidade, utilizando o software estatístico, ASSISTAT, versão 7.7 Beta, conforme demonstra Silva e Azevedo (2016). A análise de correlação de Pearson foi utilizada com a finalidade de avaliar o grau de correlação entre as diferentes variáveis de caracterização do lodo séptico.

3.3 Resultados e Discussão

A compostagem realizada neste trabalho foi conduzida com base em alguns fatores limitantes, sendo a temperatura o mais importante. Esta determina a velocidade dos processos biológicos e desempenha um papel seletivo para a sucessão da microbiota atuante. A temperatura do processo alcançou máxima em torno de $64 \text{ }^\circ\text{C}$ durante a fase termofílica, a qual durou entre o 10° e o 100° dia, conforme a Figura 10. Pode-se perceber que as leiras aeradas naturalmente com auxílio de um trator foram as que obtiveram maior temperatura. Isso implica dizer que os modos de aeração geram efeitos sobre o metabolismo que ocorre na leira, e nesse caso, o revolvimento mecânico foi o mais eficaz em promover o metabolismo durante a compostagem. Este resultado é atribuído ao fato do revolvimento com o trator promover uma maior homogeneidade e maior oxigenação no interior da leira, aumentando assim o metabolismo bioquímico que ocorre.

Resultado semelhante a este foi observado por Guo et al. (2012), os quais, ao realizarem compostagem de diferentes materiais, em diferentes taxas de oxigenação, observaram que as leiras que tiveram temperaturas superiores a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ foram as que receberam maior oxigenação, tendo como consequência uma maior degradação orgânica e maiores perdas de umidade e calor. O valor máximo de temperatura obtido neste trabalho foi semelhante aos relatados por Heck et al. (2013), ao compostarem resíduos orgânicos domésticos, lodo de esgoto e poda de árvore.

Figura 10 – Temperatura média alcançada no processo de compostagem durante os 120 dias.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

A análise microbiológica do lodo séptico durante a compostagem (Tabela 1) demonstra a eficiência desse processo, o qual contribuiu para reduzir 100% os coliformes termotolerantes e *E. coli* em todos os tratamentos. Na coleta referente a 90 dias após o início da compostagem, pode-se observar um ligeiro aumento na quantidade de coliformes termotolerantes e *E. coli*, voltando a decrescer novamente na coleta de 120 dias. Essa oscilação provavelmente pode ter ocorrido devido a uma recontaminação do resíduo por restos de materiais *in natura* presentes no trator ou até mesmo devido ao fato das leiras de compostagem terem sido instaladas a céu aberto, à mercê de animais como os presentes na fazenda. Oscilações na quantidade de coliformes têm sido frequentemente relatadas na literatura, como é o caso da compostagem de lodo de esgoto e outros resíduos urbanos realizada por Heck et al. (2013) e Khalil et al. (2011). A presença de *Salmonella sp* não foi notada durante todo o processo.

A comparação dos parâmetros microbiológicos preconizados pela resolução 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006a) com os obtidos neste trabalho estão também na Tabela 1. Aos 120 dias, pode-se observar que em relação à *Salmonella sp*, Coliformes termotolerantes e *E. coli* o lodo séptico compostado está apto para ser utilizado na agricultura como lodo tipo A, conforme preconização do CONAMA (BRASIL, 2006a). A desinfecção do lodo ocorreu em virtude de vários fatores, dentre os quais está a temperatura como primordial. Corroborando com essa ideia, Simoneti (2006) afirma que, durante o processo de biodegradação da matéria orgânica, a temperatura eleva-se na faixa de 60 a 65 °C nos primeiros dias do processo, contribuindo assim para a eliminação de micro-organismos patogênicos encontrados no biossólido.

Tabela 1 - Análise Microbiológica do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias

Parâmetro	Aeração Natural (trator)					
	Padrão Conama Tipo A	Tempo (dia)				
		0	30	60	90	120
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes NMP g ⁻¹	<10 ³	20 x 10 ⁷	4.7 x 10 ⁵	6.3 x 10 ³	6.1 3 x 10 ⁴	0
<i>E. coli</i> (NMP g ⁻¹)	<10 ³	0	0	0	0	0
Parâmetro	Aeração Forçada (aerogerador)					
	Padrão Conama Tipo A	Tempo (dia)				
		0	30	60	90	120
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes NMP g ⁻¹	<10 ³	22 x 10 ⁷	4.5 x 10 ⁵	5.5 x 10 ³	2.4 x 10 ⁴	0
<i>E. coli</i> (NMP g ⁻¹)	<10 ³	0	0	0	4.3 x 10 ³	0

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Para que a compostagem seja considerada efetiva na eliminação de patógenos e capaz de gerar um resíduo de qualidade, o processo deve ser conduzido seguindo alguns critérios: para leiras aeradas com aerogeradores (leiras estáticas aeradas), a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante pelo menos 3 dias; para a compostagem em leiras revolvidas (leiras aeradas naturalmente), a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante 15 dias, sendo que nesse período deve haver no mínimo 5 revolvimentos. Neste trabalho, os critérios citados anteriormente foram seguidos de forma exata e isso pode ser verificado na qualidade final do composto aos 120 dias de compostagem.

Na Tabela 2 estão os resultados de carbono orgânico, nitrogênio total, amônio, relação C/N, CTC e relação CTC/C do lodo séptico compostado em função dos diferentes sistemas de aeração. Os teores de carbono orgânico reduziram de forma significativa quando se compara o início (tempo zero) e o final (120 dias de compostagem). Os teores de carbono orgânico na aeração natural e forçada reduziram cerca de 57% e 47%, respectivamente. Essa redução de carbono é frequentemente notada em processos de compostagem devido às

conversões que ocorrem durante a decomposição, liberando CO_2 e água (KHALIL et al. 2011; DIAZ; SAVAGE, 2007).

Ainda em relação ao carbono orgânico, pode-se observar que a redução foi maior na aeração natural devido à maior oxigenação e movimentação da massa, tendo como consequência uma maior atividade metabólica dos micro-organismos. Embora tenha ocorrido redução no teor de carbono, o mesmo encontra-se dentro do limite mínimo exigido pela Instrução Normativa 05 do Mapa (BRASIL, 2009) para um composto orgânico ser considerado fertilizante, que é de 200 g kg^{-1} .

Em relação ao nitrogênio total, pode-se observar que não foi aplicado o teste de comparação de médias porque o F de interação não foi significativo, conforme Tabela 2. Isso indica que os teores de Nitrogênio não sofreram efeito dos diferentes sistemas de aeração. Porém, nota-se que houve um ligeiro decaimento do nitrogênio do composto ao longo do processo de compostagem. Os percentuais de redução de nitrogênio na aeração natural e forçada foram de 31% e 27%, respectivamente. Segundo Anand e Apul (2014) tanto o conteúdo de carbono como o de nitrogênio são reduzidos durante o processo de compostagem.

Estudos realizados por Bai e Wang (2010) e Wang e Wang (2008), ao realizarem compostagem de fezes humanas, notaram que a perda de nitrogênio foi em torno de 17% a 94%. É importante salientar que as perdas de nitrogênio é influenciada pelo pH do composto, onde os valores de pH acima de 8,5 proporcionam maiores perdas de N na forma gasosa de amônia, reduzindo assim a qualidade final do composto. Com base no teor de nitrogênio, pode-se afirmar que ao final do processo de compostagem, em ambos os sistemas de aeração, o lodo séptico apresentou o teor mínimo de N exigido (5 g kg^{-1}) pela Instrução Normativa 05 do Mapa (BRASIL, 2009) para um composto orgânico ser considerado fertilizante.

Durante o processo de compostagem, a amônia pode estar na forma não ionizada (NH_3), a qual é muito volátil e tóxica, ou na forma ionizada (NH_4^+), solúvel (FELIX; CARDOSO, 2004). De acordo com a Tabela 2, nota-se que o nitrogênio do lodo séptico estava sendo perdido para a atmosfera na forma de amônia ionizada, pois os teores passaram de 293 no início do processo para $88 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$.

A CTC é uma variável importante para a agricultura, pois a mesma tem o potencial de medir a capacidade que determinado resíduo ou solo tem para reter cátions trocáveis. Segundo Camargo et al. (2009), é a capacidade de troca de cátions (CTC) que evidencia a habilidade do solo de reter e trocar íons positivamente carregados na superfície coloidal. Esses cátions trocáveis são fundamentais para manter a produtividade e corrigir acidez dos solos.

Segundo Gomes (2011), a compostagem tende a aumentar a CTC do biossólido formado, pois ao longo do processo ocorre dissociação de compostos orgânicos funcionais acídicos como os carboxílicos e fenólicos.

Tabela 2 - Análise Química do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias

Carbono orgânico (g kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	484 aB	531 aA
30	427 bA	410 bB
60	394 cA	388 cB
90	261 dB	300 dA
120	207eB	287 eA
Nitrogênio Total (g kg⁻¹)		
0	16	15
30	14	14
60	12	12
90	12	11
120	11	11
NH₄⁺ (mg kg⁻¹)		
0	293 aA	284 aB
30	176 bB	217 bA
60	140 cB	190 cA
90	100 dB	180 dA
120	88 eB	90 eA
Relação C/N (m:m)		
0	30 aB	33.8 aA
30	30 aA	29 bA
60	32 aA	32 aA
90	22 bB	27 cA
120	18 cB	26 cA
CTC (mmol kg⁻¹)		
0	415	348
30	460	414
60	510	440
90	550	500
120	650	613
CTC/C		
0	0,85 eA	0,65 eB
30	1,08 dA	1,00 dB
60	1,28 cA	1,12 cB
90	2,20 bA	1,70 bB
120	3,15 aA	2,14 aB

Médias seguidas por letras distintas maiúscula na linha e minúscula na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Neste trabalho, o lodo séptico avaliado sofreu aumento da CTC em ambos os sistemas de aeração (Tabela 2). Embora não tenha ocorrido diferenças significativas entre os sistemas de aeração na interação dos fatores tempo e aeração, pode-se observar que a CTC do lodo séptico compostado com a aeração natural foi sempre maior que a CTC do lodo cuja aeração foi forçada. Porém, quando se avalia o fator tempo, o teste de Tukey a 5% revela que a CTC sofreu influência do tempo em que o lodo permaneceu no processo, ou seja, quanto maior for a duração da compostagem maior será a CTC obtida. Isso está relacionado com a degradação da matéria orgânica e consequente aumento nas cargas superficiais existentes no resíduo.

Nota-se, na Tabela 2, que a CTC do lodo séptico aerado naturalmente passou de 415 para 650 mmol kg^{-1} . No lodo aerado por aerogeradores a CTC passou de 348 para 613 mmol kg^{-1} . Solano et al. (2001) relataram que o resíduo que apresentar CTC em torno de 600 mmol kg^{-1} , é um resíduo maturo. Diante dessa afirmação, pode-se afirmar que o biossólido obtido a partir da compostagem aeróbia do lodo séptico está pronto para ser disposto na agricultura, devido à sua elevada maturidade.

Assim como a CTC, a relação CTC/C é uma variável também utilizada para verificar a maturação de determinados compostos. Como pode ser observado, tanto a CTC como o índice CTC/C foram aumentando à medida que o processo de compostagem e a degradação orgânica ia ocorrendo (Tabela 2). Isso ocorreu devido à degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem. Pelo teste de Tukey (Tabela 2) pode-se notar que, em todos os períodos analisados, a relação CTC/C foi sempre maior nas leiras onde o oxigênio foi fornecido por meio de um trator. Isso está relacionado ao fato desse tipo de reviramento ter fornecido mais oxigênio e maior homogeneização aos materiais, tendo como consequência uma rápida degradação orgânica e maior humificação, proporcionando aumentos no valor da CTC e a redução do carbono orgânico através de sua transformação para a forma de dióxido de carbono.

Harada e Inoko (1980) definem que os valores de CTC/C superiores a 1,7 indicam bom grau de humificação do material orgânico. Frente a esse padrão, notou-se neste trabalho que, aos 90 dias de compostagem, os lodos sépticos aerados naturalmente e por aerogeradores já estavam maturos e prontos para serem utilizados na agricultura, conforme os valores que estão na Tabela 2.

Paiva et al. (2013) notaram que o índice CTC/C foi aumentando à medida que o processo de degradação orgânica pela compostagem de resíduos da produção de frangos ocorria. No trabalho realizado por esses autores, após 60 e 90 dias de manutenção do material na composteira, a relação CTC/C foi de 4,2 e 5,8, respectivamente. O Mapa não exige um

determinado valor para a Relação CTC/C; a única exigência é que os valores sejam declarados, não havendo valores máximos ou mínimos para sua especificação e garantia, conforme define a normativa 25/2009 (BRASIL, 2009).

A matriz orgânica dos resíduos é composta pelas substâncias húmicas, as quais são amplamente reconhecidas como principal componente da matéria orgânica, influenciando indiretamente as propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos. Segundo Oliveira (2011), a maior parte do carbono orgânico da superfície do planeta encontra-se na matéria orgânica humificada, ou seja, nas substâncias húmicas. Além de fornecer nutrientes para as plantas por meio da mineralização (processo definido genericamente como a transformação das formas orgânicas dos elementos em formas iônicas por meio da ação das enzimas dos microorganismos), as substâncias húmicas também podem estimular diretamente o desenvolvimento e o metabolismo das plantas por meio de mecanismos ainda não totalmente elucidados.

Em solos, a adição de compostos contendo substâncias húmicas pode estimular o crescimento de plantas pelo efeito do fornecimento de nutrientes minerais e presumivelmente por causa dos efeitos das substâncias húmicas, mas os humatos comerciais aplicados aos solos agrícolas, normalmente produtivos em taxas recomendadas por seus produtores, não parecem conter quantidades suficientes das substâncias necessárias para produzir os efeitos benéficos.

Os coeficientes do teste de correlação estão na Tabela 3. Nos estudos de correlação, 0,99 até 0,70 para mais ou para menos indica uma correlação muito forte, enquanto que entre 0,69 até 0,50 positivo ou negativo indica uma correlação moderada. Entre 0,30 e 0,49 a correlação é fraca e entre 0,29 até 0 positivo ou negativo indica uma correlação desprezível.

Diante disso, pode-se observar que a CTC se correlacionou fortemente com todos as outras variáveis de forma negativa, o que permite inferir que no andamento da compostagem o consumo de Carbono e Nitrogênio aumenta a CTC. Com esse resultado é possível confirmar que na compostagem, a medida que o composto sofre a maturação ocorre redução dos teores de carbono e aumento na CTC devido a formação de radicais orgânicos.

O que era de se esperar, a relação CTC/C se correlacionou fortemente de forma positiva com a CTC e negativa com o Carbono orgânico, o que indica que o aumento da CTC e redução do Carbono orgânico provaca o aumento da relação CTC/C.

Tabela 3 – Coeficiente de Correlação simples (Análise de Pearson), em função do grau de associação dos atributos avaliados para a compostagem do lodo séptico em ambos os sistemas de aeração

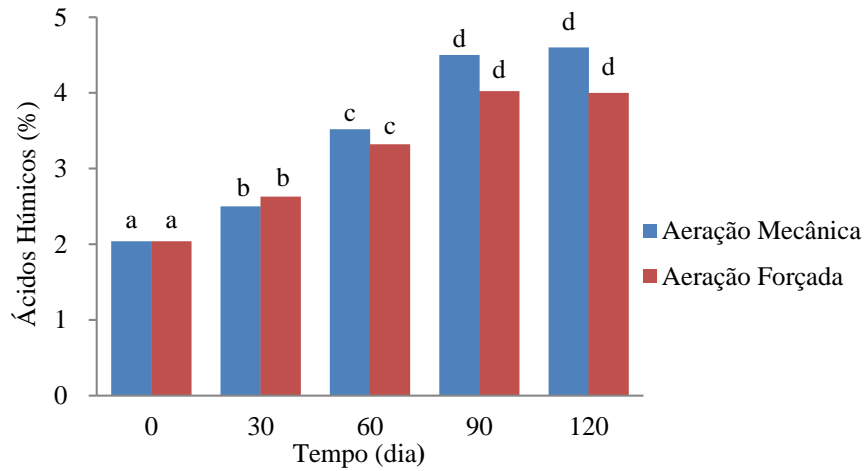
	Carbono Orgânico	Nitrogênio total	NH ₄ ⁺	Relação C/N	CTC	CTC/C
<i>Carbono Orgânico</i>	1					
Nitrogênio Total	0,86	1				
<i>NH₄⁺</i>	0,89	0,86	1			
<i>Relação C/N</i>	0,88	0,55	0,70	1		
<i>CTC</i>	-0,92	-0,80	-0,92	-0,83	1	
<i>CTC/C</i>	-0,94	-0,75	-0,84	-0,94	0,94	1

Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

O estudo das substâncias húmicas do lodo séptico foi feito por meio do fracionamento da matéria orgânica e os resultados estão nas Figuras 11 e 12. A compostagem é caracterizada por aumentar o percentual de ácidos húmicos. Esse resultado pode ser visualizado na Figura 11, a qual demonstra aumentos significativos na formação de ácidos húmicos no lodo que estava sendo compostado, ao longo do tempo. Pelo teste de Tukey, a 0,05 de probabilidade, pode-se verificar que não houve diferenças significativas entre o tempo 90 e 120 dias em ambos os sistemas de aeração, o que indica que aos 90 dias o processo de compostagem do lodo séptico produziu a quantidade de ácido húmico e estabilizou-se.

Comparando os dois sistemas de aeração, pela Figura 11 foi possível perceber que a produção de ácido húmicos foi maior no sistema de aeração natural que naquele por aeração forçada. Com essa informação, fica mais evidente afirmar que a atividade microbiana nas leiras aeradas naturalmente foi mais ativa que naquelas aeradas com aerogeradores.

Figura 11 - Percentual de ácidos húmicos das amostras de lodo séptico compostado em função do tempo e diferentes sistemas de aeração.

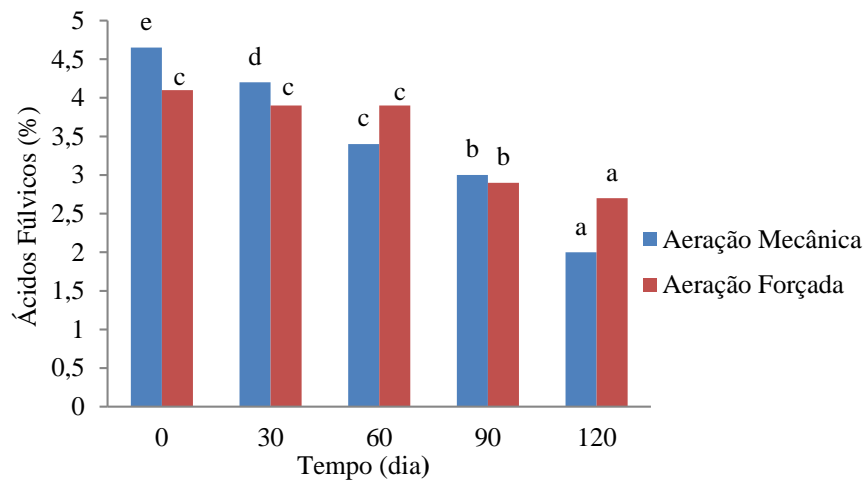


Médias seguidas por letras distintas minúscula diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade
 Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Nota-se um ligeiro decréscimo dos ácidos húmicos ao longo do processo de compostagem do lodo séptico. Esse decréscimo é normal no processo de compostagem, pois ocorre redução dos teores de ácidos fúlvicos e aumento na formação de ácidos húmicos. Corroborando com o resultado deste trabalho, Drozd et al. (1997) afirmam que a medida que a compostagem se processa, é observado a tendência do aumento no teor de ácidos húmicos e da diminuição dos ácidos fúlvicos. Comparando os dois sistemas de aeração, aquelas pilhas que foram aeradas naturalmente sofreram um decréscimo mais acentuado no percentual de ácidos fúlvicos em relação às aeradas por aerogeradores.

Zhytnieski e Buszewski (2005) realizaram a compostagem de lodo de esgoto e chegaram também ao resultado onde ocorreu aumento na síntese de ácidos húmicos e redução dos fúlvicos.

Figura 12 - Percentual de ácidos fúlvicos das amostras de lodo séptico compostado em função do tempo e diferentes sistemas de aeração.



Médias seguidas por letras distintas minúscula diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade
 Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Além dos contaminantes microbiológicos, existem os metais potencialmente tóxicos que podem estar presentes no lodo de fossa séptica, e assim inviabilizar o seu reaproveitamento de forma ambientalmente adequada. Frente a isso, a resolução 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006) traz em seu conteúdo os teores máximos de contaminantes inorgânicos que os lodos de esgoto podem possuir, de modo que a sua utilização não irá afetar a qualidade ambiental do solo. A Tabela 4 contém as concentrações de metais potencialmente tóxicos quantificadas no lodo séptico compostado e a comparação com os padrões máximos admitidos pela resolução nacional.

Todos os metais avaliados neste trabalho apresentaram-se abaixo do limite estabelecido pela resolução 375/2006 do CONAMA, indicando que esse resíduo pode ser aproveitado na agricultura sem causar qualquer impacto ao solo. Além disso, pode-se perceber uma diminuição nas concentrações de metais potencialmente tóxicos ao longo da compostagem. Gouveia e Pereira Neto (1997), ao pesquisarem a compostagem de resíduos orgânicos, concluíram que um composto maturado de lodo de esgoto diminuiu muito o risco de contaminação ambiental imediata, uma vez que houve uma diminuição da disponibilidade dos metais. Acredita-se que a redução dos metais potencialmente tóxicos ao longo da compostagem deve ter sido causada também pela constante irrigação, o que fez com que os metais fossem lixiviados.

Corroborando com os resultados desta pesquisa, Leal et al. (2013) afirmam que a compostagem de resíduos, subprodutos e outros materiais orgânicos, é um processo que pode atender plenamente à crescente demanda por fertilizantes orgânicos, além de ser capaz de reduzir o acúmulo de resíduos orgânicos na terra, os quais frequentemente têm sido direcionados para lixões e aterros controlados.

Tabela 4 - Teores de metais potencialmente tóxicos do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias

Níquel (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	10	13
30	12	12
60	11	10
90	13	11
120	9	11
Padrão Máximo de Níquel permitido pelo Conama 375/2006: 420 mg kg⁻¹		

Cobre (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	80	87
30	28	23
60	21	45
90	83	34
120	11	19
Padrão Máximo de Cobre permitido pelo Conama 375/2006: 1500 mg kg⁻¹		

Zinco (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	540	841
30	464	191
60	240	511
90	106	377
120	166	261
Padrão Máximo de Zinco permitido pelo Conama 375/2006: 2800 mg kg⁻¹		

Continuação: Tabela 4 - Teores de metais potencialmente tóxicos do lodo séptico compostado em diferentes sistemas de aeração ao longo de 120 dias

Cádmio (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	N.D	N.D
30	N.D	N.D
60	N.D	N.D
90	N.D	N.D
120	N.D	N.D
Padrão Máximo de Cádmio permitido pelo Conama 375/2006: 39 mg kg⁻¹		
Crômio (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	17	31
30	15	9
60	11	9
90	16	3.6
120	13	8
Padrão Máximo de Crômio permitido pelo Conama 375/2006: 1000 mg kg⁻¹		
Chumbo (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	12	12
30	7.2	5.4
60	4.2	9
90	15	6.5
120	2	4.6
Padrão Máximo de Chumbo permitido pelo Conama 375/2006: 300 mg kg⁻¹		
Molibdênio (mg kg⁻¹)		
	Aeração Natural	Aeração Forçada
Tempo de Compostagem (Dias)		
0	5.3	7
30	N.D	N.D
60	1	3.4
90	5.4	2.5
120	2.4	1.6
Padrão Máximo de Molibdênio permitido pelo Conama 375/2006: 50 mg kg⁻¹		

N.D= Não Detectado

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

3.4 Conclusão

Pode-se afirmar que a compostagem de lodo séptico juntamente com poda de árvores é uma solução ecológica para ser implantada nas cidades e assim tratar boa parte desses resíduos sólidos orgânicos que são gerados diariamente em grandes quantidades.

O sistema de aeração que mais contribuiu para desinfecção do lodo séptico e aumentar a qualidade final do composto foi a aeração natural. Com esse sistema de aeração, a compostagem do lodo séptico foi estabilizada aos 90 dias de processo.

O composto de lodo séptico e poda de árvore, após a maturação, apresentou-se livre de coliformes termotolerantes, *Salmonella* sp e *E. coli*, atestando assim uma boa qualidade do produto final.

Em termos de metais potencialmente tóxicos, o composto de lodo séptico também é considerado de boa qualidade, pois apresentou teores abaixo do permitido pela resolução nacional que atesta a utilização de lodos de esgoto na agricultura.

4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE FINAL DO LODO SÉPTICO, ESTERCO BOVINO E CAMA DE AVIÁRIO TRATADOS PELA COMPOSTAGEM COM AERAÇÃO NATURAL

Resumo

Diversos tipos de resíduos sólidos são gerados diariamente em vários setores da sociedade. Dentre os setores que mais produzem resíduos estão o urbano e o rural. No meio urbano um dos principais resíduos gerado, além do lixo, é o lodo de esgoto. No meio rural existem os resíduos de currais (esterco bovino) e de granjas (cama de frango). O lodo de esgoto e os demais resíduos *in natura* não podem ser dispostos em aterros sanitários convencionais, pois os mesmos constituem um passivo ambiental, e devem passar por algum processo de tratamento antes de serem dispostos. A compostagem tem sido a solução adequada para o tratamento desses resíduos pois a mesma pode torná-los livre de contaminantes e com elevado potencial de reutilização e reciclagem. Em razão disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade final do lodo séptico, esterco bovino e cama de aviário tratados pela compostagem com aeração forçada naturalmente. O esquema estatístico adotado foi com base em um fatorial 3X5, onde avaliaram três tipos de resíduos sólidos em cinco períodos de compostagem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), com três repetições. Com base nos resultados, o lodo séptico, esterco bovino e a cama de frango compostados apresentaram índice de germinação típico de compostos que potenciam a germinação e o crescimento da raiz das plantas. Em relação à qualidade microbiológica, o lodo séptico e o esterco bovino apresentaram-se livre de *Salmonella* após os 120 dias de compostagem.

Palavras-chave: Fossa Séptica. Resíduo Sólido Agrícola. Decomposição Aeróbia.

4 FINAL QUALITY ASSESSMENT OF SEPTIC SLUDGE, COW MANURE AND POULTRY LITTER TREATED BY COMPOSTING WITH MECHANICAL FORCED AERATION

Abstract

Several types of solid waste are generated daily in various sectors of society. Among the sectors that produce more waste are the urban and rural ones. In the urban environment, one of the main waste generated, besides garbage, is sewage sludge. In the rural environment, there are residues from cow barns (cow manure) and from chicken farms (poultry litter). Sewage sludge and the other wastes *in natura* cannot be disposed of in conventional landfills because they constitute

an environmental liability and must undergo some treatment process before being discarded. Composting has been an appropriate solution for the treatment of these wastes since it can make them free of contaminants and with high potential for reuse and recycling. Therefore, our aim was to assess the final quality of the septic sludge, cow manure and poultry litter treated by composting with mechanical forced aeration. Statistical scheme adopted was based on a factorial 3X5, with three types of solid residues, in five composting periods (0, 30, 60, 90 and 120 days), being evaluated, with three replicates. Based on the results, septic sludge, cow manure and poultry litter composted demonstrated germination index typical of compounds that enhance plant germination and root growth. Regarding microbiological quality, septic sludge and cow manure were free of any contaminant after 120 days of composting.

Keywords: Septic Tank. Agricultural waste solid. Aerobic decomposition.

4.1 Introdução

A diversidade de atividades tem gerado uma variedade de resíduos sólidos orgânicos capazes de serem reaproveitados na agricultura caso recebam tratamento adequado. No meio urbano um dos principais resíduos gerados, além do lixo, é o lodo de esgoto. No meio rural existem os resíduos de currais (esterco bovino) e de granjas (cama de frango).

O lodo de fossa séptica é um tipo de lodo de esgoto obtido pelo tratamento primário de esgoto doméstico bruto ainda *in situ* (ANDREOLLI; CARVALHO; MEYER, 2015). No desaguamento do lodo é possível obter um resíduo com menor teor de água, sendo que na maioria dos casos são utilizados polímeros de alto peso molecular cuja função é aumentar a floculação do lodo, tendo como consequência o aumento na concentração desse tipo de resíduo. De modo geral, o desaguamento do lodo se torna mais fácil quanto maior é o tamanho de suas partículas. O polímero utilizado deve ser solúvel em água, biodegradável e que não represente perigo para o ambiente.

O esterco bovino e a cama de frango são resíduos sólidos orgânicos de origem agrícola, cuja destinação tem sido posta em discussão. O esterco bovino vem sendo largamente utilizado como fonte de matéria orgânica ao solo e nutrientes para as plantas, constituindo-se em excelente alternativa ao uso de fertilizantes minerais. Rodrigues et al., (2008) afirmam que a composição do esterco de curral é variável em função da fonte animal e alimentação, entre

outras, mas pode-se dizer que em média esse resíduo possui entre 0,4 a 0,5 % de N; 0,4 a 0,6 % de K₂O e 0,2 a 0,3 % de P₂O₅.

A cama de frango erroneamente vem sendo utilizada na alimentação de ruminantes, porém, essa prática foi proibida em 2004 pelo Ministério de Agricultura e Pecuária e Abastecimento-Mapa (BRASIL, 2004). Segundo o artigo 1º da Instrução normativa número 8 do Mapa, fica proibido em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. Incluem-se nessa proibição a cama de aviário, os resíduos da criação de suínos, como também qualquer produto que contenha proteínas e gorduras de origem animal.

Apesar das muitas vantagens resultantes da aplicação de resíduos orgânicos na agricultura, é preciso notar os possíveis riscos que os mesmos possam trazer ao ambiente, como a presença de patógenos, metais e poluentes orgânicos. Kelessidis e Stasinakis (2012) afirmam que a reutilização agrícola deve estar combinada com a adoção de tecnologias de tratamento, com objetivo de alcançar maior remoção de patógenos, controle de odores e remoção de compostos tóxicos

A qualidade da compostagem e do composto produzido pode ser influenciada por fatores como o tipo de resíduo, pelo tipo de aeração, pelo teor de água mantido durante o processo e pela técnica utilizada. Embora a compostagem seja um processo amplamente usado, há ainda lacunas de conhecimento na compreensão devida das variáveis que influenciam esse processo como a matéria prima, tecnologias de processamento, e até mesmo da química e da toxicologia do produto final. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi comparar a qualidade microbiológica, química e toxicológica final do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango tratados pela compostagem.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Localização do estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Mastruz com Leite, localizada na zona rural do município de Pentecoste – CE. A área pertence ao bioma caatinga, cujo clima é caracterizado como tropical quente semiárido (BSw'h'), com a ocorrência de chuvas entre fevereiro a maio, a precipitação pluvial média anual é de 1.096,9 mm e as temperaturas médias variam de 18° a 30° C.

4.2.2 Coleta dos resíduos

O lodo de fossa séptica desaguado utilizado neste trabalho foi coletado nos sacos usados no desague desse tipo de resíduo na Estação de Tratamento de Esgoto-ETE Metropolitana. O esterco bovino e a poda de árvore foram coletados na própria fazenda onde foi realizada a compostagem. A cama de frango foi adquirida numa granja localizada próxima da fazenda.

4.2.3 Processo de compostagem

A limpeza da área experimental foi realizada com auxílio do trator, conforme demonstra a Figura 13. Após a limpeza da área, deu-se início à montagem das leiras de compostagem. Primeiro montou-se a base das leiras com a poda de árvore, que também serviu como estruturante.

Figura 13 – Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite, Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

As quantidades de lodo séptico, esterco bovino, cama de aviário e poda de árvores usadas na montagem das leiras foram calculadas visando-se obter relação carbono/nitrogênio inicial em torno de 30:1. Sendo assim, foi mantida a proporção 2:1 (m:m/ Poda de árvore/resíduo), onde utilizou-se a medida da pá carregadeira completa, cujo volume era em torno de 1.5 m³. Cada leira foi montada com 4 metros de comprimento, 2 metros de largura e

2 metros de altura, com espaçamento de 4,0 metros entre as leiras, conforme demonstrado na figura 14. A irrigação das pilhas foi feita manualmente com mangueira e aspersores visando manter a umidade em torno de 50-60%. A aeração foi fornecida de forma natural com auxílio de uma pá carregadeira modelo CASE 580M, disponível no local do experimento.

Figura 14 – Disposição das leiras de compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite em Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

O esquema estatístico adotado foi um delineamento inteiramente casualizado e disposto com base em um fatorial 3X5, onde avaliaram três tipos de resíduos sólidos (lodo séptico desaguado, esterco bovino e cama de aviário) e cinco períodos de compostagem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), com três repetições.

As leiras de compostagem foram monitoradas e as coletas realizadas em intervalos de 30 dias, entre janeiro e maio de 2014. A cada dois dias determinou-se a temperatura média de cada leira obtida a partir da leitura em três pontos diferentes (ápice, centro e base). As coletas das amostras foram feitas retirando-se porções de material em processo de compostagem em diferentes pontos (ápice, centro e base), totalizando 500 g de amostra coletada. Essas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará sob refrigeração. Em seguida, as mesmas foram quarteadas e subdivididas em duas partes, sendo uma armazenada a 4°C e outra submetida à secagem em temperatura ambiente e sendo posteriormente passadas em peneira de 2 mm, de acordo com Miaomiao et al. (2009).

Foram feitas medições de coliformes termotolerantes e *E. coli* com o método multicromogênico (cartelas de colillerts). A determinação da presença ou ausência de

Salmonella foi baseada na metodologia usada por Downes e Ito (2001), onde pesou-se uma alíquota de 10 g de amostra úmida, após misturar com 90 mL de água peptonada a 1% e incubada em torno de 36 ± 1 °C durante 18 a 24 h.

Para o teste fitotóxico, inicialmente foi preparado o extrato aquoso utilizando 10 g do resíduo (massa seca) com 100 mL de água destilada. Em seguida, esta suspensão foi agitada naturalmente a 80 rpm durante 1 h, à temperatura ambiente. Posteriormente foi filtrado, utilizando um sistema de vácuo de modo a obter cerca de 50 mL para os ensaios de germinação. Após a obtenção dos extratos, os mesmos foram armazenados em refrigeração a 4° C até o momento da montagem do teste.

O teste de fitotoxicidade foi feito em placa de Petri com 9 cm de diâmetro, onde estavam duas folhas de papel filtro. O papel filtro foi umedecido com 5 mL de água destilada no tratamento controle e 5 mL do extrato aquoso para os tratamentos referentes à cada amostra. Em cada placa de petri foram colocados 25 sementes de alface uniformemente distribuídas. As placas foram mantidas em câmara tipo B.O.D. a 25°C com fotoperíodo de 12 h. O percentual de germinação foi avaliado após 5 dias. Após o tempo de incubação, determinou-se o número de sementes germinadas, assim como, o comprimento das raízes para que fosse calculado o índice de germinação, o qual tem sido um parâmetro bastante utilizado para verificar a toxicidade de um determinado composto ou se o mesmo encontra-se maturo. Neste trabalho foi considerada a classificação utilizada por Belo (2011), o qual classifica a toxicidade do composto com base no índice de germinação (I.G), de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5 - Classificação qualitativa da fitotoxicidade com base no índice de germinação (I.G)

<u>I.G % (Índice de Germinação)</u>	<u>Classificação</u>
>100	O material potencia a germinação e o crescimento da raíz das plantas.
80-100	Não fitotóxico; composto maturado
60-80	Moderadamente fitotóxico
30-60	Fitotóxico
<30	Muito fitotóxico

Fonte: Belo (2011)

A determinação dos teores de metais potencialmente tóxicos (Ni, Cu, Zn, Cd, Cr, Pb e Mo) foi feita pelo método SW - 3051a (USEPA, 2007). Para isso foi quantificado aproximadamente 0.500 g de cada amostra de composto, em seguida foram transferidas para

tubos de Teflon® específico do forno de micro-ondas, no qual foram adicionados 9,0 mL de ácido nítrico e 3,0 mL de ácido clorídrico, ambos concentrados, P.A e destilados. A solubilização foi efetuada nos digestores com aquecimento por micro-ondas, nas seguintes condições operacionais: Potência = (650W–1000W), Pressão aproximada 130 psi (\cong 9 atm), Temperatura aproximada de 175°C, Tempo de rampa (Ramp)= 5 min. e 30 seg, Tempo sobre pressão (hold) = 4 min. e 30 seg.

Após o período de reação, aguardou-se o tempo necessário para o equilíbrio térmico dos frascos com a temperatura ambiente. Em seguida, os tubos foram abertos em capela com sistema para exaustão de gases e os extratos foram filtrados para balões de 50 mL com água ultrapura ($18 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$) e quantificados em espectrofotômetro de emissão atômica com fonte de indução de plasma acoplada (ICP-OES) modelo iCAP 6000 séries, disponível no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará-UFC.

Os resultados das análises microbiológicas e químicas foram comparados com os padrões exigidos pela resolução 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e pela instrução normativa número 25 do Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento-Mapa (BRASIL, 2009).

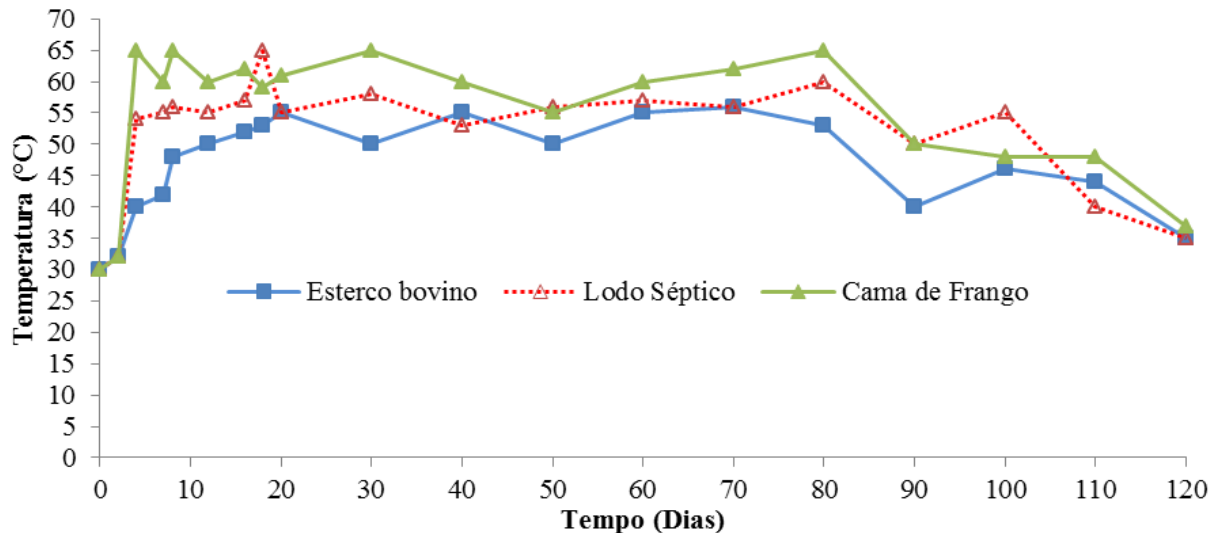
Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância por meio do teste F, sendo a variância em função do tipo de resíduo e do tempo de compostagem, assim como a interação entre ambos. As médias de cada variável foram submetidas ao teste Tukey a 1 e a 5% de probabilidade, utilizando o software estatístico, ASSISTAT, versão 7.7 Beta conforme propõe Silva e Azevedo (2016).

4.3 Resultados e Discussão

A evolução da temperatura durante o processo de compostagem dos resíduos está indicada na Figura 15. Pode-se notar que, dentre os três resíduos utilizados, a cama de frango foi a que apresentou a maior temperatura durante a compostagem, seguida pelo lodo séptico e o esterco bovino.

A cama de frango teve como temperatura média máxima registrada de 65°C no 5º dia após o início do processo. O lodo séptico obteve máxima temperatura de 64°C em torno do 20º dia de compostagem. O esterco bovino foi o resíduo que alcançou a menor temperatura em relação aos demais, cujo ápice térmico ocorreu próximo do 20º dia e a temperatura alcançada máxima foi de 55°C.

Figura 15 - Temperatura média das leiras de compostagem durante os 120 dias de processo



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

A elevação da temperatura das leiras durante o processo de compostagem é normal. Segundo Diaz e Savage (2007), o aumento inicial da temperatura é gradual e isso faz com que a mesma seja responsável por eliminar os patógenos dos resíduos. Para que a eliminação de patógenos seja efetiva e capaz de gerar um composto de qualidade, o processo deve ser conduzido seguindo alguns critérios: Para a compostagem em leiras revolvidas (leiras aeradas naturalmente com trator), a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante 15 dias, sendo que nesse período deve haver, no mínimo, 5 revolvimentos. Neste trabalho, os critérios citados anteriormente foram seguidos de forma exata.

Heck et al. (2013) relatam que a fase termofílica proporciona a redução de populações bacterianas patogênicas oriundas tanto de resíduos orgânicos domésticos como do material orgânico do lodo de esgoto, contribuindo para a estabilização do composto. Esses mesmos autores relataram valores de temperatura em torno de 67 °C ao compostarem resíduos orgânicos domésticos, lodo de esgoto e poda de árvore. Os valores máximos de temperatura da fase termofílica do presente trabalho foram semelhantes aos obtidos por Ren et al. (2010), que investigaram a compostagem de resíduos de espigas de milho com esterco suíno, e por Heck et al. (2013).

A análise microbiológica dos resíduos sólidos durante a compostagem (Tabela 6) demonstra a eficiência desse processo, o qual contribuiu para reduzir 100% os coliformes termotolerantes e *E. coli* no lodo séptico e esterco bovino. No caso da cama de frango, aos 120

dias após a compostagem, ainda foi notado a presença de coliformes termotolerantes, porém, o valor encontrado está abaixo do teor máximo permitido para fertilizantes orgânicos segundo a instrução normativa número 25 do Mapa (BRASIL, 2009).

Na Tabela 6 é possível verificar oscilações frequentes nas quantidades de coliformes presentes no lodo séptico e cama de frango durante o processo de compostagem. Essas oscilações provavelmente podem ter ocorrido devido a uma recontaminação dos resíduos por restos de materiais *in natura* presentes no trator ou até mesmo devido ao fato das leiras de compostagem terem sido instaladas à céu aberto, à mercê de animais presentes na fazenda. Oscilações na quantidade de coliformes têm sido frequentemente relatadas na literatura, como é o caso da compostagem de lodo de esgoto e outros resíduos urbanos realizada por Heck et al. (2013) e Khalil et al., (2011).

Conforme a Instrução Normativa nº 25/2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do governo brasileiro (BRASIL, 2009), além da ocorrência de parasitos, outros organismos, como bactérias enteropatogênicas, devem ser monitorados com vistas a assegurar que a população presente não seja maior que o padrão estipulado para os fertilizantes orgânicos obtidos de esterco animal. A presença de *Salmonella sp* não foi notada durante todo o processo em nenhum dos resíduos avaliados. A ausência de *Salmonella sp* também vem sendo notada em outros trabalhos, como o de Santos, Escosteguy e Rodrigues (2010).

Então, aos 120 dias, pode-se observar que em relação à *Salmonella sp*, Coliformes termotolerantes e *E. coli* o lodo de fossa séptica, o esterco bovino e a cama de frango compostados estão aptos para serem dispostos de forma ambientalmente adequada, seja como condicionador do solo ou em manutenção de jardins. Ressalta-se que no caso do lodo séptico, a resolução 375/2006 do Conama (BRASIL, 2006) proíbe o uso desse bio-sólido em unidades de conservação, áreas de pastagens, e em plantações que tenham contato direto com o solo como as hortaliças tuberosas (batata, cenoura, cebola, alho e etc) e aquelas folhosas (alface, couve, coentro e etc).

Tabela 6 - Análise Microbiológica do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango durante o processo de compostagem cuja duração foi de 120 dias.

Parâmetro	Lodo séptico					
	Tempo (dia)					
	Padrão Conama ou Mapa	0	30	60	90	120
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes: NMP g ⁻¹	<10 ³	20 x 10 ⁷	4.7 x 10 ⁵	6.3 x 10 ³	6.1 3 x 10 ⁴	0
<i>E. coli</i> (NMP g ⁻¹)	<10 ³	0	0	0	0	0
Esterco Bovino						
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes NMP g ⁻¹	<10 ³	22 x 10 ⁷	0	3.2 x 10 ⁵	4.8 x 10 ³	0
<i>E. coli</i> (NMP g ⁻¹)	<10 ³	0	0	0	0	0
Cama de Frango						
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes NMP g-1	<10 ³	48 x 10 ⁶	7.2 x 10 ²	22 x 10 ⁵	20 x 10 ³	< 1 x 10 ²
<i>E. coli</i> (NMP g-1)	<103	0	0	0	4.1 x 10 ²	0

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Os testes fitotóxicos, embora não relatados na resolução 375 do Conama (BRASIL, 2006) e na Instrução Normativa 25 do Mapa (BRASIL, 2009), apresentam-se como uma ferramenta adicional para verificar a toxicidade e a qualidade de resíduos sólidos submetidos ao processo de compostagem. Na Tabela 7 estão os resultados do teste de fitotoxicidade dos resíduos sólidos estudados. Dentre as variáveis mais importantes dos testes fitotóxicos está o índice de germinação (I.G) que, segundo Gao et al., (2010), combina a relação da medida de

germinação e o crescimento radicular relativo de sementes e tem sido geralmente utilizado para avaliar a toxicidade e a maturidade dos resíduos.

Nota-se que o maior índice de germinação ocorreu aos 120 dias para todos os resíduos sólidos estudados (Tabela 7). Diferenças significativas para o índice de germinação foram encontradas em função do tempo de compostagem e do tipo de resíduo utilizado. O teste Tukey revela que o tempo de compostagem influenciou no índice de germinação, ou seja, quanto maior o tempo de compostagem, maior foi o índice de germinação das sementes. O lodo séptico e o esterco bovino apresentaram índices de germinação estatisticamente iguais aos 120 dias, conforme demonstra a Tabela 7. A cama de frango apresentou índice de germinação maior que os demais; isso provavelmente deve-se ao fato desse resíduo ter alcançado as maiores temperaturas durante o processo de compostagem, o que de fato contribuiu para reduzir a fitotoxicidade.

Tabela 7 - Índice de Germinação dos Resíduos sólidos submetidos à compostagem ao longo de 120 dias.

Índice de Germinação (%)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	28.3 dB	10.2 eC	40.2 dA
30	76.3 cB	57.2 dC	97.0 cA
60	115.0 bB	76.0 cC	122.0 bA
90	120.5 aB	98.0 bC	126.0 aA
120	121.3 aB	122.6 aB	125.6 aA

Médias seguidas por letras distintas maiúscula na linha e minúscula na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

O lodo séptico, esterco bovino e a cama de frango apresentaram no final da compostagem um índice de germinação típico de um composto que potencia a germinação e o crescimento da raiz das plantas. Isso comprova que o destino desse resíduo para a agricultura deve ser feito somente após o processo de higienização, visando reduzir a fitotoxicidade do mesmo, já que no tempo 0, ou seja, sem ter sido realizado a compostagem, todos os resíduos apresentavam índice de germinação típico de resíduos muito fitotóxico e fitotóxico, segundo a classificação utilizada por Belo (2011).

Resultado semelhante a esse foi obtido por Miaomiao et al. (2009) e Gao et al. (2010), ao afirmarem que a redução de fitotoxicidade em resíduos orgânicos durante o processo de compostagem teve efeitos benéficos sobre a germinação das sementes e crescimento das raízes de *Brassica chinensis* L.e do agrião (*Lepidium sativum* L). Ataíde et al. (2011), ao realizarem bioensaios com sete diferentes tipos de compostos orgânicos, para avaliar o crescimento e desenvolvimento de plantas de tomate (*Solanum lycopersicon*), notaram que o composto orgânico com mais de 120 dias de processo favoreceu a germinação, crescimento e desenvolvimento dessa espécie vegetal, comprovando assim a eficácia do processo de compostagem.

Young et al. (2016), ao avaliarem a cama de frango, afirmam que os dois índices de fitotoxicidade utilizados revelaram que a compostagem reduziu a toxicidade das amostras. Para a alface, a redução foi de 34% e para o rabanete a redução foi de 76%.

Além dos contaminantes microbiológicos, existem os metais potencialmente tóxicos que podem estar presentes nos resíduos sólidos orgânicos, e assim inviabilizar o seu reaproveitamento na agricultura. Frente a isso, a resolução 375/2006 do Conama (BRASIL, 2006) e a instrução normativa número 25 (BRASIL, 2009) trazem em seus conteúdos os teores máximos de contaminantes inorgânicos que o lodo de esgoto e os fertilizantes orgânicos podem possuir, de modo que a sua utilização não irá afetar a qualidade ambiental do solo. Na Tabela 8 estão as concentrações dos metais potencialmente tóxicos quantificados no lodo séptico, esterco bovino e cama de frango submetidos ao processo de compostagem e a comparação com os padrões máximos admitidos no Brasil segundo as legislações específicas para cada tipo de resíduo.

Neste trabalho, todos os resíduos sólidos avaliados apresentaram concentrações de metais potencialmente tóxicos abaixo do limite estabelecido pela resolução 375 do Conama e Instrução normativa 25 do Mapa. Isso indica que os resíduos compostados estão aptos a serem utilizados na agricultura e não possuem potencial para prejudicar a qualidade do ambiente. Além disso, foi possível observar que as concentrações dos metais analisados sofreram diferenças significativas em função do tempo de compostagem e do tipo de resíduo, conforme demonstra o teste de Tukey da Tabela 8.

A cama de frango foi o resíduo que apresentou a maior concentração de Níquel. O lodo de fossa séptica foi o resíduo que apresentou as maiores concentrações de cobre, zinco, cromo, chumbo e molibdênio. O esterco bovino foi o resíduo que apresentou as menores concentrações dos metais potencialmente tóxicos em relação aos demais (Tabela 8). Neste

trabalho não foi possível quantificar o Cádmio, uma vez que a sua quantidade em todos os resíduos estava abaixo do limite de detecção do equipamento.

Tabela 8 - Teores de Metais Potencialmente tóxicos encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem

Níquel (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	10.0 cB	3.0 dC	12.3 bA
30	12.0 bA	4.4 dB	11.8 bA
60	12.0 bA	5.7 cB	12.3 bA
90	14.0 aA	7.5 bB	13.7 aA
120	9.3 cC	11.6 aB	13.8 aA
Padrão Máximo de Níquel permitido pelo Conama 375/2006: 420 mg kg⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: 175 mg kg⁻¹			
Cobre (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	81.0 aA	14.7 aC	19.3 aB
30	28.3 bA	6.6 cB	7.4 cB
60	22.0 cA	5.3 cC	10.6 bB
90	81.6 aA	11.7 bB	7.6 cC
120	12.0 dA	5.8 cC	7.5 cB
Padrão Máximo de Cobre permitido pelo Conama 375/2006: 1500 mg kg⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: Não Informa			
Zinco (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	540.0 aA	63.2 bC	278.0 aB
30	465.0 bA	24.6 dC	89.5 eB
60	241.0 cA	40.7 cB	245.6 bA
90	107.0 eB	66.6 bC	200.4 cA
120	167.0 dB	72.1 aC	187.1 aA
Padrão Máximo de Zinco permitido pelo Conama 375/2006: 2800 mg kg⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: Não informa			

Continuação: Tabela 8 - Teores de Metais Potencialmente tóxicos encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem

Crômio (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	17.0 aB	0.9 bC	21.1 aA
30	16.0 aA	0 bC	8.9 cB
60	12.0 bA	6.3 aB	11.8 bA
90	16.0 aA	1.1 bC	6.7 dB
120	13.0 bA	7.5 aB	12.7 bA
Padrão Máximo de Crômio permitido pelo Conama 375/2006: 1000 mg kg ⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: 500 mg kg ⁻¹			
Chumbo (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	12.3 bA	1.2 cB	1.8 aB
30	7.3 cB	8.5 aA	1.3 bC
60	4.3 dA	0.8 cC	1.9 aB
90	16.0 aA	2.7 bB	1.7 aC
120	2.2 eA	1.2 cB	0.8 bB
Padrão Máximo de Chumbo permitido pelo Conama 375/2006: 300 mg kg ⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: 300 mg kg ⁻¹			
Molibdênio (mg kg⁻¹)			
	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	5.3 aA	0 bC	1.6 aB
30	0.0 dA	0 bA	0.0 bA
60	1.3 cA	0 bB	1.3 aA
90	5.5 aA	0.6 aC	1.5 aB
120	2.5 bA	0.6 aC	1.5 aB
Padrão Máximo de Molibdênio permitido pelo Conama 375/2006: 30 mg kg ⁻¹ e pelo Mapa 25/2009: Não informado			

Médias seguidas por letras distintas maiúscula na linha e minúscula na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade.

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Embora não tenha sido observado um padrão de aumento ou redução nos teores dos metais potencialmente tóxicos dos resíduos sólidos ao longo dos 120 dias de compostagem, foi possível inferir que esse processo favorece o controle da toxicidade dos metais, pois na fase de maturação ocorre a formação de húmus. O húmus, por sua vez, tem a possibilidade de complexar os metais dos resíduos e assim reduzir a sua disponibilidade, evitando que o mesmo contamine o solo e entre na cadeia alimentar de forma imediata.

Corroborando com essa afirmação, Gouveia e Pereira Neto (1997), ao pesquisarem a compostagem de resíduos orgânicos, contaminados com metais pesados, concluíram que um composto maturado de lodo de esgoto diminui muito o risco de contaminação ambiental imediata, uma vez que, durante o processo ocorre diminuição da disponibilidade dos metais.

4.4 Conclusão

De acordo com os dados apresentados, pode-se concluir que a compostagem do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango ocorreu de maneira adequada, pois gerou compostos de excelentes qualidades. Os compostos de lodo séptico, esterco bovino e cama de frango, após a maturação, apresentaram-se livres de coliformes termotolerantes, *Salmonella* sp e *E. coli*, atestando assim uma boa qualidade do produto final.

Em relação ao teste fitotóxico, pode-se observar que a cama de frango apresentou índice de germinação maior que os demais, pois esse resíduo alcançou as maiores temperaturas durante o processo de compostagem, o que de fato contribui para reduzir a fitotoxicidade e aumentar sua qualidade.

Os teores de metais pesados analisados nos compostos foram muito inferiores aos estabelecidos pela legislação brasileira que atesta a utilização desses resíduos na agricultura. Com este trabalho foi possível demonstrar que o processo de compostagem, quando bem conduzido, gera resíduos de boa qualidade, tornando-os com elevado potencial para serem reaproveitados na agricultura e dispostos de forma ambientalmente adequada.

5 ECOTOXICOLOGIA E AVALIAÇÃO DE RISCOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS SUBMETIDOS AO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Resumo

A ecotoxicologia busca entender e prever os efeitos de determinadas substâncias ou resíduos em seres vivos. Sendo assim, os estudos ecotoxicológicos são tidos como indispensáveis para analisar o efeito poluidor de uma substância ou resíduo. Objetivou-se com este trabalho realizar um estudo ecotoxicológico do lodo séptico, cama de frango e esterco bovino submetidos ao processo de compostagem em condições de campo com aeração natural. A compostagem foi realizada numa fazenda experimental e o estudo ecotoxicológico foi realizado nos laboratórios da Universidade Federal do Ceará. A ecotoxicologia foi estudada com base nos bioensaios que utilizam o crustáceo *Daphnia similis* L. e a bactéria *Vibrio fisheri* L. Os resultados foram expressos em CE50 e transformados em Unidade Tóxica (UT), para assim os resíduos serem classificados em uma das quatro classes de ecotoxicidade preconizadas por Mantis, Voultsa e Samara (2005). Com os resultados encontrados foi possível inferir que a compostagem contribuiu para reduzir a ecotoxicidade dos resíduos avaliados. Quanto à toxicidade, o esterco bovino e o lodo séptico pertencem à classe 1 e não possuem ecotoxicidade significativa, enquanto que a cama de frango já pertence à classe 2 e possui ecotoxicidade significativa. Além da classificação ecotoxicológica, os resíduos foram classificados quanto a periculosidade com base no IPLE- Índice de Perigo de Lodo de Esgoto, o qual demonstra se um resíduo está apto ou não para ser utilizado na agricultura. Neste estudo, o lodo séptico e o esterco bovino não representam perigo ao ambiente, estando, portanto aptos a serem dispostos na agricultura. Já, a cama de frango possui certa periculosidade com base no IPLE encontrado. De acordo com a caracterização ecotoxicológica, o lodo séptico e o esterco bovino podem ser utilizados na agricultura sem representar riscos de contaminação ecotoxicológica.

Palavras-chave: Biocompostagem. Toxicologia de resíduos. Lodo séptico. Índice de Periculosidade

5 ECOTOXICOLOGY AND RISK ASSESSMENT OF SOLID RESIDUES UNDERWENT TO COMPOSTING PROCESS

Abstract

Ecotoxicology seeks to understand and predict the effects of certain substances or residues on living things. Therefore, ecotoxicological studies are considered essential to analyze the pollutant effect of a substance or waste. Our aim was to carry out an ecotoxicological study on septic sludge, poultry litter and cow manure underwent to composting process with mechanical aeration under field condition. Composting was performed in an experimental farm and the ecotoxicological study was carried out in the laboratories of the Universidade Federal do Ceará. Ecotoxicology was studied based on bioassays using the crustacean *Daphnia similis* L. and the bacteria *Vibrio fisheri* L. Results were generated as EC50 and transformed into Toxic Unit (TU), so that residues could be classified in one of the four ecotoxicity classes created by Mantis, Voultsa and Samara (2005). With the results found it was possible to infer that composting contributed to reduce the ecotoxicity of the residues evaluated. As for toxicity, cow manure and septic sludge belong to class 1 and do not have any significant ecotoxicity, whereas poultry litter belongs to class 2 and has significant ecotoxicity. In addition to the ecotoxicological classification, residues were classified concerning its hazardous effects according to the SSHI - Sewage Sludge Hazard Index (IPLE, in Portuguese), which demonstrate whether a residue is suitable for being used in agriculture or not. In this study, septic sludge and cow manure are not dangerous to the environment and therefore, are therefore appropriate to be used in agriculture. Nevertheless, poultry litter present danger based on the IPLE found. According to the ecotoxicological characterization, septic sludge and cow manure can be used in agriculture without risks of ecotoxicological contamination.

Keywords: Composting. Waste toxicology. Septic sludge. Hazard Index.

5.1 Introdução

A agricultura tem capacidade para receber resíduos sólidos orgânicos, porém, é necessário que esses resíduos estejam tratados, de modo que não causem transtornos ambientais ao solo. Tedesco et al. (2008) relatam que a qualidade do solo pode sofrer alterações relacionados ao aporte de resíduo recebido, sendo que essas alterações podem ser benéficas ou prejudiciais, pois dependem do tipo de resíduo, das frequências de aplicações e das quantidades aplicadas.

Dentre as alterações benéficas, ressalta-se a redução do envio de resíduos aos aterros, melhoria na fertilidade e aumento da matéria orgânica do solo, aumentando a retenção de carbono, além de reciclar nutrientes importantes para o desenvolvimento das plantas, como por exemplo o nitrogênio, fósforo e potássio, além de promover a agregação do solo e melhoria da aeração e da retenção da água (MATTANA et al., 2014, DIACONO; MONTEMURO, 2010).

No entanto, estes resíduos orgânicos também podem gerar efeitos prejudiciais ao solo, pois apresentam em sua composição substâncias potencialmente indesejadas (por exemplo, metais potencialmente tóxicos, poluentes orgânicos e patógenos), que podem atingir diferentes compartimentos ambientais, como solo, águas superficiais e subterrâneas, e, finalmente, gerar grandes impactos na saúde humana, biodiversidade e na segurança dos alimentos (ALVARENGA et al., 2016).

Os estudos ecotoxicológicos são fundamentais para identificar os possíveis impactos dessas substâncias aos seres vivos, e geralmente são feitos por meio de bioensaios, que se baseiam em estudar a resposta de um organismo vivo exposto a uma determinada substância tóxica. Segundo Hader e Richter (2009), nos bioensaios é possível usar algas, protozoários, bactérias, peixes e invertebrados como organismos-teste.

O uso de bioensaios para avaliar a ecotoxicidade de resíduos submetidos à compostagem tem sido realizado ainda de maneira discreta, como é o caso do estudo desenvolvido por Massukado e Schalch (2010), o qual teve por objetivo avaliar a qualidade do biossólido proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares utilizando o bioensaio com minhocas da espécie *Eisenia andrei*. Alvarenga et al. (2016) também realizaram estudos ecotoxicológicos para avaliar nove diferentes resíduos orgânicos por meio de bioensaios que utilizavam as espécies *V. fischeri*, *D. magna* e *L. sativa*. No entanto, há uma falta de informações sobre testes ecotoxicológicos realizados em amostras que podem possuir toxicidade e afetar o ambiente. Além disso, pouco se conhece sobre o efeito da compostagem na ecotoxicidade de resíduos que são usados comumente na agricultura, como é o caso da cama de frango e do esterco bovino.

Devido a importância que os estudos ecotoxicológicos representam para a biodiversidade de espécies e para a preservação ambiental, este estudo teve por objetivo avaliar a ecotoxicologia do lodo séptico, cama de frango e do esterco bovino submetidos ao processo de compostagem. Além disso, este trabalho teve por objetivo verificar se o polímero utilizado no desague do lodo séptico influencia na qualidade final do resíduo compostado.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Resíduos orgânicos

Neste estudo ecotoxicológico foram utilizados os resíduos orgânicos resultantes do processo de compostagem realizado numa propriedade rural da região metropolitana de Fortaleza-CE. Utilizou-se o lodo séptico, cama de frango e esterco bovino, ambos compostados com podas de árvores e aeração natural por meio de um trator. A caracterização dos parâmetros agronômicos e químicos dos resíduos estudados está descrita na Tabela 9.

Pelo capítulo anterior, pode-se notar que todos os resíduos apresentavam teores de metais potencialmente tóxicos dentro do teor permitido para utilização na agricultura como fertilizante orgânico. Isso atesta a utilização segura desses resíduos como condicionadores do solo. Porém, outros contaminantes podem afetar a biótica do solo ou recursos hídricos, fato esse revelado nos testes ecotoxicológicos demonstrados a seguir.

Tabela 9 - Caracterização dos resíduos sólidos ao final do processo de compostagem.

Parâmetros Agronômicos	Lodo Séptico	Cama de Frango	Esterco bovino
Condutividade elétrica (Us cm ⁻¹)	735	450	933
pH (H ₂ O)	7,4	8,7	7,2
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	688	463	658
Relação C/N	18	15	25
Amônio (mg kg ⁻¹)	88	50	99
CTC (mmol kg ⁻¹)	650	600	461
Parâmetros Químicos			
Fósforo (g kg ⁻¹)	3,0	7,1	4,0
Enxofre (g kg ⁻¹)	11,0	19,1	13,3
Potássio (g kg ⁻¹)	2,8	4,4	5,3
Níquel (mg kg ⁻¹)	9,3	13,8	11,6
Zinco (mg kg ⁻¹)	167	187	72,1
Cobre (mg kg ⁻¹)	12	7,5	5,8
Chumbo (mg kg ⁻¹)	2,2	0,8	1,2
Selênio (mg kg ⁻¹)	8,3	13	9,0
Crômio (mg kg ⁻¹)	13	12,7	7,5
Molibdênio (mg kg ⁻¹)	2,5	0,6	1,5

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

5.2.2 Bioensaios de Ecotoxicidade

A ecotoxicidade foi estudada por meio dos bioensaios que utilizam as espécies do crustáceo de *Daphnia similis* L., e da bactéria marítima *Vibrio fisheri* L.

O teste com *Daphnia similis* L foi baseado no protocolo 12.713 disponibilizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2009) e utilizado por Sotero-Santos, Rocha e Povinelli (2005). Inicialmente, foram pesados 50 g de cada resíduo para ser diluído com 200 mL de água deionizada, de modo que a proporção fosse de 1:4 (m:v). A mistura foi então submetida a agitação magnética por 1 hora e posterior repouso por 24 horas. O sobrenadante foi retirado e novamente diluído nas proporções 100, 75, 50 e 25%, considerando que a alíquota inicial do sobrenadante é 100%. O tratamento controle foi constituído apenas por água de cultivo. Após ter feito as diluições, os organismos recém-nascido de *D. similis* (conhecidos também por neonatos) foram expostos por 48 h ao sobrenadante e mantidos sem alimentação ou fornecimento de nutrientes.

Após a finalização dos testes, contou-se o número de indivíduos que estavam imóveis ou mortos em cada diluição. Com o auxílio do software Trimmed Sperm-Karber foi realizado o cálculo de imobilidade de indivíduos em cada concentração e expresso em CE50 48h (Concentração Efetiva).

A unidade toxicológica de CE50 corresponde à concentração da amostra que proporciona imobilidade ou morte em 50% dos organismos testados e expostos a 48 horas na solução que contém a amostra de interesse (RUDNIK, 2008)

O bioensaio que utiliza a bactéria marítima *Vibrio fisheri* L. é conhecido como microtox (RICCO et al., 2004). A luminescência produzida naturalmente por essas bactérias é inversamente proporcional à toxicidade do composto, pois as substâncias tóxicas presentes no composto-teste interferem no complexo enzimático das bactérias, havendo assim uma redução significativa da quantidade de luz produzida. Sendo assim, o teste foi realizado de acordo com o procedimento padrão do fabricante Microtox® toxicity test (GAUDET, 1994) e conforme recomendações da norma da ABNT – NBR 15411/2 (ABNT, 2012). Foram utilizados 7 g de cada composto, os quais foram diluídas em 35 ml de solução de NaCl 3,5%, de modo que se obteve uma concentração de 20% (m:v). A mistura foi agitada por 10 minutos. Paralelamente foi feita uma amostra contendo somente a solução salina para ser utilizada como controle. Logo em seguida foram feitas várias diluições em tubo de ensaio, mantendo-as a 15°C em banho-maria.

A bactéria usada para esse teste foi *Vibrio fisheri* L, sendo ativada usando 1 mL de água destilada a 15°C por 15 minutos. Em seguida uma quantidade fixa de 20 µL de solução contendo a bactéria foi aplicada nas diluições e incubadas por 15°C durante 15 min. Dessa forma, a luminescência foi medida no tempo zero e depois de 30 min em aparelho microtox,

sendo também comparada com o valor medido da solução controle (sem composto), contendo apenas as bactérias. Ainda de acordo com Ricco et al. (2004), o aparelho experimental opera automaticamente, e avalia os valores em termos de uma redução de 50% de atividade luminescente da cultura, resultando em seu CE50.

Para facilitar a comparação e demonstração dos resultados, a CE50 obtida nos testes foi transformada em Unidade Tóxica conforme a seguinte equação: $UT=100/CE50$, onde o UT refere-se à Unidade Tóxica e CE50 é o resultado obtido no teste toxicológico. Dessa forma, quanto maior o valor numérico em unidade tóxica, maior será a toxicidade da amostra.

De posse dos valores de UT e de acordo com o sistema de classificação de toxicidade (SCT) descrito por Mantis, Voutsas e Samara (2005), foi possível classificar os resíduos orgânicos quanto a sua ecotoxicidade. Os resíduos pertencentes à Classe 1 são aqueles que possuem UT menor que 1, e são caracterizados por não apresentar ecotoxicidade significativa. Aqueles pertencentes à classe 2 são os resíduos que possuem Unidade Tóxica (UT) entre 1 e menor ou igual a 10, exibindo assim uma ecotoxicidade significativa. A classe 3 representa aqueles que possuem uma UT maior que 10 e menor igual a 100) exibindo alta ecotoxicidade aguda. A classe 4 representa os resíduos que apresentam UT maior que 100, exibindo alta ecotoxicidade.

Com esses resultados foi possível encontrar o índice de perigo para o lodo de esgoto. Embora o mesmo tenha sido proposto para ser utilizado com a matriz lodo de esgoto, neste trabalho ele foi adaptado também para o esterco bovino e para a cama de frango. O índice de perigo de lodo de esgoto (IPLE) foi proposto por Matta (2009) e posteriormente aperfeiçoado em Matta (2011). O índice baseia-se em utilizar os resultados de mais de um teste ecotoxicológico com base em Unidade Tóxica (UT), a fim de avaliar a periculosidade que o resíduo representa ao ambiente.

Matta (2011) elaborou o índice a partir de adaptações dos modelos matemáticos já existentes na área ambiental, como por exemplo: Sistema harmonizado para a classificação e rotulagem de produtos químicos, índice da qualidade de água, potencial de periculosidade ambiental e o *Pontential Ecotoxic Effects Probe*. Segundo Matta (2011), o IPLE pode variar de 0 a 5, onde os resíduos que possuem IPLE menor ou igual a 2 estarão em conformidade para aplicação agrícola, enquanto aqueles que apresentam índice maior que 2 estarão em não conformidade para uso agrícola, seguindo as exigências da Resolução 375/2006 (BRASIL, 2006).

O índice de perigo de lodo de esgoto foi encontrado segundo a seguinte equação proposta por Matta (2011) e utilizada por Zanatta (2014):

$$IPLE = \ln \left[1 + n \left(\frac{\sum_{i=1}^N T_i}{N} \right) \right]$$

Onde:

IPLE= Índice de perigo do lodo de esgoto

n= número de testes que exibiram resultados positivos

N= Quantidades de bioensaios realizados

T_i= Resultado dos bioensaios expressos em unidade tóxica (UT)

Nesta fórmula, o número de testes positivos foi multiplicado pela somatória da toxicidade obtida em todos os testes e dividida pelo número de testes realizados. Para cada amostra foi feito o IPLE.

Os resultados de cada teste ecotoxicológico foram submetidos à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas em função do tipo de resíduo e do tempo de compostagem pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade, utilizando-se do sistema computacional ASSISTAT, versão 7.7 Beta, conforme demonstra Silva e Azevedo (2016).

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Ecotoxicidade com *Daphnia similis*

Os testes com *Daphnia similis* tiveram seus resultados agudos expressos em CE50, o qual exprime uma relação inversa à toxicidade, ou seja, menores valores de CE50 indicam maiores toxicidades. Nos tempos 0, 30, 60, 90 e 120 dias os valores de CE50 para o lodo séptico foram de 2; 2,5; 5; 110 e 110 %, respectivamente, para o esterco bovino foram 2,5; 2,5; 3,3; 110 e 110%, respectivamente. Para a cama de frango, os valores de CE50 foram 0,83; 0,83; 1,11; 12 e 15%. Ressalta-se que esses valores de CE50 foram convertidos para Unidade Tóxica (UT).

Com isso foi possível verificar que em todos os resíduos avaliados a toxicidade diminuiu ao longo do processo de compostagem. O teste de Tukey (5%) revela que, no final do processo de compostagem, os resíduos avaliados apresentaram diferenças ecotoxicológicas entre si, conforme demonstra a Tabela 10. Em relação ao tempo de compostagem, a Tabela 10

revela que as menores ecotoxicidades para o lodo séptico e o esterco bovino foram alcançadas já aos 90 dias, visto que não houve diferenças estatísticas entre o tempo 90 e 120 dias. Com isso é possível inferir que o lodo séptico e o esterco bovino tiveram a máxima redução de toxicidade aos 90 dias após o início da compostagem.

De fato, isso demonstra que a compostagem atua no tratamento dos resíduos, reduzindo também o seu efeito ecotoxicológico no ambiente. O maior valor de Unidade Tóxica aos 120 dias de compostagem foi observado na cama de frango, seguidos pelo lodo séptico e pelo esterco bovino. Isso pode ser explicado pelo fato da cama de frango possuir o pH mais básico em relação aos outros resíduos, causando assim uma maior formação de amônia, a qual é considerada tóxica para muitos organismos vivos. Tiquia e Tam (2000) afirmam que valores de pH acima da neutralidade favorecem a formação de amônia, acarretando maiores reduções no conteúdo de N. Delgado et al. (2013) relataram também certa toxicidade do lixiviado da cama de frango para espécies de *Daphnia* spp.

A redução da toxicidade dos resíduos avaliados neste estudo está relacionado ao aumento da maturação, visto que, os menores valores de UT ocorreram no final da compostagem que é quando os resíduos alcançaram entre 90 e 120 dias sob o processo. Com base nesses valores, nota-se a seguinte ordem decrescente de toxicidade para *Daphnia similis*: cama de frango, lodo séptico e esterco bovino (Tabela 10). O lodo séptico e o esterco bovino são, portanto, os resíduos que têm menores chances de causar impacto ao ambiente quando comparados à cama de frango.

De acordo com a classificação utilizada por Mantis, Voutsas e Samara et al., (2005), o lodo séptico e o esterco bovino pertencem à classe 1, pois os mesmos possuem Unidade Tóxica menor que 1 aos 120 dias de compostagem (Tabela 10). Isso indica que os resíduos pertencentes à classe 1 não possuem ecotoxicidade significativa. A cama de frango no final de compostagem pode ser classificada como pertencente à classe 2 (UT entre 1 e 10), cuja classificação indica a existência de uma ecotoxicidade significativa.

Resultado semelhante foi encontrado por Alvarenga e colaboradores (2016), os quais classificaram a ecotoxicidade do resíduo agrícola compostado, resíduo agrícola compostado com lodo de esgoto e a mistura de resíduos sólidos urbanos compostados como sendo pertencentes à classe 2.

Zanatta (2014), ao realizar estudo ecotoxicológico utilizando bioensaios com *Daphnia similis* e amostras de lodos de estação de tratamento de esgoto, chegaram aos resultados de CE50 entre 25,2 e 0,37%. Em termos de Unidade Tóxica (UT) esses valores

estiveram entre 3,96 e 270,2. Os valores de UT observados por Zanatta são maiores que os encontrados neste trabalho, em virtude desse autor ter utilizado o lodo *in-natura* resultante dos processos de tratamento de esgoto e não resíduos tratados pelo processo de compostagem, que em virtude desse tratamento, tendem a ter uma menor toxidez.

Tabela 10 – Valores de Unidade Tóxica (UT) para teste com *Daphnia similis* encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem ao longo dos 120 dias.

	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	50 aC	40 aB	120 aA
30	40 bB	40 aB	120 aA
60	20 cC	30 bB	90 bA
90	0,90 dB	0,90 cC	8,33 cA
120	0,90 dB	0,90 cC	6,66 dA

Letras minúsculas comparam médias em resposta ao tempo de compostagem para cada resíduo orgânico. Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de resíduo dentro de cada tempo de compostagem.

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

5.3.2 Ecotoxicidade com *Vibrio fisheri* L., (microtox)

Os resultados do teste microtox também foram inicialmente expressos em CE50, porém, posteriormente foram convertidos a Unidade Tóxica (UT). Nos tempos 0, 30, 60, 90 e 120 dias os valores de CE50 obtidos com a bactéria *Vibrio fisheri* L. para o lodo séptico foram de 4; 6,6; 8,33; 166,6 e 400 %, respectivamente; para o esterco bovino foram 5; 6,25; 7,14; 250 e 333,33%, respectivamente. Para a cama de frango, os valores de CE50 foram 0,55; 0,76; 2,50; 25 e 45%.

Os resíduos avaliados também demonstraram diferenças significativas de ecotoxicidade em função do tempo de compostagem e em função do tipo de resíduo, conforme demonstram os resultados do teste de Tukey a 5% de probabilidade. Isso revela que a ecotoxicidade final dos resíduos foi influenciada pelo tempo em que o mesmo ficou sob o processo de compostagem e pelo tipo de resíduo. De acordo com a Tabela 11 é possível notar

que a ecotoxicidade de todos os resíduos, para o *Vibrio fisheri* L, sofreu redução em função do tempo. Essa redução está inversamente proporcional à maturação, ou seja, quanto maior for o estado de maturação dos resíduos menor será a toxicidade. Em relação ao tipo de resíduo, nota-se que no final do processo a toxicidade seguiu a seguinte ordem decrescente: cama de frango, lodo séptico e esterco bovino. Percebe-se também que a toxicidade do esterco bovino e da cama de frango aos 120 dias são estatisticamente iguais, conforme demonstra o teste de Tukey a 5% disposto na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores de Unidade Tóxica (UT) para teste com *Vibrio fisheri* L., encontrados nos resíduos sólidos orgânicos submetidos ao processo de compostagem ao longo dos 120 dias.

	Lodo Séptico	Esterco Bovino	Cama de Frango
Tempo de Compostagem (Dias)			
0	25 aB	20 aC	181 aA
30	15 bB	16 bB	131,5 bA
60	12 cC	14 bB	40 cA
90	0,60 dB	0,40 cC	4 dA
120	0,25 eB	0,30 cB	2,22 eA

Letras minúsculas comparam médias em resposta ao tempo de compostagem para cada resíduo orgânico. Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de resíduo dentro de cada tempo de compostagem.

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

De acordo com a classificação utilizada por Mantis, Voutsas e Samara et al., (2005), o lodo séptico e o esterco bovino pertencem à classe 1, pois os mesmos possuem Unidade Tóxica para o *Vibrio fisheri* L menor que 1 aos 120 dias de compostagem (Tabela 11). Isso indica que os resíduos pertencentes à classe 1 não possuem ecotoxicidade significativa. Kapanen *et al.* (2013), ao realizarem bioensaio com *Vibrio fisheri* L., em lodo de esgoto fresco e lodo compostado, perceberam que aos 26 dias de compostagem houve redução significativa da toxicidade aguda. Após os 124 dias de compostagem o lodo não apresentava mais toxicidade para *Vibrio Fischeri*, resultado semelhante ao observado neste trabalho.

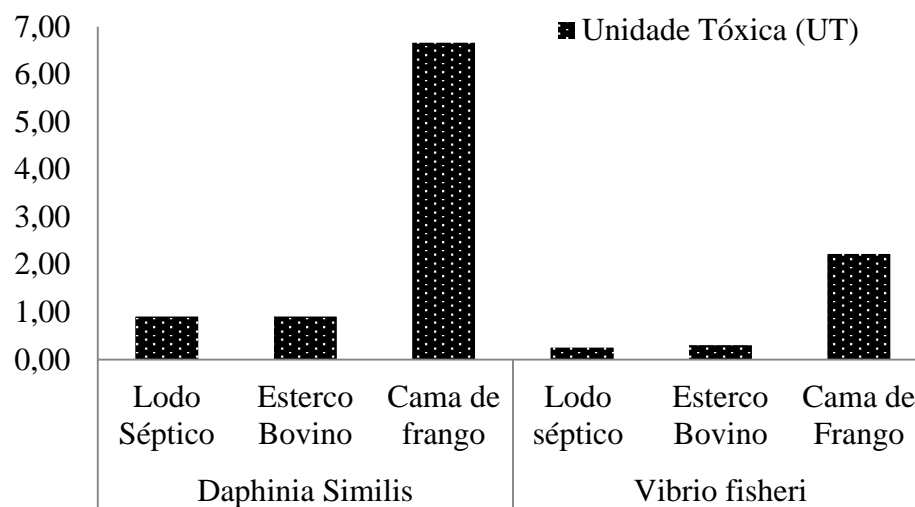
A cama de frango foi classificada como sendo pertencente à classe 2, pois aos 120 dias obteve uma UT entre 1 e 10, cuja característica indica a existência de uma ecotoxicidade significativa. Assim, o estudo ecotoxicológico feito com *Vibrio Fischeri* L. revela que no final

do processo de compostagem o lodo séptico e o esterco bovino não possuem ecotoxicidade, enquanto que a cama de frango já possui uma significativa ecotoxicidade.

Conforme foi explicado anteriormente, essa significativa ecotoxicidade encontrada para a cama de frango pode estar relacionada ao seu pH básico e a consequente formação da amônia, a qual é considerada como uma substância tóxica a vários tipos de organismos, quando em excesso.

Visando comparar a UT dos resíduos no final da compostagem (120 dias) e nos dois testes de ecotoxicidade, foi criado o gráfico disposto na Figura 16. Nota-se que os maiores valores de unidade tóxica foram encontrados no teste realizado com a *Daphnia simillis*. Com esse resultado é possível afirmar que a *Daphnia simillis* foi mais sensível que o *Vibrio fisheri* para todos os resíduos analisados. Resultado semelhante foi encontrado por Zanatta (2014), ao afirmar que, para a maioria das amostras, a *Daphnia simillis* foi a espécie mais sensível em comparação a outros testes ecotoxicológicos.

Figura 16 – Unidade tóxica (UT) obtida pelos testes com *Daphnia simillis* e *Vibrio fisheri* dos resíduos de lodo séptico, esterco bovino e cama de frango após a compostagem.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Para complementar o estudo ecotoxicológico deste trabalho, foi determinado também o índice de periculosidade de lodo de esgoto para todos os resíduos compostados. Conforme descrito anteriormente, o índice de perigo do lodo de esgoto (IPLE) é resultado da integração dos testes ecotoxicológicos realizados. Matta (2011) afirma que quanto mais distante

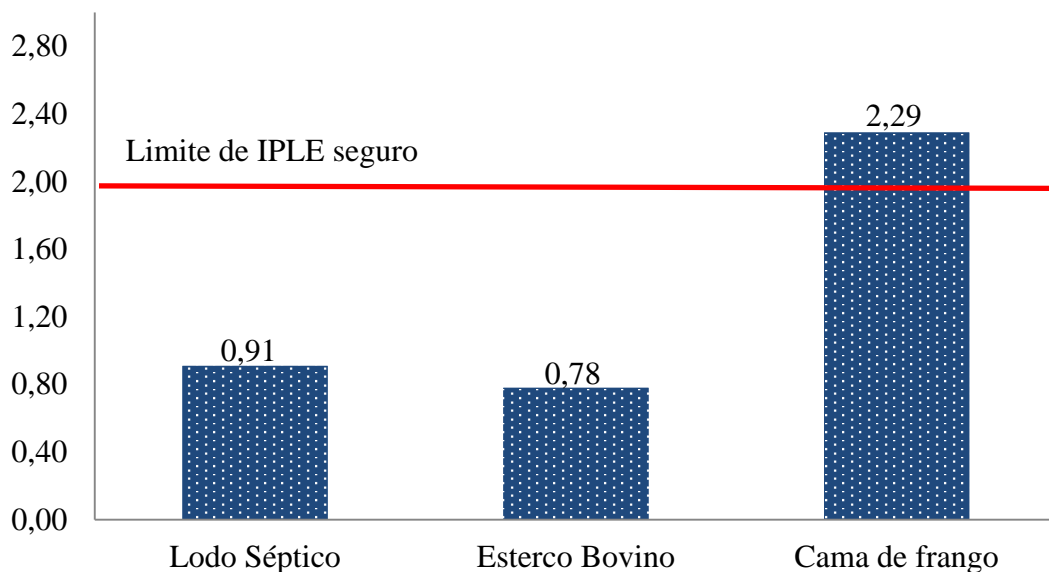
de 2,00 for o IPLE maior será o risco de determinado resíduo impactar a qualidade do ambiente quando da sua disposição ou utilização.

Os IPLE do lodo séptico, do esterco bovino e da cama de frango estão na Figura 17. De acordo com esses dados, é possível inferir que o lodo séptico e o esterco bovino não apresentam periculosidade ao ambiente, pois esses resíduos apresentaram IPLE menor que 2. Portanto, o esterco bovino e o lodo séptico podem ser utilizados na agricultura de forma segura, pois os mesmos não apresentam riscos de contaminar o ambiente. Já a cama de frango apresenta certa periculosidade, pois a mesma apresentou um valor de IPLE maior que 2.

Resultados semelhantes do IPLE foram encontrados por Zanatta (2014), que reporta ter encontrado valores que variaram de 1,3 a 5,9 para lodos de diferentes estações de tratamento de esgoto do estado de São Paulo. Matta (2011) relata IPLE que varia entre 0,4 e 4,8 também para lodos de esgoto de ETE pertencentes ao estado de São Paulo. Os valores encontrados por esses autores são maiores que os encontrados neste trabalho, e isso pode ser explicado pelo fato deste trabalho ter avaliado amostras de resíduos que passaram pelo processo de compostagem, enquanto que os trabalhos de Zanatta (2014) e Matta (2011) utilizaram lodos de estação de tratamento de esgoto que não receberam esse tipo de tratamento.

De posse desses resultados é possível inferir que o polímero catiônico utilizado no processo de desague do lodo séptico não interferiu negativamente na ecotoxicidade e muito menos em sua periculosidade. Esse resultado vem comprovar que o polímero não afeta a qualidade final do biossólido após a compostagem.

Figura 17 – IPLE do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango após a compostagem



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

. 5.4 Conclusão

A análise da ecotoxicidade de resíduos sólidos submetidos à compostagem é de suma importância, pois tais resíduos apresentam potencial de poluir o solo, água e ar, o que implica em vários problemas ambientais e de saúde pública. Neste estudo, foi possível verificar que o lodo séptico e o esterco bovino compostados são resíduos que podem ser dispostos na agricultura, visto que os mesmos apresentam baixa ecotoxicidade e periculosidade.

A cama de frango, mesmo após o processo de compostagem, ainda possui uma toxicidade significativa e representa perigo quando da sua utilização agrícola. O elevado valor de pH desse resíduo pode ter contribuído para a formação de amônia, a qual foi a variável mais suspeita para condicionar a ecotoxicidade desse resíduo.

A *Daphnia similis* foi mais sensível que *Vibrio fischeri* no estudo ecotoxicológico realizado. Neste capítulo também ficou demonstrado que a compostagem reduz a toxicidade do lodo séptico, esterco bovino e da cama de frango. Acredita-se que a toxicidade reduz em função do aumento da maturação da matéria orgânica presente nos resíduos.

A Unidade Tóxica (UT) e o Índice de Perigo do Lodo de Esgoto (IPLE) indicaram que o composto de lodo séptico e o esterco bovino atingiram a maturidade. Como resultado, o composto final foi considerado adequado para utilização como um condicionador do solo.

O Índice de Perigo do Lodo de Esgoto é uma fonte de conhecimento adequada para avaliar a periculosidade que determinado resíduo possui em relação ao ambiente, porém, se faz necessário a utilização de um maior número de bioensaios possíveis.

O polímero utilizado no desague do lodo séptico não influenciou na qualidade final do resíduo após o processo de compostagem.

6 PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES USADAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS UTILIZANDO SUBSTRATOS À BASE DE LODO SÉPTICO, CAMA DE FRANGO E ESTERCO BOVINO.

Resumo

O reflorestamento de áreas degradadas ajuda a melhorar a paisagem e garante a persistência de espécies e a diversidade funcional, além de favorecer a sucessão ecológica. Nas estratégias de reflorestamento, a fase de produção das mudas tem relevada importância, pois a qualidade dos reflorestamentos está diretamente relacionada à qualidade das mudas utilizadas. Aliando isso à grande quantidade de resíduos produzidos pelo ser humano, uma das alternativas encontradas tem sido a utilização de tais resíduos como substrato para a produção de mudas. O lodo de fossa séptica, a cama de frango e o esterco bovino são três resíduos interessantes a serem utilizados na produção dos substratos, pois os mesmos podem vir a trazer benefícios para as mudas. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar o efeito dos diferentes substratos na biometria das espécies de ipê amarelo e cedro na fase de muda. Além disso, pretendeu-se com este trabalho estudar a qualidade dos substratos por meio do Índice de Qualidade de Dickson- IQD. Para isso, o experimento baseou-se em um fatorial 2x5, onde se avaliaram dois tipos de mudas (Ipê Amarelo e Cedro) e cinco tipos de substratos em quatro repetições, totalizando 10 tratamentos, resultando em 40 mudas ao todo. Os substratos mais eficientes foram os substratos 2 (esterco bovino + lodo séptico) e 4 (lodo séptico + cama de frango).

Palavras-chave: Produção de espécies florestais, Substrato orgânico. Resíduos sólidos.

6 SEEDLING PRODUCTION OF PLANT SPECIES USED TO RESTORE DEGRADED AREAS APPLYING SUBSTRATES MADE OF SEPTIC SLUDGE, POULTRY LITTER AND COW MANURE

Abstract

Reforestation of degraded areas helps to improve the landscape and ensures the persistence of species and the functional diversity, in addition to favoring ecological succession. In reforestation strategies, the phase of seedling production is greatly important, since reforestation quality is directly related to the quality of seedlings used. Combining that to the large amount of waste produced by the human being, an alternative has been the use of such residues as substrate for seedling production. Septic tank sludge, poultry litter and cow manure are three interesting residues to be used in substrate production, as they can bring benefits to seedlings. Therefore, our aim was to assess the effect of different substrates in the biometry of golden

trumpet tree and cedar species in the seedling stage. Additionally, we studied the quality of substrates according to Dickson Quality Index - DQI. Thus, the experiment was designed in a 2X5 factorial, with two types of seedlings (Yellow Trumpet Tree and Cedar) and five types of substrates being evaluated in four replications, totaling 10 treatments, resulting in 40 seedlings. The most efficient substrates were substrates 2 (cow manure + septic sludge) and 4 (septic sludge + poultry litter).

Keywords: Forest plant species production. Organic substrate. Solid waste

6.1 Introdução

No Brasil, o problema de áreas degradadas alcança em torno de 1,8 milhões de quilômetros quadrados, o que representa 22,11% do total nacional territorial e 5,38% das terras degradadas do planeta, segundo dados publicados por Bai e colaboradores (2008). Para reverter esse quadro, muito se tem apostado em estratégias de reflorestamentos, onde o preparo e o manejo do solo, juntamente com a introdução de espécies nativas, podem melhorar as condições ambientais dessas áreas impactadas negativamente. A recuperação procura reverter um ecossistema degradado a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original (BRASIL, 2011).

Um dos grandes problemas das estratégias de recuperação é possuir mudas de espécies nativas o suficiente para suprir a demanda dos projetos. Segundo Monteriro et al. (2015), não há disponibilidade de mudas nativas de qualidade e em quantidade suficiente para suprir a demanda dos programas de reflorestamento e/ou recuperação de áreas degradadas. E a fase de produção de mudas é importante para manter a qualidade do reflorestamento durante todo o processo, pois a qualidade da muda reflete no potencial que a espécie tem em suportar e se estabelecer em condições ambientais adversas.

Uma das fases mais importantes da produção de mudas é aquela de escolha do substrato, o qual vem a ser um meio de crescimento que permite o desenvolvimento satisfatório do sistema radicular e é capaz de favorecer a germinação da semente e facilitar o desenvolvimento da plântula fornecendo água e oxigênio. No mercado existem diversos tipos de substratos comercializados, como por exemplo, a vermiculita, húmus de minhoca e a casca de arroz. A variedade de substratos existente é devido ao fato de não existir um substrato que seja satisfatório para todos os tipos de espécies cultivadas. Frente a isso, os estudos que comparam a qualidade de diferentes substratos para diferentes tipos de mudas possuem relevada

importância, pois além de disponibilizar o melhor substrato para determinadas espécies, acaba por reduzir os custos da recuperação ao disponibilizar substratos de baixo custo que podem fornecer respostas positivas.

Diversos materiais podem ser utilizados na composição dos substratos para a produção de mudas, como, por exemplo, o composto com casca de pinus, que atualmente é utilizado em larga escala para a produção de mudas florestais e em diversas áreas agrícolas (DELARMELINA et al., 2014). Pesquisadores das áreas de saneamento têm apostado muito na utilização de resíduos gerados no meio urbano e rural para a produção desses substratos. Dentre os resíduos mais propícios a serem utilizados estão o lodo de esgoto, o esterco bovino e a cama de frango.

O lodo de fossa séptica é um tipo de lodo que é resultante do tratamento em unidades individuais de esgoto sanitário doméstico, as quais são conhecidas como fossas e tanques sépticos. Esse resíduo é oriundo das fossas e tanques sépticos e em sua composição tem quantidades de lodo, esgoto etc (ANDREOLLI; CARVALHO; MEYER, 2015). É necessário que esse resíduo passe por algum tratamento, pois sua composição apresenta quantidades de matéria orgânica instável, poluentes e patógenos que podem impactar o meio ambiente.

O esterco bovino é um resíduo de origem agrícola e já vem sendo utilizado em larga escala para nutrir plantas e na produção de mudas. Entre os adubos orgânicos, o esterco bovino é o mais usado e tem levado a bons resultados na produção de mudas de espécies florestais (MIRANDA et al. 2013). Rodrigues et al. (2008) afirmam que a composição do esterco de curral é variável com a fonte animal e alimentação, entre outras, mas pode-se dizer, como média, tem 0,4 a 0,5% de N; 0,4 a 0,6% de K₂O e 0,2 a 0,3% de P₂O₅.

A cama de frango é uma mistura de substratos agrícolas com excretas, ração, penas, descamações epiteliais de aves e água. Segundo Miah et al. (2015), esse resíduo é comumente disposto em locais próximos das granjas sem tratamento prévio e outra pequena parte é usada para alimentar peixes e produção hortícolas pelos agricultores.

A produção de substratos pode ser uma solução ambientalmente sustentável para esses resíduos, que, além de reduzir o impacto da disposição inadequada, estaria reduzindo os custos de projetos de recuperação de áreas degradadas, ao economizar na compra de produtos comerciais.

Diante disso, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito dos diferentes substratos na biometria das mudas de cedro (*Cedrella fissilis*) e ipê amarelo (*Tabebuia aurea*). Como objetivos específicos este trabalho tem: Avaliar a qualidade e o efeito de substratos a base

de lodo séptico, esterco bovino e cama de frango na altura da parte aérea, diâmetro do colmo, massa seca total, massa seca da raiz e relação da parte aérea com o diâmetro do colo das espécies de Cedro e Ipê amarelo. Verificar a qualidade dos substratos pelo Índice de Qualidade de Dickson- IQD.

6.2 Material e métodos

O trabalho foi desenvolvido em Casa de Vegetação (Figura 18) localizada no Centro de Difusão Tecnológica (CDT), o qual é uma área de cultivo agrícola da INFRAERO, nas dependências do Aeroporto de Imperatriz – MA (5° 31' 32" S e 47° 26' 35" W), com altitude média de 92 m acima do nível do mar. O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é do tipo (Am), tropical quente e úmido, com precipitações mal distribuídas e duas estações: chuva, que vai de dezembro a abril, e seca, que vai de maio a novembro (NASCIMENTO et al, 2013). Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a média pluviométrica anual é de 1463,5 mm, a do mês mais chuvoso (março) é de 279 mm e do mês mais seco (julho) de 6,4 mm.

Os tratamentos foram formulados com base em um fatorial 2x5, onde foram avaliadas duas espécies vegetais comumente encontradas no Cerrado (cedro e ipê amarelo) e cinco substratos diferentes (Substrato 1, 2, 3, 4 e vermiculita). Os substratos utilizados neste trabalho foram sintetizados a partir do lodo séptico desaguado, cama de aviário e o esterco bovino oriundos do processo de compostagem com aeração natural.

Os substratos foram formulados de acordo com as proporções encontradas na Tabela 12. A areia utilizada foi peneirada em uma peneira nº 30 ABNT/ASTM, em seguida foi lavada, seca ao ar e esterilizada pela autoclave. Utilizou-se também NPK na proporção de 10:10:10 na mistura dos substratos.

Figura 18- Casa de Vegetação utilizada para o plantio das mudas, localizada no CDT/ Imperatriz-MA.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Tabela 12 – Proporções dos componentes utilizados para fórmular os substratos.

Substratos	Proporções
Substrato 1	50% de esterco bovino + 40% de cama de frango + 7% de areia estéril + 3% de NPK.
Substrato 2	50% de esterco bovino + 40% lodo séptico + 7% de areia estéril + 3% de NPK.
Substrato 3	50% de cama de frango + 40% lodo séptico + 7% de areia estéril + 3% de NPK.
Substrato 4	50% de lodo séptico + 40% cama de frango + 7% de areia estéril + 3% de NPK.
Vermiculita	90% vermiculita + 7% de areia estéril + 3% de NPK.

Fonte: elaborada pelo autor (2017).

As espécies vegetais utilizadas foram o ipê amarelo (*Tabebuia aurea*) e o cedro (*Cedrella fissilis*). As sementes utilizadas no plantio foram adquiridas no banco de sementes da Usina Hidrelétrica de Estreito, localizada na cidade de Estreito-MA, a 156 km de Imperatriz.

A Ipê amarelo, também conhecida como Ipê amarelo do cerrado ou caibreira, compreende uma espécie perenifólia da caatinga de porte elevado e grande diâmetro de sombra. Durante a floração a beleza das suas flores constitui um espetáculo à parte em meio à paisagem rústica do cerrado. Pereira (2005) relata que essa espécie é muito empregada na carpintaria para confecção de cabos para ferramentas, portas, e em projetos paisagísticos. Da entrecasca são produzidos xaropes para o tratamento de gripes.

A Cedro pertence à família *Meliaceae* e é nativa do Brasil, de importante valor econômico e ecológico, pois possui madeira nobre (RODRIGUES et al., 2009). A alta qualidade e o alto valor comercial da madeira dessa espécie a torna alvo do extrativismo e da exploração ilegal (RUIZ FILHO et al., 2004).

Logo após a aquisição das sementes, teve início a montagem do experimento. De acordo com os tratamentos, foram preenchidos 4 tubetes para cada substrato e muda. As mudas foram produzidas em tubetes de 55 cm³ e acondicionadas em bandeja de polipropileno com capacidade para armazenar 54 tubetes, conforme demonstra a Figura 19.

Figura 19- Montagem do experimento em tubetes de 55 cm³



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Após a germinação (15 dias depois da sementeira), foi realizado o desbaste para eliminar as plantas invasoras ou a germinação de espécies daninhas. A irrigação foi automatizada de acordo com a rotina da estufa, a qual possui um sistema de irrigação por aspersão que ocorrem quatro vezes ao dia, nos horários de 6:00 horas, 12 horas, 14 e 18 horas, cuja duração de rega foi de quatro minutos cada irrigação, sendo liberados cerca de 2mm de água em cada horário, totalizando 8mm de água por dia. As mudas passaram um total de 75 dias em estufa e foram retiradas quando as mesmas estavam com duas ou três pares de folhas, conforme demonstra a Figura 20.

Figura 20- Mudas de ipê amarelo e Cedro após 75 dias de cultivo em condições controladas.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

Após finalizar o período do cultivo, as mudas foram levadas ao Laboratório de Química Ambiental da Universidade Estadual do Maranhão, onde foram feitas as avaliações biométricas, como altura (cm), área foliar (AF), em dm^2 , massa seca das folhas (MSF), área foliar específica, diâmetro (cm), peso da matéria seca total (PST), em gramas, razão de peso foliar ($\text{RPF} = \text{Peso folha} / \text{Peso total em g/g}$); e peso específico de folha ($\text{PEF} = \text{peso seco da folha} / \text{área foliar em g/dm}^2$), segundo Benincasa (1988).

A altura das mudas foi determinada do nível do substrato até o ápice do par de folhas. A área foliar de cada muda foi obtida utilizando o software ImageJ, onde foram tiradas fotos das folhas e usando as ferramentas do software foi possível obter as áreas foliares. O peso total de cada muda e seu respectivo peso seco foliar foi obtido em uma balança de precisão e assim fez-se a divisão do valor correspondente do peso da folha com o peso total da mesma muda, repetindo esse processo para todas as outras, e encontrou-se a razão do peso foliar. A área foliar específica foi obtida pela divisão da área foliar pelo peso seco das folhas. O diâmetro de cada muda foi coletado com o auxílio de um paquímetro digital. Os pesos da matéria seca total (PST), massa seca da folha (MSF) e a massa seca das raízes (MSR) foram determinados colocando todas as mudas numa estufa a 60°C por 24 horas. Após isso as amostras foram pesadas em uma balança de precisão.

Com essas informações foi possível avaliar a qualidade da muda também pelo Índice de Qualidade de Dickson. Esse índice foi proposto por Dickson, Leaf e Hosner (1960) e

considera o vigor e o equilíbrio da distribuição da biomassa da muda em crescimento. Diversos trabalhos na literatura utilizam esse índice, como o de Ranade e Gil (2016), ao avaliarem o efeito de três tipos de luzes no crescimento das mudas de pinheiro silvestre, e Delarmelina et al. (2014), ao avaliarem a produção de mudas de espécies florestais cultivadas com diferentes tipos de substratos.

O Índice de Qualidade de Dickson (IQD) foi calculado de acordo com a seguinte equação:

$$IQD = \frac{MST}{\frac{H}{DC} + \frac{MSPA}{MSR}}$$

Onde:

MST= Massa seca total da muda, em grama (g)

H= Altura da muda, em centímetros (cm)

DC= Diâmetro do caule, em milímetros (mm)

MSPA= Massa seca da parte aérea, em grama (g)

MSR= Massa seca da raiz, em grama (g)

A fim de verificar a interação dos diferentes substratos e espécies, os tratamentos foram arranados com base no fatorial totalizando 10 tratamentos (cinco substratos e duas espécies), com 4 repetições, resultando em 40 mudas. A análise estatística foi realizada utilizando-se médias gerais dos parâmetros avaliados e comparadas pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade, de acordo com software Assistat (SILVA; AZEVEDO 2016). A análise de correlação de Pearson foi utilizada com a finalidade de avaliar o grau de correlação entre as diferentes variáveis biométricas avaliadas nas mudas.

6.3 Resultados e discussão

As estratégias de recuperação de áreas degradadas requerem o uso de espécies que tenham crescimento rápido, em condições adversas e que sejam fixadoras de nitrogênio, de preferência. O crescimento rápido inicial, muitas vezes é influenciado pelo tipo e pela qualidade do substrato utilizado. Diante disso, pode-se observar que as espécies de Cedro e Ipê amarelo apresentaram diferentes respostas biométricas em função dos substratos.

De acordo com os dados da Tabela 13, nota-se que, para o ipê amarelo, a maior altura foi obtida com a utilização do substrato 4, e para o Cedro foi o substrato 1. Ao comparar a média de todos os substratos, o teste F revelou que o Cedro apresentou as maiores alturas quando comparado ao Ipê amarelo. O substrato 1 e 4 deve ter disponibilizado uma quantidade significativa de nutrientes para o desenvolvimento das mudas, sobretudo na altura das mesmas. Quando se comparam os substratos com a vermiculita, a diferença é ainda maior. Com isso, pode-se afirmar que os substratos produzidos com lodo séptico, cama de frango e esterco bovino promovem maior altura das mudas de cedro e ipê amarelo em relação ao produto comercial, denominado de vermiculita.

Tabela 13 – Altura das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

	Ipê Amarelo	Cedro
Substratos	Altura (cm)	Altura (cm)
Substrato 1	2,90 cB	11,33 aA
Substrato 2	3,60 bB	10,20 bA
Substrato 3	3,63 bB	11,16 aA
Substrato 4	5,93 aA	6,90 cA
Vermiculita	2,66 cB	7,16 cA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Em relação a área foliar, nota-se que as plantas tiveram a área foliar também influenciada pelo tipo de substrato, sendo que para o Ipê amarelo, a maior área foliar foi encontrada no substrato 3 e para o Cedro no substrato 2 (Tabela 14). O aumento de área foliar total é comum em mudas de plantas cultivadas sob condições controladas de Casa de Vegetação, pois é um dos mecanismos que a planta utiliza para aumentar a superfície fotossintética, assegurando recursos energéticos para manter o seu crescimento mesmo em baixa intensidade luminosa. O teste de Tukey revela que, para as duas espécies, os substratos de 1 a 4 proporcionaram maior área foliar que a vermiculita.

Outra variável biométrica importante para avaliar o crescimento das mudas é a massa seca das folhas. Segundo Gomes e Paiva (2006), a massa seca das folhas indica a rusticidade e a capacidade que as plantas têm de se desenvolver em ambientes de condições adversas.

Tabela 14 – Área foliar das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

Substratos	Ipê Amarelo	Cedro
	Área foliar (dm ²)	
Substrato 1	0,09 cB	0,88 aA
Substrato 2	0,13 cB	1,01 bA
Substrato 3	1,12 aB	0,71 aA
Substrato 4	0,71 bA	0,90 cA
Vermiculita	0,50 bB	0,19 cA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

A Tabela 15 demonstra que o maior peso seco das folhas foi observado quando se utilizou o substrato 2 na semeadura do Cedro e do Ipê amarelo. O substrato 2 tem em sua composição o esterco bovino e o lodo séptico, componentes que favorecem o crescimento e o desenvolvimento das mudas, seja pela matéria orgânica existente ou pela quantidade de nutriente disponível.

Corroborando com a ideia anterior, Wendling e Gatto (2002) afirmam que os resíduos orgânicos compostados melhoram a qualidade do substrato, pois possuem a capacidade de aumentar a retenção de água, a porosidade e a agregação do substrato, além de fornecer nutrientes essenciais às mudas.

Caldeira et al. (2012) também notaram que as mudas de timbó (*Ateleia glazioveana*) apresentaram influência positiva devido a utilização de lodo de esgoto no substrato. Gonçalves et al. (2014) avaliaram também o crescimento de mudas de timbó cultivadas em diferentes substratos (lodo de esgoto, esterco bovino e substrato comercial) e afirmaram que o lodo de esgoto e o esterco bovino em proporções adequadas favorecem o desenvolvimento da muda.

Com os dados da área foliar (dm²) e da massa seca das folhas (g) foi possível encontrar o valor da área foliar específica. Segundo Dantas et al. (2009), a área foliar específica (AFE) é expressa pela razão entre a área foliar e a massa seca das folhas e reflete a composição interna (número e tamanho) das células do mesófilo. Ferreira (1996) relata que o decréscimo da AFE indica que houve aumento na espessura da folha em consequência do aumento do tamanho e do número das células.

Tabela 15 – Massa seca das folhas (MSF) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

Substratos	Ipê Amarelo	Cedro
	MSF (g)	
Substrato 1	0,05 dB	0,45 bA
Substrato 2	0,75 aA	0,60 aB
Substrato 3	0,07 dB	0,47 bA
Substrato 4	0,44 bA	0,49 bA
Vermiculita	0,16 cA	0,10 cA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

De acordo com a Tabela 16, a muda de Ipê amarelo que apresentou a maior espessura da folha foi aquela que cresceu no substrato 2, tanto é que o resultado revelado pelo teste de Tukey foi diferente dos demais ao nível de 5% de probabilidade. Embora o teste de Tukey não demonstrou diferenças significativas de AFE entre os diferentes substratos, pode-se observar que a maior espessura de folha foi obtida com o substrato 3, para o Cedro. Com isso é possível inferir que o substrato 2 proporcionou uma maior espessura das folhas de Ipê amarelo e o substrato 3 para o Cedro.

Tabela 16 – Área foliar específica (AFE) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

Substratos	Ipê Amarelo	Cedro
	AFE (dm ² g ⁻¹)	
Substrato 1	1,80 cB	1,95 A
Substrato 2	0,17 dA	1,68 B
Substrato 3	16,0 aB	1,53 A
Substrato 4	1,61 cA	1,83 A
Vermiculita	3,12 bA	1,9 A

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

Após a produção da muda, a espécie vegetal tem que ser transplantada para o local onde a mesma irá se desenvolver até atingir a sua fase adulta. Porém, devido à baixa capacidade de sobrevivência e qualidade das mudas, muitas não conseguem chegar a essa fase. Diante disso,

Daniel e colaboradores (1997) e Scheer et al., (2012) afirmam que é possível avaliar a capacidade de sobrevivência da muda pelo diâmetro do caule. Ou seja, quanto maior for o diâmetro do caule, maior é a capacidade que determinada muda tem em sobreviver no ambiente quando for transplantada, mesmo em condições adversas.

Na Tabela 17 estão os diâmetros do caule das mudas de ipê amarelo e cedro. Nota-se que o teste de Tukey a 5% de probabilidade revelou diferenças significativas no diâmetro do caule das mudas de Ipê amarelo cultivadas com o substrato 4 em relação aos demais.

Para o Cedro, o maior diâmetro foi obtido nas mudas cultivadas com o substrato 4, sendo esse estatisticamente igual ao substrato 2 e 3, conforme o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Diante disso, é possível afirmar que o Ipê Amarelo e o Cedro têm maior capacidade de sobreviverem no campo quando semeados com substratos à base de lodo séptico, cama de frango e esterco bovino.

Melo Júnior (2013) também observou aumentos no diâmetro do caule das espécies pata de vaca (*Bauhinia forficata* Link), guapuruvu (*Schizolobium parayba* (Vell.) e ipê roxo (*Tabebuia heptaphyla* (Vell.) cultivadas com substrato à base de esterco bovino.

Tabela 17 – Diâmetro do Caule das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

	Ipê Amarelo	Cedro
Substratos	Diâmetro (mm)	
Substrato 1	1,19 bB	2,73 bA
Substrato 2	1,43 bB	3,37 aA
Substrato 3	1,23 bB	3,84 aA
Substrato 4	2,16aB	3,80 aA
Vermiculita	1,22bB	2,13bA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

A raiz de uma muda é importante para fornecer água e sais minerais para a parte aérea. Quanto maior for a massa seca das raízes, mais chance a muda terá de se estabelecer no ambiente. A Tabela 18 mostra os resultados da massa seca das raízes do ipê amarelo e do Cedro em função dos diferentes substratos. Nota-se que, para ambas as espécies, a maior massa seca das raízes foi encontrada nas mudas cultivadas com o substrato 2. Esse resultado foi também

demonstrado pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, o qual revelou que a massa seca das raízes de ipê amarelo e cedro cultivadas com o substrato 2 foi diferente daquela obtida nos substratos 1, 3, 4 e a vermiculita. Com isso é possível afirmar que o substrato 2 à base de esterco bovino e lodo séptico dão maior suporte para o desenvolvimento e crescimento das raízes das mudas.

Tabela 18 – Massa seca das raízes (MSR) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

	Ipê Amarelo	Cedro
Substratos	MSR (g)	
Substrato 1	0,03 dB	0,30 bA
Substrato 2	0,50 aA	0,40 aA
Substrato 3	0,04 cB	0,29 bA
Substrato 4	0,30 bA	0,30 bA
Vermiculita	0,09 dA	0,10 cA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

De acordo com Ranade e Gil (2016), o Índice de Qualidade de Dickson é um bom indicador para avaliar a qualidade das mudas, pois o mesmo considera variáveis importantes de crescimento e desenvolvimento. Hunt (1990) e Dickson, Leaf e Hosner (1986) afirmam que as mudas que possuem IQD acima de 0,20 apresentam qualidades satisfatória para serem utilizadas em plantios.

O teste de Tukey revela que o substrato 2 no Ipê Amarelo é estatisticamente superior e diferente dos demais. Para o Cedro, os substratos 2 e 4 demonstram o mesmo grau de qualidade para as mudas, pois o teste de Tukey não diferiu entre esses dois substrato conforme está na Tabela 19. Diante disso, pode-se notar que as mudas de Ipê Amarelo cultivadas no substrato 2 foram aquelas de maior qualidade. Para o Cedro, o substrato 2 e o 4 proporcionaram maior qualidade.

O IQD encontrado neste trabalho foi semelhante aos encontrados na literatura. Delarmelina et al. (2014) encontraram os melhores IQD entre 0,26 a 0,48, ao utilizarem o lodo de esgoto na composição do substrato. Ranade e Gil (2016) encontraram IQD variando entre 0,33 e 0,43 utilizando substrato à base de casca de arroz.

Nesse sentido, nota-se que o lodo séptico, a cama de frango e o esterco bovino favorecem maior crescimento e desenvolvimento das mudas, o que indica que esses resíduos, quando tratados corretamente, podem ser utilizados na produção de substratos.

Tabela 19 – Índice de Qualidade de Dickson (IQD) das mudas de ipê amarelo e cedro em função dos diferentes tipos de substratos.

Substratos	Ipê Amarelo	Cedro
	IQD	
Substrato 1	0,21 bA	0,15 bB
Substrato 2	0,29 aA	0,26 aA
Substrato 3	0,20 bA	0,20 bA
Substrato 4	0,22 bA	0,27 aA
Vermiculita	0,10 cA	0,09 cA

Letras minúsculas comparam médias em resposta aos diferentes tipos de substratos para cada tipo de muda (coluna). Letras maiúsculas comparam médias em resposta ao tipo de muda dentro de cada substrato (linha). As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Substrato 1 (50% de esterco bovino e 40% de cama de frango); Substrato 2 (50% de esterco bovino e 40% de lodo séptico); Substrato 3 (50% de cama de frango e 40% de lodo séptico); Substrato 4 (50% de lodo séptico e 40% de cama de frango).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

A partir dos resultados da análise de correlação, é possível observar que as correlações positivas relevantes ocorreram entre o diâmetro do caule e a altura, massa seca das raízes e massa seca das folhas, IQD e massa seca das folhas e massa seca das raízes. Para alguns desses coeficientes, já eram esperados os resultados, como, por exemplo, as correlações entre altura e diâmetro, e a relação das demais variáveis com a massa seca das raízes e massa seca das folhas, pois o aumento de um influi diretamente no aumento da outra.

A variável IQD apresentou um índice de correlação positivo forte quando relacionado a massa seca das folhas, o que indica que o aumento da massa seca das folhas aumenta a qualidade da muda. Esse resultado já era de esperar, pois as variáveis biométricas relacionadas à morfologia das mudas são utilizadas na fórmula de cálculo do IQD. Esse resultado está de acordo com o trabalho realizado por Eloy et al. (2013) os quais obtiveram altas correlações positivas entre as mesmas variáveis encontradas neste estudo.

Ainda de acordo com a Tabela 20, pode-se notar uma correlação positiva muito forte entre a massa seca das folhas e a massa seca das raízes. Diante disso, pode-se afirmar que essa relação é um índice eficiente e seguro para avaliar a qualidade de mudas. Silva, Simões e Silva (2012) também ressaltam a correlação positiva entre massa seca das raízes e massa seca das folhas, cuja maior qualidade das mudas é resultado de elevadas massa seca das raízes e de folhas.

Tabela 20 – Coeficiente de Correlação simples (Análise de Pearson), em função do grau de correlação entre as características biométricas das mudas de Ypê Amarelo e Cedro cultivadas em diferentes substratos

	Altura	Área Foliar	MSF*	AFE**	Diâmetro Do Caule	MSR***	IQD****
Altura	1						
Área foliar	0,45	1					
MSF*	0,43	0,16	1				
AFE**	-0,30	0,48	-0,50	1			
Diâmetro do Caule	0,84	0,48	0,51	-0,35	1		
MSR***	0,44	0,12	0,99	-0,52	0,49	1	
IQD****	0,00	0,18	0,67	-0,10	0,27	0,64	1

*MSF= Massa seca das folhas; **AFE= Área foliar específica; ***MSR= Massa seca das raízes; IQD****= Índice de qualidade de Dickson.

Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

6.4 Conclusão

Os cinco substratos avaliados proporcionaram diferentes crescimentos biométricos para as mudas de cedro e ipê amarelo. O substrato 2, à base de esterco bovino e lodo séptico, proporcionou maior crescimento e desenvolvimento das mudas de Ipê Amarelo e Cedro.

O Cedro ainda se desenvolveu bem no substrato 4, o qual era composto, em sua maioria, pelo lodo séptico e cama de frango.

Quando se compara os substratos com a vermiculita, pode-se notar que o substrato comercial não proporcionou crescimento adequado e qualidade das mudas estudadas.

De acordo com o Índice de Qualidade de Dickson (IQD), as mudas de melhor qualidade foram as de ipê amarelo e o cedro cultivadas no substrato 2. A muda de Cedro obteve a mesma resposta qualitativa quando cultivada também com o substrato 4.

7 COMPOSTAGEM DE LODO SÉPTICO, ESTERCO BOVINO E CAMA DE FRANGO COM DIFERENTES ESTRUTURANTES

Resumo

A compostagem é uma técnica que vem sendo utilizada para ajudar no gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos, pois a mesma tem o potencial de tratar esses resíduos e torná-los aptos para utilização agrícola. A poda de árvore e o coco verde são dois resíduos orgânicos que podem ser utilizados na compostagem como estruturante, porém, pouco se sabe sobre o efeito dos mesmos na qualidade final do composto produzido. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar o efeito do coco verde triturado e da poda de árvore na qualidade final dos resíduos compostados. Os resultados indicaram que todas as leiras avaliadas mostraram-se adequadas para a compostagem e atingiram a temperatura mínima de 55 °C necessária para a higienização de resíduos que contêm material de origem fecal, conforme exige a Resolução CONAMA 375/2006. Embora tenha ficado evidente que a poda de árvore e o coco triturado são excelentes resíduos para serem utilizados como estruturante no processo de compostagem, pode-se afirmar que o coco triturado resultou em um composto mais estabilizado que aqueles que foram compostados com a poda de árvore.

Palavras-chave: Estruturante, Coco verde triturado, Poda de Árvore.

7 COMPOSTING SLUDGE SEPTIC, CATTLE AND CHICKEN MANURE BED WITH DIFFERENT STRUCTURAL

Abstract

Composting is a technique that has been used to aid manage organic solid waste. It has the potential to treat organic waste and make it suitable for agricultural use. Tree pruning and green coconut are two organic residues that can be used in composting as a structurant, but little is known about their effect on the final quality of the compound produced. Thus, the objective of this work was to evaluate the effect of crushed green coconut and tree pruning on the final quality of the composted residues. The results indicated that all forms evaluated were suitable for composting and reached the minimum temperature of 55°C required for the sanitation of residues containing fecal material as required by Resolution CONAMA 375/2006. Although it has become clear that tree pruning and shredded coconut are excellent residues to be used as a structurant in the composting process, it can be stated that the shredded coconut resulted in a more stabilized compound than those that were composted with tree pruning.

Keywords: Structuring. Crushed Green Coconut. Tree Pruning.

7.1 Introdução

Há uma atenção crescente na tentativa de se melhorar a gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Essa fração responde por 50% em peso do total de resíduos coletados (THI; KUMAR; LIN, 2015). Nesse contexto, tem-se a compostagem como uma técnica viável para tratar resíduos sólidos orgânicos e ainda torná-los disponíveis para ser utilizados na agricultura como fertilizante orgânico e fonte de húmus.

Em seu contexto mais usual, a compostagem é um processo de decomposição aeróbia, onde atuam micro-organismos que são capazes de transformar matéria orgânica instável em estável (INÁCIO; MILLER, 2009; KIEHL, 2012). A qualidade desse processo é resultado do controle adequado de diversos fatores, dentre os quais destacam-se a temperatura, o conteúdo de água, a relação C/N, o pH, a disponibilidade de oxigênio e o tipo de resíduos utilizado, como estruturante (MATOS, 2014).

No processo de compostagem, o estruturante é o resíduo utilizado como fonte de carbono para manter adequada a relação C/N e facilitar o trânsito de oxigênio no interior da leira. Diversos são os tipos de estruturante utilizados, como a poda de árvore, aparas de grama, pó de serraria, folhas de vegetais secos e outros.

Os resíduos de poda de árvore e coco verde têm sido um problema pontual, pois por longo tempo tais resíduos têm sido direcionados para lixões e aterros sanitários, reduzindo o tempo de vida desses locais que poderiam estar recebendo resíduos sólidos com baixo potencial de ser reaproveitado. Bitencourt e Pedrotti (2008) ressaltam que do coco verde são geradas cerca de 6,7 milhões de toneladas de casca/ano, representando um grave problema ambiental nos centros urbanos.

A poda de árvore é um resíduo resultante do corte de vegetais no meio urbano. De acordo com a ABNT (2004), os resíduos de poda de árvores, são considerados como biodegradáveis e estão classificados pertencente a classe II não inertes. Esses resíduos são produzidos em grandes quantidades nas regiões urbanas, e demoram mais tempo para a degradação (MAROUSEK, 2013).

Diante disso, vários critérios devem ser levados em consideração na escolha do material estruturante, tais como a disponibilidade dos resíduos, custos envolvidos no processo, necessidade de pré-processamento, influência nas características do produto final, dentre outros (CARAMELO, 2014).

Considerando que a qualidade final do bio sólido produzido depende do tipo de estruturante utilizado, torna-se importante o conhecimento do tipo de estruturante que é mais adequado para cada resíduo orgânico avaliado. Portanto, este trabalho teve por objetivo verificar a qualidade final do bio sólido de lodo séptico, cama de frango e esterco bovino, submetidos à compostagem com dois tipos de estruturantes (poda de árvore e coco triturado).

7.2 Material e métodos

7.2.1 Localização do estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Mastruz com Leite, localizada na zona rural do município de Pentecoste – CE. A área pertence ao bioma caatinga, cujo clima é caracterizado como tropical quente semiárido (BSw'h'), com a ocorrência de chuvas entre fevereiro a maio, a precipitação pluvial média anual é de 1.096,9 mm e as temperaturas médias variam de 18° a 30° C.

7.2.2 Obtenção dos Resíduos

O lodo de fossa séptica desaguado utilizado neste trabalho foi coletado nos sacos usados no deságue desse tipo de resíduo. O esterco bovino, o coco verde e a poda de árvore foram coletados na própria fazenda onde realizou-se a compostagem. A cama de frango foi adquirida numa granja localizada próxima da fazenda.

A poda de árvore já se encontrava picada. O coco verde foi submetido ao processo de trituração conforme a figura 21. Após realizar o corte do coco, o bagaço é processado por uma máquina que possui um rolo de facas fixas responsáveis pelo esmagamento da parte fibrosa do fruto.

Figura 21- Coco verde antes e após ser triturado.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2017)

7.2.3 Processo de compostagem

A limpeza da área experimental foi realizada com auxílio do trator, conforme demonstra a Figura 22. Após a limpeza da área, deu-se início à montagem das leiras de compostagem. Primeiro montou-se a base das leiras com a poda de árvore nas leiras cujo o estruturante era poda de árvore e coco verde nas leiras cujo estruturante era o coco verde triturado.

Figura 22 – Limpeza da área experimental destinada à compostagem na Fazenda Mastruz Com Leite, Pentecoste – CE.



Fonte: elaborada pelo autor (2017).

As quantidades de lodo séptico, esterco bovino, cama de aviário, poda de árvore e coco triturado usadas na montagem das leiras foram calculadas visando-se obter relação carbono/nitrogênio inicial em torno de 30:1. Sendo assim, foi mantida a proporção 2:1 (m:m/ Poda de árvore ou coco triturado/resíduo), onde utilizou-se a medida da pá carregadeira completa, cujo volume era em torno de 1.5 m³.

Cada leira foi montada com 4 metros de comprimento, 2 metros de largura e 2 metros de altura, com espaçamento de 4,0 metros entre as leiras. A irrigação das pilhas foi feita manualmente com mangueira e aspersores, visando manter a umidade em torno de 50-60%. A aeração foi fornecida de forma natural, com auxílio de uma pá carregadeira modelo CASE 580M, disponível no local do experimento.

O esquema estatístico adotado foi um delineamento inteiramente casualizado e disposto com base em um fatorial 3x2, onde avaliaram três tipos de resíduos sólidos orgânicos (lodo séptico desaguado, esterco bovino e cama de aviário), dois estruturantes (coco verde e poda de árvore) com três repetições.

As leiras de compostagem foram monitoradas e as coletas realizadas em intervalos de 30 dias, entre janeiro e maio de 2014. A cada dois dias determinou-se a temperatura média de cada leira, obtida a partir da leitura em três pontos diferentes (ápice, centro e base). As coletas das amostras foram feitas retirando-se porções de material em processo de compostagem em diferentes pontos (ápice, centro e base), totalizando 500 g de amostra coletada. Essas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará sob refrigeração. Em seguida, as mesmas foram subdivididas em duas partes, sendo uma armazenada a 4°C e outra submetida à secagem em temperatura ambiente e sendo posteriormente passadas em peneira de 2 mm, de acordo com Miaomiao et al. (2009).

Foram feitas medições de coliformes termotolerantes e *E. coli* com o método multicromogênico (cartelas de colillerts). A determinação da presença ou ausência de *Salmonella* foi baseada na metodologia usada por Downes e Ito (2001), onde pesou-se uma alíquota de 10 g de amostra úmida, após misturar com 90 mL de água peptonada a 1% e incubada em torno de 36 ± 1 °C durante 18 a 24 h.

A quantidade de carbono, nitrogênio, Capacidade de Troca de Cátions, relação CTC/C e o fracionamento químico da matéria orgânica foram determinados conforme Brasil (2007). O fracionamento químico da matéria orgânica foi feito com base no método descrito por Mendonça e Matos (2005) e de Brasil (2007). De acordo com essas metodologias, o fracionamento da matéria orgânica resulta em três frações distintas: os ácidos húmicos (solúvel

em álcali e insolúvel em ácido), os ácidos fúlvicos (solúvel em álcali e solúvel em ácido) e humina (insolúvel em álcali e ácido). Neste capítulo, foi dado ênfase somente na quantificação dos ácidos húmicos, para avaliar a humificação dos resíduos após o processo de compostagem.

A determinação dos teores de metais potencialmente tóxicos (Ni, Cu, Zn, Cd, Cr, Pb e Mo) foi feita pelo método Usepa SW - 3051a (USEPA, 2007).

Os resultados das análises microbiológicas e químicas foram comparados com os padrões exigidos pela Resolução 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e pela instrução normativa número 25 do Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento- Mapa (BRASIL, 2009).

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância por meio do teste F, sendo a variância em função do tipo de resíduo e do estruturante. As médias de cada variável foram submetidas ao teste Tukey a 1 e a 5% de probabilidade, utilizando o software estatístico, ASSISTAT, versão 7.7 Beta conforme demonstra Silva e Azevedo (2016).

7.3 Resultados e discussão

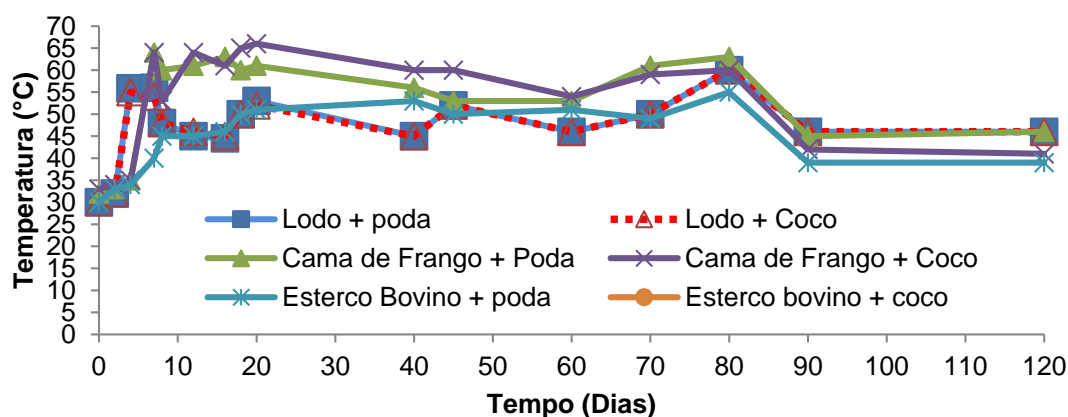
A temperatura é um dos fatores mais importante da compostagem, pois a mesma indica se um resíduo estará ou não livre de contaminantes biológicos. O aumento da temperatura durante a compostagem ocorre devido à intensa atividade oxidativa e degradativa da matéria orgânica instável pelos micro-organismos atuantes. Neste trabalho, os registros de temperatura das leiras de compostagem são demonstrados na Figura 23.

A temperatura nos primeiros dias de compostagem aumentou rapidamente em todas as leiras avaliadas, entrando diretamente na fase de alta temperatura. As leiras montadas com cama de frango e coco foram as que obtiveram maior temperatura durante os 120 dias de processo, com temperatura média máxima registrada de 66°C no 7º dia após o início do processo, seguido pela leira de cama de frango e poda, que alcançou a máxima de 65°C.

O lodo séptico + poda obteve máxima temperatura de 64°C em torno do 20º dia de compostagem. O esterco bovino + poda foi o resíduo que alcançou a menor temperatura em relação aos demais, cujo ápice térmico ocorreu próximo do 20º dia e a temperatura alcançada máxima foi de 55°C. A ocorrência de baixa temperatura durante o processo de compostagem é explicada pelo fato do resíduo não apresentar quantidades suficientes dos nutrientes que os micro-organismos necessitam durante o processo (FERNANDES; SILVA 2010).

A elevação da temperatura das leiras durante o processo de compostagem é normal. Segundo Liu et al. (2017), o aumento inicial da temperatura também foi rápido, o que de fato eliminou os patógenos dos resíduos. A resolução Conama 375/2006 (BRASIL, 2006) exige que para a eliminação de patógenos ser efetiva e capaz de gerar um composto de qualidade, o processo de compostagem deve ser conduzido seguindo alguns critérios: Para a compostagem em leiras revolvidas (leiras aeradas naturalmente com trator), a temperatura deve ser superior ou igual a 55 °C durante 15 dias, sendo que nesse período deve haver, no mínimo, 5 revolvimentos. Dessa forma, todas as leiras avaliadas neste trabalho (Figura 23) mostraram-se adequadas para a compostagem e atingiram a temperatura mínima de 55 °C necessária para a higienização de resíduos que contêm material de origem fecal, conforme exige a Resolução 375/2006.

Figura 23 – Temperatura dos resíduos sólidos orgânicos submetidos à compostagem com poda de árvore e coco verde triturado



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Analisando a Figura 23, pode-se observar que as leiras que foram montadas com o coco pouco se diferenciaram daquelas que usaram a poda como estruturante. Com isso, é possível inferir que o tipo de estruturante não afetou significativamente a temperatura do processo, e isso está relacionado ao fato de que ambos os estruturantes tinham a mesma granulometria e ambos eram triturados.

Em relação às análises microbiológicas, todos os resíduos apresentaram-se livres de *Salmonella*, coliformes termotolerantes e *E.coli* ao final do processo de compostagem, conforme a Tabela 21. O bom desempenho do processo de compostagem deve-se ao controle eficaz da temperatura, aeração e umidade, favorecendo então a boa atividade dos micro-organismos que atuam no tratamento dos resíduos. Ao comparar os dois estruturantes utilizados, pode-se inferir

que ambos possuem o mesmo potencial de serem submetidos ao processo de compostagem e resultar excelentes bio-sólidos para serem utilizados na agricultura.

Ao comparar o resultado das análises microbiológicas com os padrões do Conama e Mapa (Tabela 21), todos os resíduos avaliados estão aptos a serem utilizados na agricultura, pois os mesmos apresentam contaminantes microbiológicos abaixo daquilo que a norma aceita como limite máximo para utilização agrícola.

Tabela 21 - Análise Microbiológica final dos resíduos sólidos orgânicos após o processo de compostagem

Parâmetro	120 dias de Compostagem						
	Padrão Conama ou Mapa	Lodo Séptico + Poda	Lodo Séptico + coco	Cama de Frango + poda	Cama de Frango + Coco	Esterco Bovino + Poda	Esterco Bovino + Coco
<i>Salmonella</i> sp. em 10 g de Composto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Coliformes Termotolerantes NMP g ⁻¹	<10 ³	0	0	0	0	0	0
<i>E. coli</i> (NMP g ⁻¹)	<10 ³	0	0	0	0	0	0

Fonte: elaborada pelo autor (2017)

Na tabela 22 é possível observar os resultados da análise química dos bio-sólidos avaliados no final do processo de compostagem, aos 120 dias. Todos os bio-sólidos compostados apresentaram teor de carbono orgânico acima daquele exigido pelo Mapa (BRASIL, 2009) para uso agrícola, indicando uma excelente fonte de carbono e matéria orgânica para o solo. Ao comparar os resíduos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade em função dos diferentes estruturantes, é possível inferir que aquele resíduo compostado com o coco triturado obteve maior teor de carbono orgânico (Tabela 22), em relação àqueles compostados com poda de árvore. Isso deve-se ao fato do resíduo de coco triturado apresentar maior teor de carbono orgânico em comparação ao da poda de árvore.

Em relação ao nitrogênio, pode-se observar que apenas o lodo séptico e a cama de frango (ambos compostados com poda de árvore e coco) atingiram o teor exigido pelo MAPA para utilização agrícola. Devido à baixa quantidade de nitrogênio, o esterco bovino não atende aos padrões exigido pelo Mapa para reconhecimento como adubo orgânico.

A CTC- Capacidade de Troca de Cátions é uma variável importante para avaliar a qualidade final de resíduos orgânicos que foram submetidos à compostagem. Segundo Solano (2001) e Gomes (2011), quanto maior for a CTC do resíduo melhor será a qualidade do mesmo. Assim, comparando os resíduos compostados com poda de árvore e coco triturado, pode-se observar que aqueles que tiveram o coco triturado como estruturante apresentaram melhor qualidade que aqueles que utilizaram a poda de árvore (Tabela 22).

Solano (2001) ainda especifica que os resíduos que apresentarem CTC em torno de 600 mmol kg⁻¹ são considerados maduros. Diante dessa informação, é possível inferir que todos os resíduos compostados com coco triturado apresentaram-se maduros, atestando a qualidade desse estruturante para o bom andamento da compostagem.

Tabela 22 - Análise Química dos resíduos sólidos orgânicos após o processo de compostagem

Parâmetro	Padrão Conama ou Mapa	120 dias de Compostagem					
		Lodo Séptico + Poda	Lodo Séptico + coco	Cama de Frango + poda	Cama de Frango + Coco	Esterco Bovino + Poda	Esterco Bovino + Coco
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	>15	207 c	310 a	269 b	320 a	282 b	330 a
Nitrogênio Total (g kg ⁻¹)	>10	11 c	15 b	16 a	17 a	5 d	6 d
CTC*	-	650 c	905 a	600 c	800 b	461 d	654 c
CTC/C	-	3,1 a	2,9 a	2,2 b	2,5 b	1,2 d	1,9 c
Relação C/N (m:m)	-	18 b	20,6 b	16,8 c	18,8 b	56,4 a	55 a
Níquel (mg kg ⁻¹)	420	9 c	8 c	13,8 a	14 a	11,6 b	8,5 c
Cobre (mg kg ⁻¹)	1500	11 a	10 a	7,5 b	7,0 b	5,8 c	4,6 c
Zinco (mg kg ⁻¹)	2800	166 b	112 c	187 a	156 b	72,1 d	87 d
Cádmio (mg kg ⁻¹)	39	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Crômio (mg kg ⁻¹)	1000	13 a	10 b	12,7 a	10,8 b	7,5 c	4,6 d
Chumbo (mg kg ⁻¹)	300	2 a	2	0,8 c	0,3 d	1,2 b	1,3 b
Molibdênio (mg kg ⁻¹)	50	2,4 a	1,5 b	0,6 c	0,5 c	1,5 b	0,8 c

Médias seguidas por letras distintas minúscula na linha diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade. *CTC= Capacidade de Troca de Cátions; N.D= Não Detectado (abaixo do limite mínimo de detecção do equipamento); N.E= Não especificado;
Fonte: elaborada pelo autor (2017)

A relação CTC/C é outra variável que indica a maturação dos resíduos que são submetidos ao processo de compostagem. A literatura reporta que o índice de CTC/C aumenta à medida que o processo de compostagem ocorre (PAIVA et al., 2013). Harada e Inoko (1980) afirmam que os teores acima de 1,7 de CTC/C indicam que o resíduo compostado já apresenta um ótimo grau de humificação e a compostagem foi realizada com sucesso, resultando um resíduo apto a fornecer nutriente e húmus para o solo. Diante disso, pode-se verificar na Tabela 22 que todos os resíduos apresentaram um excelente grau de humificação, com exceção do esterco bovino compostado com poda de árvore, o qual obteve uma relação CTC/C em torno de 1,2. Esse resultado está relacionado à elevada quantidade de carbono em detrimento ao de nitrogênio na mistura esterco bovino e poda de árvore, o que contribui para um baixo grau de humificação.

Pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, foi possível observar diferenças significativas entre os tipos de resíduos e os diferentes estruturantes utilizados, sendo os maiores valores de CTC/C encontrados no lodo séptico + poda e seguidos da cama de frango + coco. Isso indica que os estruturantes poda de árvore e coco são excelentes para serem utilizados na compostagem.

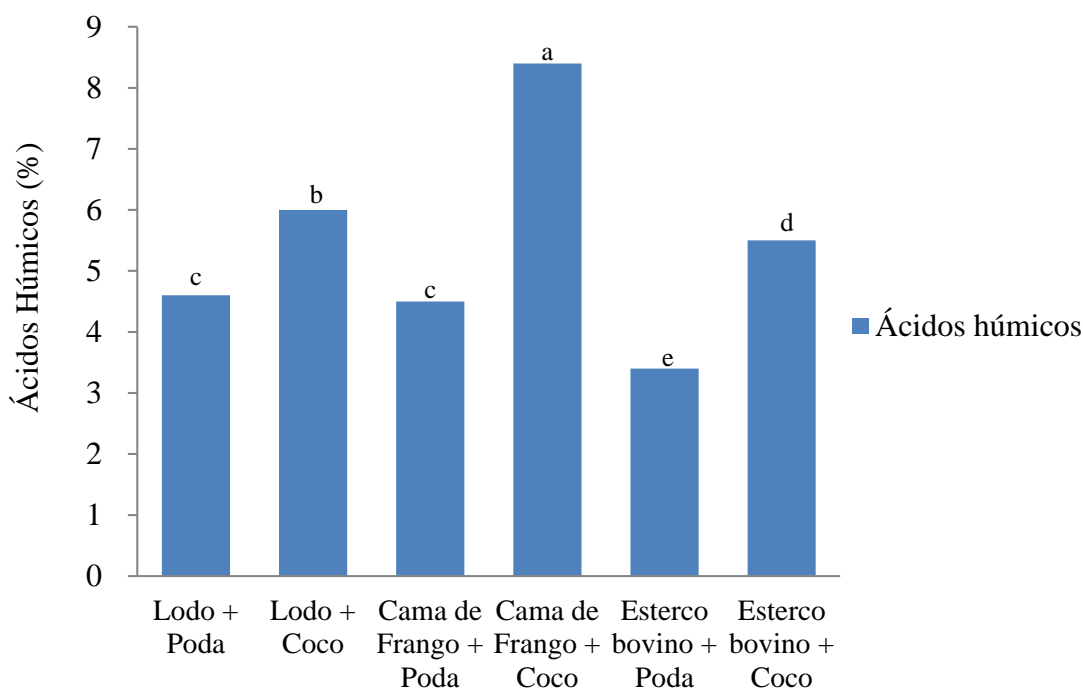
A relação C/N é usada como variável para avaliar o grau de maturação dos resíduos (BENITO et al. 2003; LOUREIRO et al, 2007). Quando essa relação está em torno de 18/1, o composto atingiu a fase de semi-cura ou bioestabilização. Pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, foi possível observar diferenças significativas entre os diferentes resíduos orgânicos utilizados, sendo os maiores valores de C/N encontrados no esterco bovino. Diante dessa informação, é possível inferir que o lodo séptico e a cama de frango (ambos compostados com poda e coco) são os resíduos que atingiram a estabilidade. Diferentemente do esterco bovino (poda e coco), que não atingiu a estabilidade devido a uma elevada relação C/N. Isso comumente acontece em um processo de compostagem, pois aqueles resíduos que apresentam uma relação C/N muito alta tendem a ter o processo de estabilização mais demorado.

Na Tabela 22 encontram-se também os teores de metais potencialmente tóxicos encontrados nos resíduos após a compostagem e a comparação com os padrões máximos admitidos pela Resolução 375/2006 (BRASIL, 2006) e pelo Mapa, por meio da instrução normativa 25/2009 (BRASIL, 2009). Diante disso, foi possível verificar que todos os metais quantificados nos resíduos estiveram bem abaixo do limite estabelecido pelos órgãos regulamentadores, indicando que os resíduos avaliados podem ser utilizados na agricultura sem causar impacto ao solo. A quantidade de metais potencialmente tóxicos não foi influenciada

pelo tipo de estruturante utilizado. Com isso, pode-se afirmar que o coco triturado e a poda de árvore são excelentes resíduos para serem utilizados na compostagem de resíduos orgânicos.

A caracterização da matriz orgânica também foi realizada. Na prática, a compostagem é caracterizada por aumentar o percentual de ácidos húmicos em função da estabilização da matéria orgânica. Assim, os dados do teor de ácido húmico formado na compostagem dos diversos resíduos estão na Figura 24. Pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, pode-se verificar que o maior percentual de ácido húmico foi formado nos resíduos que foram compostados com o coco triturado, sendo que a cama de frango foi o resíduo que apresentou maior quantidade. Com essa informação fica mais evidente que o coco triturado é um excelente resíduo a ser utilizado como estruturante no processo de compostagem.

Figura 24- Percentual de ácidos húmicos das amostras de resíduos sólidos orgânicos compostados com diferentes estruturantes.



Médias seguidas por letras distintas minúscula diferem entre si pelo teste de Tukey a 0.05 de probabilidade
 Fonte: elaborada pelo autor (2017).

7.4 Conclusão

A compostagem constitui uma técnica econômica e ambientalmente viável para ser empregada no tratamento de resíduos sólidos urbanos, dentre os quais estão o coco triturado e a poda de árvore. A poda de árvore e o coco podem ser empregados como estruturante no processo de compostagem, e assim resultar um composto com excelentes propriedades de uso agrícola.

Embora tenha ficado evidente que a poda de árvore e o coco triturado são excelentes resíduos para serem utilizados como estruturante no processo de compostagem, pode-se afirmar que o coco triturado obteve melhor resultado que a poda de árvore, pois o composto resultante nas leiras montadas com o coco triturado obteve maior quantidades de nutrientes.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os dados apresentados nos capítulos anteriores, pode-se afirmar que a compostagem é uma solução ambientalmente correta para ser implantada nas cidades e assim tratar boa parte dos resíduos sólidos orgânicos.

O sistema de aeração que mais contribuiu para desinfecção do lodo séptico, esterco bovino e cama de frango foi a aeração natural, resultando em biossólidos livres de coliformes termotolerantes, *Salmonella* sp e *E. coli*, atestando assim uma boa qualidade do produto final.

Os teores de metais potencialmente tóxicos analisados nos compostos foram muito inferiores aos estabelecidos pela legislação brasileira que atesta a utilização desses resíduos na agricultura. Com este trabalho foi possível demonstrar que o processo de compostagem, quando bem conduzido, gera resíduos de boa qualidade, tornando-os com elevado potencial para serem reaproveitados na agricultura e dispostos de forma correta no ambiente.

A compostagem reduz a toxicidade do lodo séptico, esterco bovino e da cama de frango na medida em que a matéria orgânica sofre o processo de maturação.

A Unidade Tóxica (UT) e o Índice de Perigo do Lodo de Esgoto (IPLE) indicaram que o composto de lodo séptico e o esterco bovino atingiram a maturidade. Como resultado, o composto final desses resíduos foi considerado adequado para utilização como um condicionador do solo.

O uso de polímero na fase de desague do lodo séptico não afetou negativamente a qualidade do resíduo após o processo de compostagem.

O IQD e a relação entre massa seca da parte aérea/massa seca das raízes são variáveis importantes para serem utilizadas na avaliação da qualidade de mudas, e neste trabalho, as mudas que tiveram melhor qualidade são as de Ipê Amarelo e Cedro cultivadas no substrato.

A poda de árvore e o coco verde triturado são resíduos sólidos orgânicos que podem ser utilizados na compostagem como estruturante. O desempenho do coco verde em relação ao da poda de árvore foi melhor, visto que as leiras montadas com esse resíduo tiveram melhor estabilização da matéria orgânica.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M. C.; QUEDA, C. C. Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.126, n.1, p. 102-110, 2016.
- ANAND, C. K.; APUL, D. S. **Composting** toilets as a sustainable alternative to urban sanitation – A review. **Waste Management**, v. 34, 329–343, 2014.
- ANDREOLLI, C. V.; CARVALHO, E. H.; MEYER, S. A. S. Lodos de fossa e tanques sépticos no Brasil. In: CARVALHO, E. H.; ANDREOLI, C. V. **Lodos de Fossa e Tanques sépticos: Orientações para Definição de Alternativas de Gestão e Destinação**. Curitiba: ABES, 2015, p. 25 - 47.
- ANDREOLLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLLI, C.V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. **Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**. UFMG. Belo Horizonte. Companhia de Saneamento do Paraná. 4. ed. 114, p.319-396, 2010.
- ARAFAT, H. A.; JIJAKLI, K.; AHSAN, A. Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. **Journal of Cleaner Production**, v.105, n.1, p. 233-240, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil em 2015**. 2017. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/noticias_detalhe.cfm?NoticiasID=2091>. Acesso em 28 abr. 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 12713: Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *Daphnia* spp (Crustácea, Cladocera)**. Rio de Janeiro: p. 23. 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15411: 2. Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente)**. Rio de Janeiro: p. 21. 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15469: Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras**. Rio de Janeiro: 16 p. 2015.
- ATAIDE, L. M. S.; LOPES, S. R.; ROSA, C. S.; SIMÕES, D. A.; TAVARES, K. G. Avaliação da fitotoxicidade de compostos orgânicos a partir de ensaios biológicos envolvendo sementes de tomate. **Scientia Plena**, v.7, n.8, 2011.
- AWASTHI MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Boletim Técnico, Lavras, UFLA, 2002.

BAI, F.; WANG, X. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces. **Environmental Science & Engineering**, v.4, p. 228–234, 2010.

BAI, Z.G.; DENT, D.L.; OLSSON, L.; SCHAEPMAN, M.E. **Global assessment of land degradation and improvement: Identification by remote sensing**. Wageningen: ISRIC, 2008. 69 p.

BELO, Sara Rodrigues Santos. **Avaliação da fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. Dissertação, Mestrado, Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciência e Tecnologia (2011) Portugal. 68p.

BENITO, M.; MASAGUER, A. ; MOLINER, A.; ARRIGO, N.; PALMA., R.M. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. **Biology and Fertility of Soils**, v.37, p.184-189, 2003.

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas: noções básicas**. Jaboticabal: FUNEP, 1988, 41 p.

BIACHIN, M. O. **Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010.32 p.

BITENCOURT, D. V.; PEDROTTI, A. Usos da casca de coco: Estudo das viabilidades de implantação de usina de beneficiamento de fibra de coco em Sergipe. **Revista da Fapese**, v. 4, n. 2, p. 113-122, 2008.

BRASIL- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. p. 141 - 146, 30 ago. 2006. Seção 1.

BRASIL- INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE – IBAMA (Brasil). Instrução Normativa Nº 4, de 13 de abril de 2011. Estabelece procedimentos para elaboração de Projeto de Recuperação de Área Degradada – PRAD. **Diário Oficial União**, Brasília, 14 abr. 2011. Seção 1, p. 100 – 101.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO . Instrução Normativa nº 27 de 05 de junho de 2006. Estabelece nos Anexos I, II, III, IV e V os limites no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF.p. 15, 9 jun. 2006. Seção 2.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Secretaria de Defesa Agropecuária. 2009. Instrução Normativa nº 25 de 23 de julho de 2009. Aprova 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 jul. 2009, Seção 1, p. 20.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária, e Abastecimento. Instrução Normativa nº 28, de 27 de julho de 2007. Aprova os métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organo-minerais e corretivos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 31 jul. 2007. Seção 1, p.11.

BRASIL, Ministério da Justiça. (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm. Acesso em 27 de Julho de 2015.

BRASIL, MINISTÉRIO DA JUSTIÇA. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm. Acesso em 27 de Julho de 2015.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Brasília**, DF, 30 de agosto de 2006. Seção 1, p. 141-146.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa no 8 de 25 de março de 2004. Proíbe em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. **Diário Oficial da União, Brasília**, 26 de março de 2004, Seção 1, p.5.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente - MMA. **Manual para Implantação de Compostagem e coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. BRA/OEA/08/001. Brasília, 2010.

BRASIL. Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Brasília – DF**, março de 2005.

BRITO, M. L. **Compostagem para a agricultura biológica**. In: Manual de Agricultura Biológica – Terras de Bouro. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, 2006. Cap. 3, p. 119-138. Disponível em: http://www.actuaracd.org/uploads/5/6/8/7/5687387/manual_ab_terras_bouro.pdf Acesso em: 12 out 2015.

BUSTAMANTE, M. A.; RESTREPO, A. P.; ALBUQUERQUE, J. A.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; PAREDES, C.; MORAL, R.; BERNAL, M. P. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61–69, 2013.

CALDEIRA, M. V. W.; PERONI, L.; GOMES, D. R.; DELARMELINA, W. M.; TRAZZI, P. A. Diferentes proporções de biossólido na composição de substratos para a produção de mudas de timbó (*Ateleia glazioviana*). **Scientia florestali**, v.40, n.93, p.15-22, 2012.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2009. 77 p.

CARAMELO, A. D. **Uso de composto de poda de árvore e lodo de esgoto como substratos na formação de mudas de sangra d'água (*Croton urucurana* Baill) irrigadas com três lâminas de água**. 106p. Tese (Agronomia- Ciência do Solo). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2014.

CANCELADO, S. V. **Avaliação da Qualidade Microbiológica de um Composto Produzido a partir de resíduos animais e vegetais**. 2014. 82 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual de São Paulo, 2014.

CARLESSO, W. M.; RIBEIRO, R.; HOEHNE, L. Tratamento de resíduos a partir de compostagem e vermicompostagem. **Revista Destaques Acadêmicos**, v.3, n.1, p. 105-111. 2011.

CAYUELA, M.L.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A. Evaluation of two different aeration systems for composting twophase olive mill wastes. **Process Biochemistry**, v.41, p.616- 623, 2006.

COELHO, T. C.; SERRA, J. C. V.; LUSTOSA, J. B. Alternativa de tratamento de resíduos sólidos e aproveitamento energético através de fornos de queima: uma análise. **Revista de Ciências Ambientais**, v.7, n.1, p. 79 a 89, 2013.

CONDE, T. T.; STACHIW, R.; FERREIRA, E. Aterro sanitário como alternativa para a preservação ambiental. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 69-80, 2014.

CONTI, LEONETTO. **La pirolisi: il processo, I punti di forza, le opportunità**. Università degli Studi di Sassari, Itália 2009.

CORRÊA, É. K.; THOMAZ JÚNIOR, L.; CORRÊA, M. N.; BIANCHI, I.; COREZOOLA, J. L.; ULGUIM, R. R. Efeito de diferentes profundidades de cama sobre parâmetros ambientais para suínos em crescimento e terminação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.5, p.540-545, 2008.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORRÊA, A. S. Produção de lodos agrícolas por meio da compostagem e vermicompostagem do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n.4, p. 420 – 426, 2007.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; DECARLI, L. D.; MATTER, U. F. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.692–698, 2006.

- DALCHIAVON, F. C.; DAL BEM, E. A.; SOUZA, M. F. P.; RIBEIRO, R.; ALVES, M. C.; COLODRO, G. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho distrófico degradado em resposta à aplicação de bio-sólido. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, n.2, p.205-210, 2013.
- DANIEL, O.; VITORINO, A. C. T.; ALOVISI, A. A.; MAZZOCHIN, I.; TOKURA, A. M.; PINHEIRO, E. R. Aplicação de fósforo em mudas de *Acacia mangium* Willd. **Revista Árvore**, v.21, n.2, p. 163-168, 1997.
- DANTAS, B. F.; LOPES, A. P.; SILVA, F. F. S.; LUCIO, A. A.; BATISTA, P. F.; PIRES, M. M. L.; ARAGÃO, C. A. Taxas de crescimento de mudas de catingueira submetidas a diferentes substratos e sombreamentos. **Revista Árvore**, v.33, n.3, p.413-423, 2009.
- DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; FARIA, J. C. T.; GONÇALVES, E. O.; ROCHA, R. L. F. Diferentes substratos para a produção de mudas de *Sesbania virgata*. **Floresta e Ambiente**, v.21, n.2, p. 224-233, 2014.
- DELGADO, M.; IMPERIAL, M. R.; ALONSO, F.; MARTÍN, R. J. V. Ecotoxicity bioassays on leachates from poultry manure Bull. **Environ. Contam. Toxicol.**, v.90, p. 401–404, 2013.
- DIACONO, M.; MONTEMURO, F. Long-term effects of organic contaminants on soil fertility: a review. **Agron. Sustain. Dev.**, v.30, n.1, p. 401–422, 2010.
- DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M. Factors that Affect the Process. In: DIAZ, L. F.; BERTOLDI, M. de.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. **Compost Science and Technology**, v. 8, p. 49-65, 2007.
- DICKSON, A.; LEAF, A.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **For. Chron.**, v.36, p. 10–13, 1960.
- DOMINGOS, F. X. V. **Biomarcadores de contaminação ambiental em peixes e ostras de três estuários brasileiros e cinética de derivados solúveis do petróleo em peixes**. 2006. 130 p. Tese de Doutorado (Biologia Celular e Molecular) Universidade Federal do Paraná. 2006.
- DOWNES, F.P.; ITO, K. **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4.ed. Washington: APHA, 2001. 676p.
- DROZD, J.; JAMROZ, E.; LICZMAR, M.; LICZMAR, S. E.; WEBER, J. Organic matter transformation and humic indices of compost maturity stage during composting of municipal solid wastes. In: DROZD, J.; GONET, S.S.; SENESI, N.; WEBER, J. **Proceedings of the 8th Meeting of the IHSS: The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection**, Wroclaw, Poland, p. 855–863, 1997.
- ELOY, E.; CARON, B. O.; SCHMIDT, D.; BEHLING, A.; SCHWERS, L.; ELLI, E. F. Avaliação da Qualidade de Mudas de *Eucalyptus grandis* utilizando parâmetros morfológicos. **Floresta**, v. 43, n. 3, p. 373 - 384, 2013.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.
- EPSTEIN, E. **The science of composting**. Lancaster: Technomic Publishing, 1997. 493 p.

FEITOSA, W. B. S. Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.4, p.371-379, 2008.

FELIX, E.P.; CARDOSO, A.A. Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, servedouros e métodos de análise. **Química Nova**, v. 27, n.1, p.123-130, 2004.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de Biossólidos**. Londrina, Universidade Estadual de Londrina. v. 1, 1996. 91 p.

FERNANDES, S.; SILVA, S. M. C. P.; TRENNEPOHL, F. G. Duração da fase termófila na compostagem do lodo de esgoto e resíduos vegetais em função de três diferentes tecnologias. **Revista AIDIS de Ingeniería Y Ciencias Ambientales**, v. 2, n.1, p.76-83, 2009.

FERNÁNDEZ, J. M.; SENESI, N.; PLAZA, C.; BRUNETTI, G.; POLO, A. Effects of Composted and Thermally Dried Sewage Sludges on Soil and Soil Humic Acid Properties. **Pedosphere**, v.19 n.3, p. 281–291, 2009.

FORNES, F.; HERNÁNDEZ, M. D.; GARCIA DE LA FUENTE, R.; ABAD, M. BELDA, R. M. Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. **Bioresource Technology**, v.118, n.1, p. 296–305, 2012.

FRANÇA, R. G.; RUARO, E. C. R. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos urbanos na região da Associação dos Municípios do Alto Irani (AMAI), Santa Catarina. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.14, n.6, p.2191-2197, 2009.

FRANCHINI, I. C. et al., **Manejo do solo para redução das perdas de produtividade pela seca**. Documentos, Embrapa Soja, Londrina, 2009.

GAO, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, L.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v.101, p. 1899–1903, 2010.

GAO, M.; LIANG, F.; YU, A.; YANG, L. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. **Chemosphere**, v.78, p. 614–619, 2010.

GAUDET, I. D. **Standard procedure for MICROTOX analysis**. Microbiology Research and Development Alberta Environmental Centre. 1994.

GODINHO, V. M. **Estudo Sobre a Ocorrência de Ovos de Helmintos e Viabilidade de Ascaris sp em Lodos Anaeróbios in natura e Submetidos à Higienização por Caleação e por Tratamento Térmico**. 2003. 139 f. Dissertação de Mestrado (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2003.

GODOY, R. R.; MEDEIROS, C. M.; SANTANA, G. P. Vermicompostagem de biossólido obtido de fossa sanitárias, grama e pó de serragem utilizando *Eisenia foetida* (Savigny, 1826). **Revista Ceres**, v.56, n.5, p. 648–653, 2009.

GOMES, J. M.; PAIVA, H. N. **Viveiros Florestais: Propagação sexuada**. Viçosa; UFV, 2006.

GOMES, Tâmara Cláudia de Araújo. **Resíduos orgânicos no Processo de Compostagem e sua influência sobre a matéria orgânica do solo em cultivo de cana-de-açúcar**. 2011. 133 f. Tese de Doutorado (Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2011.

GONÇALVES, E. O.; PETRI, G. M.; CALDEIRA, M. V. W.; DALMASO, T. T.; SILVA, A. G. Crescimento de mudas de *Ateleia glazioviana* em substratos contendo diferentes materiais orgânicos. **Floram: floresta e ambiente**, v.21, n.3, p.339-348, 2014.

GOUVEIA, L. C.; PEREIRA-NETO, J. T. Avaliação da Distribuição de Metais Pesados durante o Processo de Compostagem do Lodo de Esgoto Estritamente Doméstico. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Foz do Iguaçu, 1997.

GUEDES, M. C. **Ciclagem de nutrientes após aplicação de lodo de esgoto (biossólido) sobre latossolo cultivado com *Eucalyptus grandis***. 154p. Tese (Silvicultura e Manejo Florestal). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2005.

GUO, R.; LI, G.; JIANG, T.; SCHUCHART, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171-178, 2012.

GUTIÉRREZ, M. F.; BONILLA, M. D. P.; ESPINOSA, A.; MOSQUERA, M.; SOLANO, S.; MARTÍNEZ, M. M. Presencia de rotavírus durante un proceso de compostaje. Abonos como vectores de contaminación viral. **University Science**, v.14, n.3, 2009.

HÄDER, D.P; RICHTER, P. **Curso avançado de biologia marinha: experimentos ecofisiológicos**. São Francisco do Sul: Universidade da Região de Joinville (Univille), 2009.

HAI, B. Z.; TONG, B. C.; DING, G.; GUO, D. Z.; CHEN, J.; TIAN, H. P.; HONG, T. L.; RUN, Y. G. Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v.171, p. 452–460, 2014.

HARADA, Y.; YNOKO, A. Relationship between cation-exchange capacity and the degree of maturity of city refuse composts. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 26, p.353-362, 1980.

HECK, K.; MARCO, E. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; SAND, S. T. V. 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.

HIRNEISEN, K. A.; KNIEL, K. E. Inactivation of internalized and surface contaminated enteric viruses in green onions. **International Journal of Food Microbiology**, v. 166, n.2, p. 201–206, 2013.

HUBER, A. C.K.; MORSELLI, T. B. G. A. Estudos da Mesofauna (Ácaros e Colêmbolos) no processo da vermicompostagem. **Revista da FZVA**, v.18, n. 2, p. 12-20. 2011.

HUGUIER, P.; MANIER, N.; CHABOT, L.; BAUDA, P.; PANDARD, P. Ecotoxicological assessment of organic wastes spread on land: Towards a proposal of a suitable test battery. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 103-111, 2015.

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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2012). **Anuário Estatístico do Brasil 2011**. Vol.71. Rio de Janeiro.

JARRAH, O. A.; QDAIS, H. A. Municipal solid waste landfill siting using intelligent system. **Waste management**, v.26, n.3, p. 299-306, 2006.

JAY, J.M. **Microbiologia de Alimentos**. 6 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, 712p

KALYANI, K.A.; PANDEY, K.K. Waste to energy status in India: a short review. **Renew Sustain Energy Rev**, v.31, p. 113–120, 2014.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries (Review). **Waste Management**, v.32, p. 1186-1195, 2012.

KHALIL, A. I.; HASSONA, M. S.; EL-ASHQAR, H. M. A.; FAWZI, M. Changes in physical, chemical, and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. **World Journal Microbiology and Biotechnology**, v. 27, p. 2359-2369, 2011.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, 172 p. 2012.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. Organic matter transformations and kinetics during sewage sludge composting in a two-stage system. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 10951–10958, 2011.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDON, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v.72, p. 1013–1019, 2008.

LEAL, M. A. A.; GUERRA, J. G. M.; ESPÍNDOLA, J. A. A.; ARAÚJO, E. da S. Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.11, p.1195–1200, 2013.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p.190–196, 2009.

LIANG BARREIRA, L. P.; JUNIOR, A. P.; RODRIGUES, M. S. Usinas de Compostagem: Avaliação da Qualidade dos Compostos e Processos de Produção. In: INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION. HACIA UN SISTEMA INTEGRAL DE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. 2005, Copenhagen, **Anais**, ISWA, 2005. p.1-14.

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

LIM, S. L.; LEE, L. H.; WU, T. Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.11, n.1, p. 262-278, 2016.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3. ed. São Paulo SP: HEMUS, 2004, p. 265.

LIU, W.; HUO, R.; XU, J.; LIANG, S.; LI, J.; ZHAO, T.; WANG, S. Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 235, p.43–49, 2017.

LORA, E. E. S.; ANDRADE, R. V.; ÁNGEL, J. D. M.; LEITE, M. A. H.; ROCHA, M. H.; SALES, C. A. V. B.; MENDONZA, M. A. G.; CORAL, D. D. S. O. Gaseificação e pirólise para a conversão da biomassa em eletricidade e biocombustíveis. *In*: LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. (Ed.). **Biocombustíveis**. 2. ed., vol. 1, Rio de Janeiro: Interciência, 2012. p. 411-498.

LUO, W.H.; YUAN, J.; LUO, Y.M.; LI, G. X.; NGHIEM, L. D.; PRICE, W. E. Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting. **Chemosphere**, v.117, n.1, p. 14–19, 2014.

MAIER, R.M.; PEPPERS, I.L.; GERBA, C.P. **Environmental Microbiology**. 2. ed. Oxford. UK. Academic Press, 2009, p.598.

MALAFAIA, G.; ESTRELA, D. C.; GUIMARÃES, A. T. B.; ARAÚJO, F. G.; LEANDRO, W. M.; RODRIGUES, A. S. L. Vermicomposting of different types of tanning sludge (liming and primary) mixed with cattle dung. **Ecological Engineering**, v. 85, n.1, p. 301-306, 2015.

MANTIS, I.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v.62, p. 397–407. 2005.

MARCHEZETTI, A. L.; KAVISKI, E.; BRAGA, M. C. B. Aplicação do método AHP para a hierarquização das alternativas de tratamento de resíduos sólidos domiciliares. **Ambiente Construído**, v. 11, n. 2, p. 173-187, 2011.

MASSUKADO, L.; SCHALCH, V. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. **Revista DAE**, v. 183, n.1, p. 9-15, 2010.

MATTA, M. E. M. Da. **Índice de perigo para subsidiar a aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola**. 2011. 100p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MATTA, M. E. M. Da; KUMMROW, F.; UMBUZEIRO, G. A. Uma possível classificação da periculosidade de lodos de esgoto utilizando testes de toxicidade resultados preliminares. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 2, p. 49-55, 2009.

MATTANA, S.; PETROVICOVÁ, B.; LANDI, L.; GELSOMINO, A.; CORTÉZ, P.; ORTIZ, O.; RENELLA, G. Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function. **Applied Soil Ecology**, v.75, p. 150–161, 2014.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2014. 241 p.

MAROUSEK, J. Two-fraction anaerobic fermentation of grass waste. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v.93, n.1, p. 2410–2414, 2013.

MEDEIROS, A. C. **Avaliação do processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos**. 2009. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2009.

MELO JUNIOR, C. J. A. H. M. 2013. **Efeito do esterco bovino na composição de substrato para produção de mudas de três espécies florestais da mata atlântica**. Monografia (Engenharia Florestal) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2013, 37 f.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p.

MIAH, M. R.; RAHMAN, A. K. M. L.; AKANDA, M. R.; PULAK, A.; ROUF, A. M. Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung. **Journal of Taibah University for Science**, In Press, 2015.

MIAO, H.; WHENHONG, L.; XINQIANG, L.; DONGLEI, W.; GUANGMING, T. Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. **Waste Management**, v. 29, p. 590-597, 2009.

MIRANDA, J. F.; BATISTA, I. M. P.; TUCCI, C. A. F.; ALMEIDA, N. O., GUIMARÃES, M. A. Substrato para produção de mudas de macacaúba (*Platymiscium ulei* harms). **Ciência Florestal**, v. 23, n. 4, p. 555-562, 2013.

MONTERIRO, K. M. S.; SOUZA, P. A.; SANTOS, A. F.; ALVES, M. V. G.; PEREIRA, M. A. Produção de mudas de *Anadenanthera macrocarpa* em diferentes substratos para recuperação de áreas degradadas no cerrado. **Enciclopédia Biosfera**, v.11 n.22; p. 2015.

MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M. **Incineração de resíduos sólidos urbanos, aproveitamento na co-geração de energia: estudo para a região metropolitana de Goiânia**. Departamento de Engenharia, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2006.

NASCIMENTO, B. L. M.; OLIVEIRA, J. D. de.; ARAÚJO, S. S.; SILVA, G. S.; BRÁZ, R. Dos S. Estudo preliminar dos teores de metais potencialmente tóxicos em solo após disposição de lodo *in natura* da estação de tratamento de água. **Scientia plena**, v. 9, n.12, 2013.

- OLIVEIRA, E. A. B. de. **Avaliação de método alternativo para extração e fracionamento de substâncias húmicas em fertilizantes orgânicos**. 2011. 53. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas- Programa de Pós Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical. Campinas-SP, 2011.
- OSTOS, J. C.; LÓPEZ-GARRIDO, R.; MURILLO, J. M.; LÓPEZ, R. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. **Bioresource Technology**, v. 99, n.1, p. 1793–1800, 2008.
- PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; BARROS, R. T.; COSTA, T. D. R. Análise comparativa da adequação da relação C/N e do índice CT/COT como parâmetros da evolução da compostagem. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL. 2013, Salvador – BA. **Anais**. Salvador: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento, 2013. p. 01-06.
- PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Resolução Sema n. 021, de 30 de junho de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial [do] Estado do Paraná**, Curitiba, PR, 30 jun. 2009. Acesso em: 25/01/2016.
- PELEGRINE, E.C.F.; FLIZIKOWSKI, L.C.; SOUZA, J.B. Compostagem de lodo de estação de tratamento de esgoto. In: VI SEMANA DE ESTUDOS DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2008, Curitiba, **Anais**, Unicentro, 2008.
- PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Engenharia Sanitária**, v. 28, n. 3, p.104-109, 1989.
- PEREIRA, D. D. **Plantas, prosa e poesia do Semi-árido**. Campina Grande, PB: EDUEFCG, 2005.
- PHOUNGTHONG, K.; ZHANG, H.; SHAO, L.; HE, P. Variation of the phytotoxicity of municipal solid waste incinerator bottom ash on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination with leaching conditions. **Chemosphere**, v. 146, n.1, p. 547-554, 2016.
- PIOVESANI, M. D.; PEDROZO, D. J.; CONTE, A. M. Qualidade do composto proveniente da composteira côncava com aeração por tubos perfurados, coleta e reutilização de chorume. **Revista Cultivando o Saber**, v. 8, n.3, p. 279 – 293, 2015.
- PRA, M. A. D.; CORRÊA, É. K.; ROLL, V. F.; XAVIER, E. G.; LOPES, D. C. N. L.; LOURENÇO, F. F.; ZANUSSO, J. T.; ROLL, A. P. Uso de cal virgem para o controle de *Salmonella* spp. e *Clostridium* spp. em cama de aviário. **Ciência Rural**, v. 39, n. 4, p. 1189-1194, 2009.
- RAMÍREZ, W. A.; DOMENE, X.; ORTIZ, J. M.; ALCANIZ. Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7168–7175, 2008.

RANADE, S. S.; GIL, M. R. Application of monochromatic blue light during germination and hypocotyl development improves outplanted Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees performance. **Forest Ecology and Management**, v. 361, n.1, p. 368-374, 2016.

REIS, M. F. P. **Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 239 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

REN, L.; LI, G.; SHEN, Y.; SCHUCHARDT, F.; PENG, L. Chemical precipitation for controlling nitrogen loss during composting. **Waste Management & Research**, v.28, p.385-394, 2010.

RICCO, G.; TOMEI, C.; ROMADORI, R.; LAERA, G. Toxicity assessment of common xenobiotic compounds on municipal activated sludge: comparison between respirometry and Microtox. **Water Research** v. 38, p. 2103-2110, 2004.

RODRIGUES, B. P.; MAURI, R.; SILVA, A. G.; OLIVEIRA, J. T. S. **Caracterização dendrológica e anatômica de *Cedrela fissilis* Vell.(Meliaceae)**. In: XIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e XI Encontro Latino Americano de PósGraduação, XIII, 2009, Universidade do Vale do Paraíba. Anais do XIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e XI Encontro Latino Americano de Pós-graduação. São José dos Campos, 2009. P.1.

RODRIGUES, G. S de O.; TORRES, S. B.; LINHARES, P. C. F.; FREITAS, R. da S.; MARACAJÁ, P. B. Quantidade de esterco bovino no desempenho agrônomo da rúcula (*Eruca sativa* L) Cultivar Cultivada. **Caatinga**, v.21, n.1, p. 162-168, 2008.

RODRIGUES, M. S.; SILVA, F. C.; BARREIRA, L. P.; KOYACS, A. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: SPADOTTO, C.A.; RIBEIRO, W. **Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria**. FEPAF. Botucatu. p. 63-94, 2006.

RODRIGUES, V.; CONSENZA, C. A. N.; BARROS, C. F.; KRYKHTINE, F.; FORTES, L. E. N. S. Tratamento de resíduos sólidos urbanos e produção de energia: análise de legislação para viabilidade econômica de soluções conjuntas. In: XI SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 2014, Curitiba. **Anais**. Rio de Janeiro: Associação Educacional Dom Bosco, 2014. p. 01-10.

RUDNIK, Ewa. **Compostable Polymer Materials**. Filadélfia: Elsevier Science, 2008, 211 p.

RUIZ FILHO, R. R.; SANTOS, A. F. dos.; MEDEIROS, A. C. S.; JACCOUD FILHO, D. S. Fungos associados às sementes de cedro. **Summa Phytopathologica**, v.30, n.4, p.494-496, 2004.

RUSCHEL, C. B. V. **Compostagem de resíduos vegetais por diferentes métodos de aeração**. 2013. 50 f. Dissertação de Mestrado (Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

RUSSO, M. A. T. **Tratamento de resíduos sólidos**. Coimbra: Universidade de Coimbra, 2003.

SANTOS, F. E. V. **Produção de mudas de *Aegiphila sellowiana* Cham em diferentes substratos com lodo de esgoto.** 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2013.

SANTOS, F. G.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; RODRIGUES, L. B. Qualidade de esterco de ave poedeira submetido a dois tipos de tratamentos de compostagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.10, p.1101–1108, 2010.

SANTOS, J. L. D.; **Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis.** 2007. 144 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 2007.

SBIZZARO, M. **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovino e bovinos com a palha de cana-de-açúcar.** 2013. 134 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, 2013.

SCHAECHTER, M.; ENGLEBERG, N. C.; EISENSTEIN, B. I.; MEDOFF, G. **Microbiologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002, 642 p.

SCHEER, M. B. et al., Composto de lodo de esgoto para produção de mudas de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan. **Revista Cerne**, v.18, n.4, p. 613-621, 2012.

SCHMITZ, M. **Gerenciamento de resíduos sólidos domésticos: estudo de caso na central de triagem, tratamento e destino final dos resíduos sólidos, domésticos do município de Estrela/ RS.** 2012. 78 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro Universitário Univates, 2012.

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. **Engenharia Sanitária e ambiental**, v.13, n.4, p.371-379, 2008.

SILVA, C. B.; LIPORONE, F. Deposição irregular de Resíduos Sólidos Domésticos em Uberlândia: Algumas Considerações. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v.2, n.6, p.22-35, 2011.

SILVA, F. de A. S. e.; AZEVEDO, C. A. V. de. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, v.11, n.39, p.3733-3740, 2016.

SILVA, P. R. D.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Avaliação do potencial agrônomo de vermicomposto produzido a partir de lodo de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.6, n.4, p.565-571, 2011.

SILVA, R. B. G.; SIMÕES, D.; SILVA, M. R. Qualidade de mudas clonais de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis* em função do substrato. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.3, p.297–302, 2012.

SIMONETTI, M. F. **Inativação térmica de ovos de helmintos em água e biossólido digerido.** 2006. 251p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. Metodologia para análise parasitológica em lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Coord.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. 2.ed. rev. e ampl. Curitiba: Sanepar, 2000. p.27-41.

SOLANO, M. L.; IRIARTE, F.; CIRIA, P.; NEGRO, M. J. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 79, n. 3, p. 317-329, 2001.

SOTERO-SANTOS, R. B. ; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the Daphnia bioassay. **Water Research**, v.39, p. 3909-3917, 2005.

SOUZA JÚNIOR, F. S. **Desenvolvimento e Gerenciando Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos: para geração de renda e repasse de tecnologia à ACREVI**. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011.

SOUZA, A. L. K.; RUFATTO, L.; COSTA, V. B.; RUFFATO, A. R.; SIMÕES, F. Compostagem com aeração forçada como alternativa de aproveitamento dos resíduos gerados pela agroindústria conserveira. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.16, n.1-4, p.69-75, 2010.

STEFANUTTI, R.; ANDREOLLI, C. V.; CARNEIRO, P. F. N.; SANTOS, A. C. P. A.; CASTRO, E.; SOUSA JUNIOR, E. D. SIQUEIRA, E. R.; VASCONCELOS, G. V.; NASCIMENTO, B. L. M.; CORREA, J. P.; POMPEO, R. P.; ALMEIDA, R. A.; SOCCOL, V. Tratamento Isolado de lodos de fossas e tanques sépticos. In: CARVALHO, E. H.; ANDREOLI, C. V. **Lodos de Fossa e Tanques sépticos: Orientações para Definição de Alternativas de Gestão e Destinação**. Curitiba: ABES, 2015, p. 161- 247.

STOFFELA, P. J.; KAHN, B. A. **Utilizacion de compost em los sistemas de cultivo hortícola**. Edicions Mundi-Prensa. 96 – 119 p. 2004.

SVENSSON, L. Diagnosis of foodborne viral infections in patients. **International Journal of Food Microbiology**, v.59, n.1, p.117-126, 2000.

TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.113-136.

TEIXEIRA, C. **Higienização de lodo de estação de tratamento de esgoto por compostagem termofílica para uso agrícola**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

THI, N.B.D.; KUMAR, G.; LIN, C.Y. An overview of food waste management in developing countries: current status and future perspective. **Journal of Environmental Management**, v.157, p. 220–229, 2015.

TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **Journal of Applied Microbiology**, v.99, n.4, p. 816-828, 2005.

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

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. **Environmental Pollution**, n.4, v.110, p.535-541, 2000.

TOZLU, A.; OZAHİ, E.; ABUSOĞLU, A. Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.54, n.1, p. 809–815, 2016.

UIEDA, F. A. **Projeto básico de central termelétrica com incineração de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 93 f. Monografia (Graduação em Engenharia) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Natural, 2009.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Microwave assisted acid digestion of sediments sludge, soils, and oils**. EPA SW 846 3051a. 30p, 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3051a.pdf>> Acesso: 29 de Julho de 2015.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM JÚNIOR, B. S.; CABRERA, B. R.; MORAES, P. O.; LOPES, D. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Revista Archivo de Zotecnia**, v.58, n.1, p. 59-85. 2009.

VARMA, V. S.; YADAY, J.; DAS, S.; KALAMDHAD, A. S. Potential of waste carbide sludge addition on earthworm growth and organic matter degradation during vermicomposting of agricultural wastes. **Ecological engineering**, v.83, n.1, p. 90–95, 2015.

VIEIRA, G. E. G.; PEDROZA, M. M.; SOUSA, J. F.; PEDROZA, C. M. O Processo de Pirólise como Alternativa para o Aproveitamento do Potencial Energético de Lodo de Esgoto – Uma Revisão. **Revista Liberato**, v.12, n.1, p. 81-95, 2011.

WANG, H.B., WANG, X.C. Evaluation on the effect of human feces composting in new type composting reactor. **Chinese Journal of Environmental Engineering**, v. 2, n.1, p. 97–100, 2008.

WANG, I.; WELLER, C. L.; JONES, D. D.; HANNA, M. A. Contemporary issues in thermal gasification of biomass and its application to electricity and fuel production. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, p. 573-581, 2008.

WENDLING, I.; GATTO, A. **Substratos, adubação e irrigação na produção de mudas**. Aprenda Fácil; 2002.

YOUNG, B. J.; RIZZO, P. F.; RIERA, N. I.; TORRE, V. D.; LOPEZ, V. A.; MOLINA, C. D.; FERNÁNDEZ, F. E.; CRESPO, D. C.; BARRENA, R.; KOMILIS, D.; SÁNCHEZ, D. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. **Waste management**, v. 54, p- 90-101, 2016.

YUE, B.; CHEN, T. B.; GAO, D.; ZHENG, G. D.; LIU, D.; LEE, D. J. Pile settlement and volume reduction measurement during forced-aeration static composting. **Bioresource Technology**, v.99, p.7450–7457, 2008.

ZANATTA, M. C. K.; **Caracterização da toxicidade de lodos de estação de tratamento de esgoto com vistas a sua aplicação agrícola**. 2014. 100 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, 2014.

ZBYTNIIEWSKI, R.; BUSZEWSKI, B. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 471–478, 2005.

ZHANG, L.; SUN, X.; TIAN, Y.; GONG, X. Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste. **Bioresource Technology**, v. 131, n.1, p. 68–75, 2013.

ZHU, N.; DENG, C.; XIONG, Y.; QIAN, H. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. **Bioresource Technology**, v.95 p. 319–326, 2004.