

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

MARIANA SBIZZARO

**VERMICOMPOSTAGEM A PARTIR DE DEJETO DE OVINOS E
BOVINOS COM PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2013

MARIANA SBIZZARO

**VERMICOMPOSTAGEM A PARTIR DE DEJETO DE OVINOS E
BOVINOS COM PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Prof^a.Dr^a. Tatiane Cristina Dal Bosco

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques
Cardoso Prates

LONDRINA

2013



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

VERMICOMPOSTAGEM A PARTIR DE DEJETO DE OVINOS E BOVINOS COM
PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR
por
MARIANA SBIZZARO

Trabalho de conclusão de curso apresentado no dia 05 de setembro de 2013 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
(UTFPR)

Profa. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Joseane Débora Peruço Theodoro
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por estar sempre ao meu lado me protegendo e me dando forças para seguir e concluir mais uma etapa.

Aos meus pais Daniel e Márcia pelo suporte financeiro, emocional e espiritual. Pais que sempre foram meu maior incentivo e nunca deixaram de acreditar em mim. Pai e mãe sou grata ao amor e ao carinho desprendido. Ao meu irmão Daniel que apesar das impicâncias e da distância sempre esteve na torcida. Ao meu namorado Diego pelo amor, companheirismo e compreensão. As cunhadas Mariana e Ludmilla. A Marisa e ao Humberto pela amizade. A minha família pelo apoio, em especial, aos meus avós, tio Luís, tia Maristela, primas Luísa e Letícia.

Aos meus queridos amigos, Amanda Alcaide Francisco; Rubieli Saretto; Nathalia Zancarli; Aline Hanny Peralta pelas parcerias nos trabalhos, jantares, almoços, festas; Edson Henrique Gaspar Massi pelo dom culinário, pelos pratos deliciosos que contribuíram para uns quilinhos a mais durante o curso. Pela inesquecível contagem de minhocas e claro pelas inúmeras risadas; Thayane Zancheta Honorato pela aferição de temperatura em um sábado quente e de muita caminhada; Paula Fernanda Almeida Gonçalves e Daniel Moco pela parceria nas baladas, engenharíadas, reuniões, formaturas, despedidas. As minhas amigas-irmãs Bruna de Lima Fávaro e Ketelen C. Placidino, família escolhida, que dividiram e compartilharam os mais variados sentimentos, inúmeras experiências, amadurecimento. Sou grata a vocês pela maravilhosa convivência diária. Enfim obrigada a todos vocês pelas alegrias celebradas e compartilhadas durante todos esses anos.

Deixo aqui meu agradecimento a aqueles que contribuíram diretamente com a execução deste trabalho: Dércio Ceri Pereira pelos dias dispensados em ensinar passo a passo, com muita paciência, todos os procedimentos, pelos empréstimos de livros, doações de artigos, e o mais essencial pela divisão do conhecimento; Fernando Burgo pelos resíduos cedidos; as técnicas Laura, Sumaya e Luciana pelas vidrarias emprestadas, Thaís Cristina Fernandes pelos inúmeros pedidos de vidrarias; Danielle Hiromi Nakagawa pelas tardes divertidas e pelos dias de limpeza laboratorial; Flávia Gonçalves pelas tardes e noites de análises; Michel Iuri Caetano “Mestre

microbiologista” pelas inúmeras placas de Petri lavadas, por literalmente enfiar o pé e as mãos no dejetto, pela paciência e pelos ensinamentos. E claro, um muito obrigada mais que especial aos “Soldadinhos da Mari”, Ana Alícia de Sa Pinto, Pedro Henrique Presumido e Andressa Vitória Duarte De Souza, que me acompanharam durante três meses, sempre dispostos a ajudar, a aprender e a ensinar.

Agradecimentos a Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates pela confiança, oportunidade e orientação deste trabalho.

E claro, com muito carinho agradeço a Prof^a. Dr^a. Tatiane Cristina Dal Bosco, não somente pelas orientações acadêmicas, pelo empenho, profissionalismo, pela disposição em ensinar, não contabilizando dias, horas, finais de semana, feriados, pelos incentivos e força transmitidos. Sou grata pelo carinho, amizade, crescimento pessoal e profissional. Agradeço por aprender no sentido mais amplo o significado da palavra professor.

RESUMO

SBIZZARO, Mariana. **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar**. 2013. 134 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

O crescimento agropecuário e a conseqüente geração de resíduos apontam para a necessidade do tratamento adequado dos resíduos. Com o objetivo de avaliar os processos de vermicompostagem de dejetos ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar, foram comparadas duas relações iniciais de carbono/nitrogênio, a fim de verificar o comportamento da decomposição da matéria orgânica e das minhocas da espécie *Eisenia foetida*. O trabalho foi segregado em caracterização dos dejetos, pré-compostagem e vermicompostagem. Para tanto foram testados os seguintes tratamentos: T1 (30:1 – Dejeito ovino + palha de cana-de-açúcar), T2 (19:1 – Dejeito ovino + palha de cana-de-açúcar), T3 (30:1 – Dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar), T4 (19:1 – Dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar) e T5 (30:1 – Dejeito ovino + dejeito bovino + palha de cana-de-açúcar). O processo de pré-compostagem foi conduzido ao longo de 34 dias e monitorado quanto a características físico-químicas (pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis, carbono, nitrogênio, redução de peso e volume) e microbiológicas. Em seguida, foram inseridas as minhocas da espécie *Eisenia foetida*, em 15 vermireatores, monitorando-se por 58 dias os mesmos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e desenvolvimento das minhocas. Na pré-compostagem as reduções de peso e volume mais expressivas foram para T1. Os valores de pH e condutividade elétrica apresentaram-se ideais à pré-compostagem, com aumento dos valores de pH para T1 e T3, e redução da CE para todos os tratamentos. Os tratamentos 2, 4 e 5, apresentaram maiores valores de nitrogênio ao final da pré-compostagem. O tratamento 4, foi o que apresentou desempenho menos satisfatório frente a todos os parâmetros monitorados. Ao final da pré-compostagem as análises microbiológicas mostraram a sanitização quanto à bactéria da espécie *E.coli*. Na vermicompostagem os valores de pH aumentaram progressivamente variando entre 9,2 e 9,9. A CE sofreu aumento em T4 e T5, contudo esse aumento não interferiu no processo. Os valores para relações C/N reduziram em todos os tratamentos quando comparados à pré-compostagem, indicando a maturação dos compostos. Os baixos valores de temperaturas ambiente foram prejudiciais às minhocas da espécie *Eisenia foetida*, causando 100% de morte nos tratamentos 1 e 3 .

Palavras-chave: compostagem, condutividade elétrica, *E. coli*, *Eisenia foetida*, pH, relação C/N.

ABSTRACT

SBIZZARO, Mariana. **Vermicomposting from waste of sheep and cattle with straw, sugar cane**. 2013. 134 p. Course Conclusion work (Bachelor of Environmental Engineering). - Environmental Engineering Graduation, Federal Technological University of Parana (UTFPR). Londrina, 2013.

Agricultural growth and the consequent waste generation point to the need for proper handling of waste. Aiming to evaluate the processes of vermicomposting of sheep and cattle manure with straw of sugar cane, it was compared two initial relationship of carbon/nitrogen, in order to verify the behavior of the decomposition of organic matter and the earthworms of the species *Eisenia foetida*. The work was segregated in characterization of waste, composting manure and vermicomposting. Both have been tested for the following treatments: T1 (30:1 - sheep manure + straw of sugarcane), T2 (19:1 -sheep manure + straw of sugarcane), T3 (30:1 - bovine manure + straw of sugarcane), T4 (19:1 - bovine manure + straw of sugarcane) e T5 (30:1 - sheep and bovine manure + straw of sugarcane). The process of composting manure was conducted over 34 days and monitored as the physico-chemical characteristics (pH, electrical conductivity, volatile solids, carbon, nitrogen, reduced weight and volume) and microbiological characteristics. Then entered the earthworms in the species *Eisenia foetida*, in 15 wormreactors, monitoring for 58 days the same physico-chemical, microbiological parameters and development of earthworms. During the precomposting the reductions in weight and bulk were most significant for T1. The values of pH and electrical conductivity were ideal for pre composting, with increase of the pH values for T1 and T3, and reduction of electrical conductivity for all treatments. Treatments 2, 4 and 5 showed higher values of nitrogen at the end of the pre composting. Treatment 4 presented less satisfactory performance in front of all monitored parameters. At the end of the pre composting microbiological analysis showed the sanitization about the species of bacteria *E. coli*. In vermicomposting the pH values increased progressively ranging between 9.2 and 9.9. The electrical conductivity increase in T4 and T5, however this increase has not interfered in the process. The values for C/N reduced in all treatments when compared to pre composting, indicating maturation of the compounds. The low values of ambient temperatures were harmful to earthworms of the species *Eisenia foetida*, causing 100% of deaths in treatments 1 and 3.

Keywords: composting, electrical conductivity, *E. coli*, *Eisenia foetida*, pH, C/N ratio.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo genérico da evolução das fases de uma leira em compostagem.	24
Figura 2 - Fluxograma das etapas do projeto.	36
Figura 3 - Local onde foi conduzido o experimento.	37
Figura 4- Casa de vegetação onde foram realizados os processos de pré-compostagem e vermicompostagem.	38
Figura 5 - Dejetos de ovinos.	38
Figura 6 - Dejeito de bovinos.	38
Figura 7 - Palha de cana-de-açúcar.	38
Figura 8 - Tratamentos utilizados nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.	39
Figura 9 - Demonstração da pesagem dos resíduos para a montagem das leiras.	44
Figura 10 - Demonstração da etapa de montagem das leiras de pré-compostagem.	44
Figura 11 - Disposição das leiras segundo os tratamentos.	45
Figura 12 - Disposição real das leiras segundo os tratamentos.	46
Figura 13 - Disposição das caixas na etapa de vermicompostagem segundo os tratamentos.	47
Figura 14 - Disposição real das caixas na etapa de vermicompostagem segundo os tratamentos.	47
Figura 15 - Minhoca da espécie Eisenia Foetida.	49
Figura 16 - Minhocas da espécie Eisenia Foetida inseridas nos reatores.	49
Figura 17 - Minhocas mortas um dia após a introdução nos vermi-reatores.	50
Figura 18 - Demonstração dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura.	51
Figura 19 - Termômetro tipo espeto utilizado na determinação da temperatura das leiras de pré-compostagem.	52
Figura 20 – Termo-higrômetro de parede digital utilizado no monitoramento da umidade relativa do ar e temperatura ambiente.	52
Figura 21 - Demonstração dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura nos reatores de vermicompostagem.	53
Figura 22 - Demonstração real dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura nos reatores de vermicompostagem.	54
Figura 23 - Demonstração da contagem de minhocas.	55
Figura 24 - Pá transplantadora utilizada na coleta das amostras.	56
Figura 25 - Amostras coletadas.	56
Figura 26 - Amostras no shaker para determinação de pH.	57
Figura 27 - Demonstrativo da aferição do pH.	58
Figura 28 - Condutímetro e demonstrativo da aferição da condutividade elétrica.	58
Figura 29 - Mufla.	59
Figura 30 - Mufla atingindo 580°C.	59
Figura 31 - Disposição dos cadinhos na mufla.	59
Figura 32 - Disposição dos cadinhos no dessecador.	60
Figura 33 - Cadinho sendo pesado em balança analítica.	60
Figura 34 - Estufa mantida a 105°C (24 horas).	61

Figura 35 - Disposição das amostras na estufa e sua temperatura ao longo das 48 horas.	65
Figura 36- Aspecto das amostras maceradas.	65
Figura 37 - Amostra adicionada ao tubo e sua pesagem.	65
Figura 38 - Aspecto da amostra após adição dos reagentes.	66
Figura 39 - Tubos dispostos no bloco e seu aspecto após a digestão sulfúrica.	66
Figura 40 - Coloração do ácido bórico.	67
Figura 41 - Progressão da cor das amostras após adição de NaOH.	68
Figura 42 - Amostra após destilação.	68
Figura 43 - Amostra após titulação.	69
Figura 44 - Progressão das cores durante o processo de destilação.	69
Figura 45 - Procedimento de diluição em série das amostras coletadas nas leiras e reatores. a) preparação da primeira diluição (10^{-1}); b) tubos de ensaio contendo a série de diluições obtidas.	71
Figura 46 - Lote de placas contendo meio de cultura (Agar PCA) para inoculação das amostras provenientes das diferentes diluições.	72
Figura 47 - Meios de cultura (Agar MFC) para crescimento de <i>Escherichia coli</i>	73
Figura 48 - Colônias típicas de termotolerantes.	73
Figura 49 - Resultado do teste bioquímico utilizando o meio de cultura Citrato de Simmons. a) resultado negativo – coloração verde b) resultado positivo – coloração azul.	74
Figura 50 - Perfil idealizado da temperatura durante o processo da compostagem.	76
Figura 51 - Aspecto visual do tratamento 4.	80
Figura 52 – Amostras coletadas ao final do processo de pré-compostagem.	91
Figura 53 - Demonstrativo da contagem de bactérias heterotróficas nas quatro análises. a) T1, b) T2, c) T3, d) T4, e) T5.	110
Figura 54- Demonstrativo do número de UFC/g nas quatro análises, para os cinco tratamentos.	111
Figura 55 - Resultados para bactérias da espécie <i>E.coli</i> . a) Características típicas de contaminação por <i>E.coli</i> . b) Confirmação de bactérias <i>E.coli</i> através do teste bioquímico utilizando o meio de cultura Citrato de Simmons.	115

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Monitoramento diário da temperatura no interior das leiras e temperatura ambiente durante a pré-compostagem segundo seus tratamentos.....	77
Gráfico 2 - Comportamento da umidade relativa do ar durante o processo de pré-compostagem.....	79
Gráfico 3 – Variação de pH durante o processo de pré-compostagem nos cinco tratamentos estudados.....	84
Gráfico 4–Variação da porcentagem de nitrogênio durante o processo de pré-compostagem nos cinco tratamentos estudados.	89
Gráfico 5 - Monitoramento diário da temperatura no interior dos reatores e temperatura ambiente durante a vermicompostagem segundo seus tratamentos.	92
Gráfico 6– Redução de volume (%) observada ao longo processo de vermicompostagem.	94
Gráfico 7 - Comportamento do pH dos tratamentos ao longo do processo de vermicompostagem.	97
Gráfico 8- Comportamento da condutividade elétrica dos tratamentos ao longo do processo de vermicompostagem.....	100
Gráfico 9- Comportamento das minhocas ao longo do processo de vermicompostagem.	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização inicial dos resíduos para posterior pré-compostagem e vermicompostagem	40
Tabela 2 - Quantidade de palha necessária para cada quilo de dejetos.....	42
Tabela 3- Porcentagens de resíduos necessárias para cada tratamento	42
Tabela 4 – Quantidade total de resíduos em kg para cada tratamento.....	43
Tabela 5 - Quantidades totais de resíduo, dimensões e volumes dos cinco tratamentos	45
Tabela 6 – Quantidades das misturas por reator para os cinco tratamentos e três repetições.....	48
Tabela 7 – Parâmetros monitorados na pré-compostagem e vermicompostagem e sua frequência.....	50
Tabela 8 - Volume (L) ocupado durante o processo de pré-compostagem por leiras e respectivas porcentagem de reduções, redução de peso e pesos específicos iniciais e finais dos compostos.....	81
Tabela 9 - Valores de pH no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados.....	83
Tabela 10 - Valores de condutividade elétrica no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados	85
Tabela 11 - Valores de sólidos voláteis (%) no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados	86
Tabela 12 - Valores de carbono no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados.....	87
Tabela 13 - Valores da relação carbono/nitrogênio, nos cinco tratamentos estudados e respectiva redução	90
Tabela 14 – Comparação dos valores de redução de volume entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	93
Tabela 15 – Comparação dos valores de redução de volume entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	95
Tabela 16 – Comparação dos valores de redução de peso entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	95
Tabela 17 – Comparação dos valores de pH entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	96
Tabela 18 – Comparação dos valores de pH entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	97
Tabela 19 – Comparação dos valores de condutividade elétrica (mS cm^{-1}) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem....	99
Tabela 20 – Comparação dos valores de condutividade elétrica entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	99
Tabela 21 – Comparação dos valores de sólidos voláteis (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	101
Tabela 22 – Comparação dos valores de sólidos voláteis (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	101
Tabela 23 – Comparação dos valores de carbono (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	102

Tabela 24 – Comparação dos valores de carbono (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	103
Tabela 25 – Comparação dos valores de nitrogênio (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	104
Tabela 26 – Comparação dos valores de nitrogênio (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	105
Tabela 27 – Comparação dos valores da relação C/N entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem	106
Tabela 28 – Comparação dos valores da relação C/N entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem	106
Tabela 29 - Dados da quantificação de bactérias durante o início e o final de cada processo, para os cinco tratamentos.....	112
Tabela 30 - Carga total bacteriana ao início e final do processo, para os cinco tratamentos	113
Tabela 31 – Comportamento das bactérias <i>E.coli</i> para os cinco tratamentos.....	114

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	Agropecuária	17
3.2	Resíduos sólidos agropecuários	17
3.3	Ovinocultura	18
3.4	Bovinocultura	19
3.5	Palha de cana-de-açúcar	20
3.6	Adubação orgânica	22
3.7	Compostagem	23
3.7.1	Temperatura	25
3.7.2	Relação C/N	26
3.7.3	Aeração	27
3.7.4	pH	27
3.7.5	Umidade	28
3.7.6	Granulometria	29
3.8	Vermicompostagem	29
3.8.1	Minhocas	30
3.9	Micro-organismos envolvidos na compostagem e vermicompostagem	33
3.9.1	Bactérias	34
3.9.2	<i>Escherichia coli</i>	34
4	MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1	Local e Data de Montagem do Experimento	36
4.2	Resíduos utilizados	38
4.3	Preparação dos resíduos e tratamentos	39
4.3.1	Caracterização físico-química inicial dos resíduos	39
4.3.2	Quantidade de material utilizada em cada tratamento	41
4.3.3	Montagem das leiras	44
4.4	Vermicompostagem	46
4.4.1	Determinação da massa de resíduos nos reatores de vermicompostagem	48
4.4.1.1	Inoculação das minhocas	48
4.5	Monitoramento da pré-compostagem e vermicompostagem	50
4.5	Temperatura, Umidade e Revolvimento	51
4.5.1.1	Pré-compostagem em leiras	51
4.5.1.1.1	Redução de volume e peso	53
4.5.1.2	Vermicompostagem	53
4.5.1.2.1	Redução de volume e peso vermicompostagem	54
4.5.2	Reprodução das minhocas	55
4.5.3	Análises laboratoriais	55
4.5.3.1	Análises físico-químicas	57
4.5.3.1.1	pH	57

4.5.3.1.2	Condutividade elétrica	58
4.5.3.1.3	Sólidos Totais e Umidade.....	59
4.5.3.1.4	Sólidos Voláteis	62
4.5.3.1.5	Carbono orgânico e carbono total	62
4.5.3.1.6	Nitrogênio Total	64
4.5.3.2	Análises microbiológicas	70
4.5.3.2.1	Quantificação de Bactérias.....	70
4.5.3.2.2	Isolamento e identificação de <i>Escherichia coli</i> da amostra de resíduos.....	72
4.5.3.2.3	Método de cálculo de Unidades Formadoras de Colônia (UFC)	74
4.6	Análises Estatísticas.....	74
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1	Pré-compostagem	76
5.1	Temperatura	76
5.1.2	Estimativa de redução de volume e peso na pré-compostagem	80
5.1.3	Análises físico-químicas	83
5.1.3.1	pH.....	83
5.1.3.2	Condutividade elétrica	85
5.1.3.3	Sólidos Voláteis	86
5.1.3.4	Carbono e Nitrogênio.....	87
5.2	Vermicompostagem.....	91
5.2.1	Temperatura	91
5.2.2	Estimativa de redução de volume e peso na vermicompostagem	93
5.2.3	Análises físico-químicas	96
5.2.3.1	pH.....	96
5.2.3.2	Condutividade elétrica	98
5.2.3.3	Sólidos Voláteis	100
5.2.3.4	Carbono e Nitrogênio.....	102
5.3	Comportamento das minhocas.....	108
5.4	Análises Microbiológicas	110
5.4.1	Quantificação de Bactérias.....	110
5.4.2	Isolamento e identificação de <i>Escherichia coli</i> da amostra de resíduos.....	114
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	116
7	CONCLUSÃO.....	118
	REFERÊNCIAS.....	119

1 INTRODUÇÃO

O setor agropecuário desempenha um papel de grande importância no cenário econômico brasileiro envolvendo tanto a agricultura quanto a pecuária, responsável pela produção de bens de consumo e criação de animais, principal pilar da disponibilização de alimentos. Com o crescimento da população brasileira, a demanda por alimentos também se torna crescente, o que gera, conseqüentemente, um aumento na esfera agropecuária.

Embora não existam dúvidas sobre os benefícios e necessidade da gestão dos resíduos sólidos, em diversas regiões do país encontra-se o problema da má gestão e manejo inadequado dos resíduos agropecuários, resultando em impactos ambientais significativos e desperdício de uma importante fonte de nutrientes às plantas.

Dentre estes resíduos, destacam-se os dejetos de bovinos, ovinos e palha da cana-de-açúcar. Nos últimos anos, no Brasil, ocorreu uma evolução sensível da ovinocultura e da bovinocultura. Segundo IBGE (2011) o efetivo de ovinos foi de 17,6 milhões de cabeças e teve aumento de 1,6% em relação a 2010. Já o efetivo nacional de bovinos em 2011 teve um aumento de 1,6% em relação a 2010, totalizando 212,8 milhões de cabeças.

A região Sul apresentou o segundo maior rebanho de ovinos do Brasil: 4,94 milhões de cabeças e crescimento de 1,23% comparado a 2010 (IBGE, 2011). No Paraná o rebanho de ovinos representa 3,6% do total nacional, o equivalente a 643 mil cabeças (IBGE, 2011). A partição percentual paranaense do rebanho bovino é de 4,3%, totalizando 9,5 milhões de cabeças (IBGE, 2011). Ainda segundo IBGE (2011), na cidade de Londrina o rebanho ovino é de 7,2 mil cabeças e o rebanho bovino totaliza 54,9 mil cabeças.

O crescimento do setor sucroalcooleiro, que gera como resíduo a palha da cana-de-açúcar também é expressivo. A produção nacional está estimada em 715.333.588 toneladas, com crescimento de 6,0% em relação ao ano anterior (IBGE, 2013). No Paraná, o crescimento da estimativa da produção é de 12,7%, refletindo a expectativa de melhoria da produtividade, em função das condições climáticas (IBGE, 2013). A

alternativa utilizada por alguns produtores para eliminar a palha da cana-de-açúcar é a queima, processo que causa problemas ambientais e à saúde das pessoas. No entanto, com o advento de máquinas modernas utilizadas no processo de colheita, esta palha tem se tornado um resíduo sólido importante, demandando estudos para seu aproveitamento e/ou destinação final.

Neste contexto, fatores como o elevado custo dos fertilizantes químicos e danos ambientais ocasionados pelo mau gerenciamento de resíduos em propriedades rurais, tem conduzido os produtores à procura por fertilizantes produzidos biologicamente, como é o caso do adubo orgânico advindo do processo de vermicompostagem.

No processo de vermicompostagem, o adubo orgânico é obtido com o uso de substratos de origem animal e/ou vegetal, pré-compostados e, posteriormente, processados por minhocas, resultando em um composto rico em nutrientes, oriundos das dejeções das minhocas (AMORIM et al., 2005).

Embora existam alguns estudos nesta área, pesquisas ainda mais minuciosas a respeito da melhoria da eficiência do processo de obtenção destes adubos orgânicos se fazem necessárias, com o propósito de aproximar às condições reais existentes nas propriedades rurais, em especial, no que se refere às quantidades de resíduos disponíveis para a realização da compostagem/vermicompostagem. Conhecendo-se a indispensabilidade do emprego de adubação na agricultura e a grande produção de resíduos agropecuários, este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do processo de vermicompostagem em diferentes relações de carbono/nitrogênio iniciais, assim como o comportamento das minhocas da espécie *Eisenia foetida* frente aos resíduos empregados e suas proporções.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o processo de vermicompostagem de dejetos ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar, comparando-os em duas relações de carbono/nitrogênio iniciais e verificar o desenvolvimento das minhocas da espécie *Eisenia foetida* submetidas aos tratamentos propostos.

2.2 Objetivos Específicos

- Monitorar os parâmetros: temperatura, redução de peso e volume, pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis, nitrogênio total e carbono total no processo de pré-compostagem segundo os tipos de resíduos utilizados e a relação carbono/nitrogênio da mistura;
- Avaliar o desempenho das minhocas da espécie *Eisenia foetida* frente aos tratamentos estudados;
- Monitorar o comportamento microbiológico dos processos de pré-compostagem e vermicompostagem, por meio da determinação de bactérias heterotróficas e bactérias da espécie *Escherichia coli*; e,
- Monitorar o comportamento da temperatura, redução de volume e peso, pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis, nitrogênio total e carbono total durante a vermicompostagem, assim como as características do produto final obtido.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Agropecuária

O aumento da população mundial gerou condições para o crescimento da produção de bens de consumo e determinou, ainda, a necessidade de um aumento a produção de alimentos, o que explica a agropecuária ser um dos principais alicerces da evolução socioeconômica no Brasil. Desse fenômeno resultou uma expansão na ocupação de terras e uma intensificação nas atividades do setor agrário (AUGUSTO, 2005).

De acordo com IBGE (2012) o Produto Interno Bruto (PIB) total brasileiro, obteve crescimento de 0,9% no ano. O setor agropecuário alcançou crescimento de 3,6% no mesmo período, sendo assim, comparativamente a atividade agropecuária obteve crescimento quatro vezes maior.

3.2 Resíduos sólidos agropecuários

De acordo com Fiori et al. (2008) a taxa de geração dos resíduos é bem maior que a taxa de degradação, logo o aumento da produção de resíduos vem provocando impactos ambientais.

Vários tipos de resíduos orgânicos são originários dos sistemas agropecuários. Quando estes resíduos são manejados e utilizados de forma correta podem reverter-se em provedores de nutrientes, além de melhoradores das condições biológicas, químicas e físicas do solo. Já quando mal manejados e tratados, podem ser considerados como contaminantes e agressores do meio ambiente (KONZEN; ALVARENGA, 2006).

Os resíduos sólidos provenientes das agroindústrias, em alguns casos, são dispostos de formas inadequadas, sendo algumas vezes estocados próximos às áreas de produção, outras destinadas a aterros sanitários, gerando assim danos ambientais e sanitários. Na maioria das vezes estes resíduos podem ser transformados em insumos agrícolas, possibilitando aos agricultores um condicionador de solo de boa qualidade e baixo custo, e contribuindo assim para o desenvolvimento sustentável (SOUZA et al., 2010).

O resíduo básico dos estábulos e currais (água, fezes e urina), geralmente lançados sem qualquer tratamento no solo, nos lagos, nos rios, favorece a proliferação de moscas e exala gases com mau cheiro. No entanto, várias alternativas de manejo e tratamento desse subproduto têm sido desenvolvidas e testadas para amenizar seus efeitos sobre o meio ambiente (FREITAS, 2008).

Segundo Amaral et al. (2004) dejetos agropecuários são compostos orgânicos que possuem alto teor energético, com macro e micronutrientes que oferecem condições favoráveis à manutenção e reprodução de vetores com importância sanitária significativa.

A grande quantidade de dejetos animais torna-se uma séria ameaça para o meio ambiente quando mal manejados, pois se trata de um material em decomposição. O descarte inadequado dos dejetos de animais acarreta a perda de seu apreciável potencial energético e fertilizante quando reciclados (AUGUSTO, 2005).

3.3 Ovinocultura

A produção ovina brasileira possui um grande potencial a ser explorado devido às condições ambientais favoráveis e às dimensões continentais do Brasil, o que tem despertado o interesse de inúmeros produtores rurais. A espécie apresenta-se como alternativa de exploração tanto para pequeno, médio ou grande produtor rural, adaptando-se a diferentes sistemas de produção (PEREZ; CARVALHO; PAULA, 2008).

O efetivo de ovinos no ano de 2011 foi de 17,6 milhões de cabeças e teve aumento de 1,6% em relação a 2010. No Paraná, a participação percentual do rebanho de ovinos é de 3,6%, o equivalente a 643 mil cabeças (IBGE, 2011). Na cidade de Londrina o rebanho de ovinos totaliza 7,2 mil cabeças (IBGE, 2011).

O perfil da ovinocultura no Brasil tem mudado, devido a investimentos na melhoria da eficiência de produção de carne de ovinos, que atualmente, é uma alternativa em fase de desenvolvimento (CLEMENTINO, 2008). O sistema de confinamento é empregado para aumentar os índices de produtividade da ovinocultura e conseqüentemente melhorar a qualidade do produto (ALVES et al., 2003).

Sendo assim, os resíduos originários do confinamento são dejetos, camas e sobras de alimentação, depositados geralmente indevidamente, gerando assim preocupação com a degradação ambiental advindas das atividades produtivas (RIBEIRO et al., 2007).

A compostagem envolvendo dejetos ovinos promove uma eficiente degradação da matéria orgânica, produzindo compostos de boa qualidade, com expressivos conteúdos de N, P e K, nutrientes importantes para o desenvolvimento das plantas (AMORIM et al., 2005).

Segundo Ensminger et al. (1990) um ovino excreta por ano 13,1 toneladas de dejetos, o equivalente a 34,89 kg/dia. Kiehl (1985) afirma que, a composição média do esterco ovino é de 65,22% de matéria orgânica; 1,44% de nitrogênio; 1,04% de fósforo e 2,07% de potássio.

3.4 Bovinocultura

Segundo o IBGE (2011) houve crescimento de 1,6% do rebanho bovino em relação a 2010, totalizando um efetivo de cerca de 212,8 milhões de cabeças, ocupando a 2ª posição mundial em rebanho de gado. A partição percentual paranaense do rebanho bovino representa 4,3%, totalizando 9,5 milhões de cabeças. Ainda de

acordo com IBGE (2011), na cidade de Londrina o rebanho bovino totaliza 54,9 mil cabeças.

A criação intensiva de bovinos e o conseqüente acúmulo de dejetos podem causar poluição direta do local, impactando toda área de influência indireta, afetando a qualidade ambiental e possibilitando a contaminação dos recursos hídricos (MANSO; FERREIRA, 2007).

Um volume abundante de dejetos é gerado quando se utilizam os sistemas de confinamento de bovinos. O manejo indisciplinado desses dejetos é frequentemente citado como um dos principais fatores que contribui para a poluição hídrica em muitas regiões (DORAN; LINN, 1979).

Para que haja aumento da rentabilidade dos sistemas de produção animal, utilizam-se estratégias de confinamento dos animais, como no caso dos bovinos destinados à produção de carne. Logo, o potencial poluidor concentra-se em pequenas áreas. Sendo assim, uma das formas de tratar os resíduos produzidos na bovinocultura é por meio da compostagem (ORRICO JÚNIOR et al., 2012).

Um bovino de corte excreta em média 24 kg.dia^{-1} de dejetos frescos (ENSMINGER et al., 1990). A composição média do esterco bovino, segundo Kiehl (1985), é de 57,40% de matéria orgânica; 1,67% de nitrogênio; 0,86% de fósforo e 1,37% de potássio.

3.5 Palha de cana-de-açúcar

A produção nacional da cana-de-açúcar está estimada em 715.333.588 toneladas, com crescimento de 6,0% em relação ao ano anterior (IBGE, 2013). No Paraná, o crescimento da estimativa da produção é de 12,7%, refletindo a expectativa de melhoria da produtividade, em função das condições climáticas (IBGE, 2013).

O aumento das áreas de produção da cana-de-açúcar observado nos últimos anos justifica-se pela implantação do programa brasileiro Proálcool, datado de 1970 (RIBEIRO; GHIZZO, 2011), tendo seu crescimento mais expressivo a partir de 2006,

não somente devido à circunstância favorável às exportações de açúcar e álcool, mas especialmente, pela expansão das vendas internas de carros Flex Fuel (DELGADO, 2012).

A palha de cana-de-açúcar é um resíduo fibroso encontrado em grandes quantidades em canaviais, sendo este material geralmente extinguido por meio das queimadas. A queima da palhada além de dizimar um subproduto de possível utilização econômica, provoca elevação dos níveis de poluição atmosférica (AZZINI; ZIMBACK; TOMAZ, 1996).

A lei estadual nº 11.241, de 19 de setembro de 2002, dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. Sendo assim, no estado de São Paulo decreta-se que: no ano de 2021 a queima será 100% eliminada nas áreas mecanizáveis, já para áreas não mecanizáveis sua eliminação completa está prevista para o ano de 2030 (SÃO PAULO, 2002). Contudo, a decisão do Superior Tribunal de Justiça (STJ) mantém a determinação judicial que proibi a queimada de palha como método preparatório para colheita de cana-de-açúcar no interior paulista (STJ, 2009).

No estado do Paraná a Resolução SEMA nº 076, de 20 de dezembro de 2010, também dispõe sobre eliminação gradativa da despalha da cana-de-açúcar por meio da queima controlada e dá outras providências. Está prevista para áreas mecanizáveis a eliminação de 100% das queimas no ano de 2025 e para áreas não mecanizáveis a eliminação completa é prevista para 2030 (SEMA, 2010).

A palha da cana-de-açúcar quando queimada é razão direta de danos à saúde. Dentre os diversos males, sobressai-se doenças respiratórias, cânceres e mutações genéticas. O aumento das doenças respiratórias resultado da queima dos canaviais é comprovado cientificamente por diversos especialistas. O dano causado para a sociedade em geral é incalculável, pelo prejuízo à vida e o custo de tratamento (BONILHA, 2007).

Visando reduzir custos e melhorar a rentabilidade do setor, as usinas, tem optado por um sistema gradual de mecanização, principalmente da colheita. O método mecanizado, sem o uso do fogo, reduz o impacto ambiental, além de oferecer vantagens, como o rendimento operacional. Uma colhedora produz o equivalente a 80

homens por dia (SILVA; GARCIA, 2009). Rodrigues (2008) encontrou valores de 3,06 US\$.t⁻¹ para o custo da colheita mecanizada da cana sem queima e de 7,74 US\$.t⁻¹ para a colheita manual da cana não queimada, observando-se uma redução de 60,46% em favor do custo da tonelada colhida mecanicamente.

3.6 Adubação orgânica

A adubação orgânica tem por intuito aumentar a produtividade das culturas, focada na sustentabilidade ambiental, preservando assim os recursos naturais. Esta atividade envolve o uso de resíduo animal, vegetal, agroindustrial e outros (SILVA, 2008).

A adubação orgânica vem se tornando de grande importância para os agricultores, devido a fatores como a modernização da agricultura que trouxe consigo uma grande variedade de insumos, fertilizantes, pesticidas, além da mecanização intensa, atingindo o meio ambiente e a qualidade dos alimentos produzidos (RODRIGUES et al., 2003).

Uma das vantagens da utilização da adubação orgânica em relação aos fertilizantes químicos é a gradual liberação de nutrientes. Sua liberação ocorre à medida que nutrientes são demandados, evitando perda por volatilização, fixação ou ainda lixiviação (SEVERINO et al., 2005).

Estudos realizados por Abreu et al. (2010); Andreola et al. (2000) afirmam que a adição de adubos orgânicos ao solo proporciona melhorias nas condições físicas e químicas, aumentando os teores de nutrientes, propiciando condições para obtenção de maiores produtividades.

Leite et al. (2003) comprovaram que a presença de adubação orgânica aumentou os estoques de carbono orgânico e nitrogênio total do solo, em relação aos sistemas de produção com adubação mineral ou mesmo sem adubação, posicionando-a como uma estratégia de manejo importante à conservação da qualidade do solo.

3.7 Compostagem

De acordo com Herberts (2005) na Índia, no ano de 1920, surgiu a ideia de misturar restos orgânicos com pedaços de vegetais como palha, folhas e esterco, sendo a mistura periodicamente revirada. A partir desse processo observou-se a elevação da temperatura no interior da mistura, resultando após alguns meses de processo em uma matéria orgânica estável para ser aplicada como fertilizante de solo. Após intensificação dos estudos em meados da década de 1960 diversos sistemas de compostagem foram desenvolvidos.

Visando maiores rendimentos em seus setores produtivos e a redução do volume de resíduos a serem dispostos, o setor agroindustrial vem sendo estimulando a reciclar seus resíduos (VALENTE et al., 2009). Uma alternativa viável economicamente, seja do ponto de vista ambiental, seja do ponto de vista agrônômico é a compostagem dos resíduos orgânicos advindos das propriedades (SILVA, 2008).

Segundo Kiehl (1985) o processo conhecido por compostagem, transforma matéria orgânica “crua” em matéria prima orgânica humificada. Este procedimento é operado por micro-organismos como bactérias, fungos e actinomicetos. Alguns fatores como substâncias químicas da matéria-prima, umidade, disponibilidade de oxigênio, temperatura, relação C/N e pH determinam a quantidade, a característica e a sucessão dos micro-organismos presentes na compostagem, que podem representar até 25% do peso do composto.

A compostagem pode ser acelerada pelo controle de parâmetros como tamanho das partículas, umidade, aeração, temperatura e pH (MARQUES; HOGLAND, 2002).

Para Morales (2011), compostagem é um processo biológico aeróbico utilizado para a estabilização dos resíduos orgânicos resultando em um composto. Logo, o processo da compostagem permite a reciclagem da matéria orgânica que propicia um destino útil para os resíduos orgânicos, evitando sua acumulação em aterros e melhorando a estrutura dos solos (SOUZA et al., 2010).

O desenvolvimento de estudos visando à reciclagem dos resíduos representa uma alternativa capaz de contribuir para a utilização de matérias-primas alternativas, preservando o meio ambiente (GIFFONI; LANCE, 2005), sendo assim, alternativas como compostagem e vermicompostagem destacam-se como tratamento de resíduos sólidos (VERGNOUX et al., 2009).

Segundo Kiehl (1985), a compostagem baseia-se em três fases principais (Figura 1): a fase inicial conhecida como mesófila apresenta a presença predominante de bactérias e fungos mesófilos produtores de ácidos. A segunda fase é chamada termófila e caracteriza-se pela elevação de temperatura. Nesta etapa predomina a população de actinomicetos, bactérias, fungos termófilos e termotolerantes. Passada a fase termófila, o composto vai perdendo calor e retorna à fase mesófila, todavia a caracterização química é diferenciada, pois os açúcares e o amido já foram consumidos pelos micro-organismos. Fungos e bactérias caracteristicamente mesófilos retornam ao processo. Na etapa final conhecida como criófila, a temperatura diminui, tornando-se próxima a ambiente, podendo apresentar presença de protozoários e vermes.

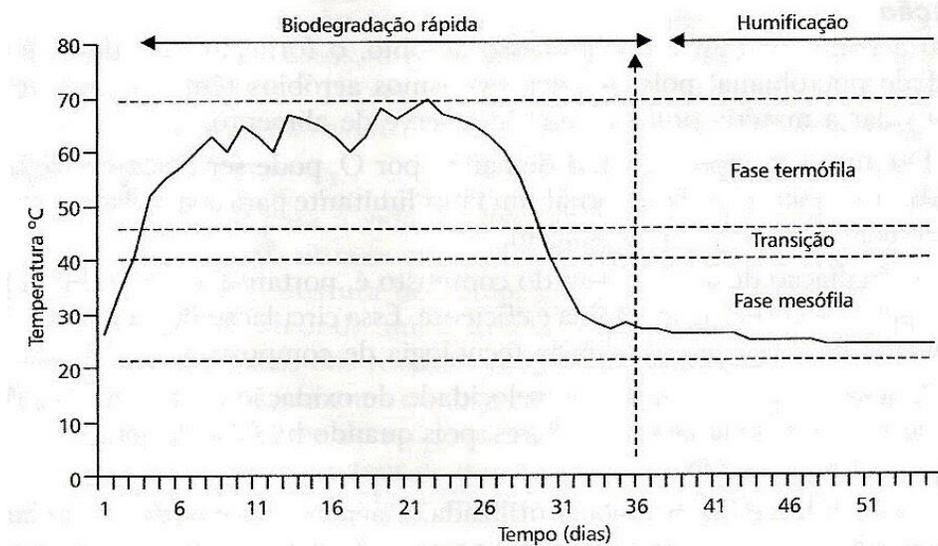


Figura 1 - Exemplo genérico da evolução das fases de uma leira em compostagem.

Fonte: Andreoli (2001).

3.7.1 Temperatura

Um fator determinante no processo de compostagem é a temperatura, pois diferentes temperaturas promovem o desenvolvimento de diferentes micro-organismos. A temperatura é o parâmetro mais contundente na análise do monitoramento da evolução da compostagem. Deve-se considerar um intervalo entre 45°C e 70°C, sendo o ponto ótimo de 60°C (HERBETS, 2005).

Caracteriza-se a dominância de micro-organismos mesófilos na faixa de temperatura compreendida entre 20-40°C, sendo substituídos por termófilos a partir do aumento da temperatura, abrangendo a faixa entre 40-70°C (MARQUES; HOGLAND, 2002).

Os micro-organismos também são responsáveis por aquecer o meio, já que a atividade para decompor a matéria orgânica libera calor, em função das reações exotérmicas (SILVA, 2008). Entretanto, temperaturas acima de 65 °C elimina a maioria dos micro-organismos, incluindo aqueles que são responsáveis pela decomposição, necessitando assim, controlar as temperaturas com umidade e aeração mantendo a níveis desejados (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ 2008).

Ainda segundo Herbets (2005) alguns elementos afetam a temperatura do processo de compostagem, dentre eles estão: as características do material a compostar; o tipo de sistema utilizado; a disponibilidade de nutrientes (monitorado pela relação carbono/nitrogênio); e a configuração geométrica da pilha.

O não aquecimento e/ou quedas abruptas de temperaturas na leira de compostagem podem ser provocadas devido à deficiência de nitrogênio; excesso ou falta de umidade; compactação do material; falta de oxigênio; porosidade dos resíduos. Sendo assim, algumas medidas de correção como: adição de compostos; irrigação e revolvimento, podem ser adotadas (TEIXEIRA et al., 2005).

3.7.2 Relação C/N

Os micro-organismos atuantes na compostagem utilizam do carbono e do nitrogênio para desencadear o processo de degradação em condições anaeróbias. O carbono e o nitrogênio são absorvidos pelos micro-organismos na relação C/N de 30/1. Em geral, os esterco fornecem o nitrogênio para equilibrar a compostagem e consistem em material inoculante de bactérias e fungos (SILVA, 2008).

Considera-se 30/1 a relação C/N (peso em peso) ideal para o processo de compostagem. Dessa fração, dois terços do carbono é despreendido na forma de dióxido de carbono, produto remanescente do processo de respiração. Sendo assim, o carbono advindo dos carboidratos, é utilizado pelos micro-organismos para obter energia e o outro um terço do carbono juntamente com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas. As perdas de nitrogênio podem ser muito elevadas durante o processo de compostagem dos materiais orgânicos, particularmente quando faltam os materiais com elevada relação C/N (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ 2008).

Materiais lenhosos como casca de árvores, aparas de madeira, podas dos jardins, folhas e galhos das árvores, palhas e feno e papel são ricos em carbono. Já materiais como folhas verdes, estrumes animais, urinas, restos de vegetais hortícolas, ervas, são considerados nitrogenados (GARRÉ, 2012).

A relação C/N da palha da cana-de-açúcar é de 100:1, valor obtido por Vitti et al. (2008), Vale (2009) e Gava et al. (2003). Já para o esterco de ovinos, segundo Souto et al. (2005), a proporção de C/N dos dejetos ovinos é 394,2:16,28, ou seja, 24,2 e o dejetos de bovinos 204,4:7,53, ou seja, 27,1. Pesquisadores como Oliveira; Sartori; Garcez (2008) e Ricci; Neves (2004) obtiveram valor de 18:1 para esterco bovino. Kiehl (1985) considera 32:1 a relação C/N para dejetos de bovinos e ovinos.

3.7.3 Aeração

A compostagem deve ocorrer na presença do oxigênio, devido ao fato de o oxigênio ser essencial ao metabolismo dos micro-organismos aeróbios envolvidos. Dentre as funções da manutenção do oxigênio, via revolvimento, em níveis adequados estão: remoção do excesso de calor produzido; vapor de água e de eventuais gases produzidos pela biodegradação da matéria orgânica. Já quando há escassez de oxigênio (processo anaeróbico) comumente o material se acidifica, diminuindo a qualidade do composto (HERBETS, 2005) e exalando odores, provenientes dos gases.

Um processo bem conduzido no que se refere à aeração contribui para a manutenção da temperatura, evitando odores e a proliferação de moscas (HERBETS, 2005). De acordo com Kiehl (1998) reduz-se o mau odor por meio de revolvimento da leira, ou por outro meio de aeração, alterando o processo de anaeróbico para aeróbico.

A aeração na compostagem pode se executar manualmente ou mecanicamente, por meio dos revolvimentos. No revolvimento manual, com enxada afiada, a partir do seu topo, corta-se a leira de alto a baixo, e com auxílio de uma pá de cabo longo, joga-se o material para traz do operador. Já no revolvimento mecânico utiliza-se um trator com pá carregadeira ou equipamentos tracionados. Esta técnica provoca boas misturas, entretanto, não tritura componentes grosseiros (KIEHL, 1985).

3.7.4 pH

O pH regula o desenvolvimento dos micro-organismos. Todavia não se apresenta como um fator preponderante para o sucesso do processo, pois os micro-organismos podem se desenvolver em diferentes faixas de pH . Porém, se o pH encontra-se inicialmente maior que 8 podem ocorrer perdas de nitrogênio pela formação de amônia (HERBETS, 2005).

Valores de pH muito baixos ou muito altos podem reduzir ou até inibir a atividade microbiana (ANDREOLI; BACKES; CHERUBINI, 2002). Quando são utilizadas misturas com pH próximo da neutralidade, o início da compostagem (fase mesófila) é marcado por uma queda sensível de pH, variando de 5,5 a 6,0 , devido à produção de ácidos orgânicos.

Quando os valores de pH na fase mesófila são próximos a 5 ou menores que 5, a passagem para a fase termófila é dificultada, devido à diminuição drástica das atividades microbiológicas, proporcionando o crescimento de fungos, os quais não possuem atividade exergônica. A fase termófila caracteriza-se por uma rápida elevação do pH, explicada pela hidrólise das proteínas e liberação de amônia. Normalmente o pH se mantém alcalino 7,5-9,0, durante a fase termófila (FERNANDES; SILVA, 1999). Dejetos bovinos possuem valor médio de pH igual a 8,0 (FERNANDES; SILVA, 1999). Dejetos ovinos possuem valor médio de pH igual a 8,82 (CESTONARO, 2013).

3.7.5 Umidade

Considera-se ótima a umidade compreendida entre 50 e 60%. Elevados teores de umidade (>65%) permitem que a água ocupe os espaços vazios do meio, impedindo a livre passagem do ar, o que poderá provocar aparecimento de zonas de anaerobiose. Já baixos teores de umidade (< 40%) inibem a atividade biológica e a velocidade de biodegradação. Contudo, como há perdas de água devido à aeração, em geral, o teor de umidade do composto tende a diminuir ao longo do processo (KIEHL, 1985).

Caso o teor de umidade seja muito baixo, não ocorre a decomposição, inibindo o aumento de temperatura no processo. Sendo assim, regas uniformes da leira são aconselhadas. Bidone e Povinelli (1999) consideram a porcentagem ideal em torno de 55%.

3.7.6 Granulometria

O tamanho da partícula também influencia para que o processo ocorra satisfatoriamente. Segundo Kiehl (1985) a redução do material propicia o aumento das atividades bioquímicas, uma vez que a área superficial em contato com oxigênio é maior, além de que quanto mais reduzido é o material, maior é a área superficial em contato com os micro-organismos. Porém as partículas não devem ser muito pequenas para evitar a compactação comprometendo a aeração (HERBETS, 2005; OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ 2008). Neste sentido, Kiehl (1985); Bidone e Povinelli (1999) afirmam que o tamanho das partículas deverá estar entre 1 a 5 cm.

3.8 Vermicompostagem

A vermicompostagem é uma técnica na qual se utilizam minhocas para digerir a matéria orgânica, acelerando sua degradação (KIEHL,1985). O processo da vermicompostagem é rápido e eficiente quanto à humificação de compostos orgânicos, devido ao procedimento de digestão da minhoca, resultando em um produto com alto grau de degradação e estabilização (LANDGRAF et al., 2005).

A partir disso, Landgraf et al. (2005) afirmam que o uso de húmus aplicado na agricultura tem sido considerado como alternativa de grande sustentabilidade, pois é um material rico em nutrientes utilizáveis pelas plantas e ainda pode ser empregado como corretivo e condicionador das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

O esterco bovino constitui-se no alimento preferido das minhocas (NADOLNY, 2009). Cestonaro et al. (2012) analisaram os aspectos da estabilidade dos resíduos e reprodução da espécie *Eisenia foetida* em cama de ovinos misturada com dejetos de bovino de corte confinado. Os autores constataram que a cama de ovinos pode ser vermicompostada, desde que misturada com outro resíduo, diminuindo assim seus efeitos tóxicos sobre as minhocas.

3.8.1 Minhocas

As minhocas são anelídeos da classe *Oligochaeta* que apresentam divisões denominadas metâmeros, semelhantes a anéis, razão pela qual são chamadas de anelídeos. Seus órgãos de sentido são pouco desenvolvidos, exceto o tato. Ainda que não possuam olhos, sofrem de fotofobia e tem aversão à luz ultravioleta, sendo-lhes fatal (BRITO; SALGUEIRO, 2007).

A umidade é primordial para a sobrevivência das minhocas. Estas preferem como “habitat” natural os solos úmidos, porosos, fofos, nitrogenados, ligeiramente alcalinos que contêm reservas de nutrientes (BRITO; SALGUEIRO, 2007). As minhocas não se desenvolvem bem em clima árido, onde a precipitação pluviométrica é inferior a 370 mm ano⁻¹ (KIEHL, 1985).

Entretanto, esses anelídeos são organismos aeróbios, e em solos encharcados, fogem para a superfície, não pela presença excessiva de água, mas pela falta de oxigênio, uma vez que o CO₂ liberado não consegue dissipar-se no interior da pilha devido à camada líquida que o retém (REICHERT; BIDONE, 2000).

As minhocas são seres hermafroditas, ou seja, possuem os dois aparelhos reprodutivos em um mesmo indivíduo, porém estes seres não se autofecundam. Para ocorrer a fecundação as minhocas precisam se justapor e efetivar uma cópula recíproca para permuta de sêmen. Em seguida, botam ovos em forma de casulo, dispostos na configuração de rosário e os ovos eclodem dentro de 20 a 30 dias, liberando até 20 indivíduos por casulo. Dentro de um mês as minhocas já entram na fase da maturidade, podendo se reproduzir (KIEHL, 1985).

A espécie *Eisenia foetida*, conhecida vulgarmente como minhoca vermelha da Califórnia ou minhoca de esterco possui maior preferência entre os produtores de vermicomposto, devido à sua capacidade em converter resíduos orgânicos pouco decompostos em material estabilizado, e ao seu rápido crescimento e consequentemente proliferação (AQUINO; ALMEIDA; SILVA, 1992).

As minhocas da espécie *Eisenia foetida* acasalam-se durante praticamente toda sua existência, alimentam-se de resíduos semicrus, o que acelera a decomposição, seja por sua contribuição na aeração e homogeneização, devido ao processo de

intenso revolvimento, como também pelos processamentos químicos que ocorrem em seu trato digestivo (OLIVEIRA; COSTA; COSTA, 2008). A espécie vem sendo bastante utilizada na vermicompostagem, pois esta se adapta aos mais diferentes resíduos (MORSELLI et al., 1996).

Reichert e Bidone (2000) ressaltam que a espécie *E. Foetida* é de simples manejo e fácil adaptação em cativeiro, além de apresentar grande potencial para compostagem em grande escala, devido a sua rápida taxa de crescimento e reprodução, com precoce maturidade sexual. Cestonaro et al. (2012) recomendam a inserção de 15 minhocas por reator de vermicompostagem, com dimensões de 0,40 m de comprimento, 0,28 m de largura e 0,15 m de altura.

Caso haja condições favoráveis para o desenvolvimento das minhocas estas podem produzir o composto desejado em pouco tempo. As pilhas de composto geralmente são atacadas a partir da base pelas minhocas. Esses animais toleram bem a área mais fria da base do composto, local ideal para reprodução rápida, culminando no aumento da população inicial (HASSE, 1998). A temperatura ideal para as minhocas realizarem seu ciclo biológico situa-se de 13° C a 22 °C (KIEHL, 1985).

De acordo com Kiehl (1985) as minhocas ingerem e digerem os resíduos orgânicos dejetando excrementos especiais chamados coprólitos. Os coprólitos encontram-se em estado mais avançado de decomposição, proporcionando uma produção acelerada de ácidos húmicos. A aceleração se dá devido à atividade de micro-organismos como bactérias, fungos, actinomicetos, algas e protozoários e pela ação das enzimas produzidas no tubo digestivo das minhocas (RODRIGUES et al., 2003).

As minhocas tendem a ficarem mais lentas quando o composto está pronto, devido à falta de alimento. Após a conclusão do processo as minhocas poderão ser reutilizadas em novo processo de reciclagem. Contudo, como se reproduzem muito abundantemente, o excedente pode ser comercializado, utilizado em iscas para pescas ou fornecido como complemento alimentar para aves (AQUINO; OLIVEIRA; LOUREIRO, 2005).

Fatores como altas temperaturas, excesso de sais, alcalinidade podem ser tóxicos às minhocas. No processo de vermicompostagem, dificilmente as temperaturas

são superior à ambiente, contudo materiais como esterco animal podem produzir altas temperaturas na faixa termófila, podendo ser fatal às minhocas (LACERDA et al., 2012).

As minhocas respiram através da pele, deste modo, os teores de umidade devem estar adequados, devendo seu valor se situar entre 70% - 90%, sendo o ideal 80% - 85%. Caso o substrato esteja compactado, haverá resistência à aeração e consequente baixa oferta de oxigênio comprometendo o processo. As minhocas apresentam maior sobrevivência em pH ligeiramente ácidos (5 a 6), tolerando valores de 5 a 8. Valores de temperatura acima de 40°C são letais às minhocas, seu nível ótimo é em torno de 20°C. Os teores de salinidade são aferidos por meio da condutividade elétrica, sendo assim, o valor considerado ótimo de condutividade elétrica é de 2,5 dS m⁻¹ (LOURENÇO, 2010).

Estudos realizados por Rocha et al. (2007) demonstram que, a rega de minhocas com águas de condutividade elétrica de até 5,0 dS m⁻¹ não causaram nenhuma mortalidade de matrizes. A redução da Massa da População Final foi de 1,69 g para cada dSm⁻¹ incrementado na condutividade elétrica da água de rega. O crescimento populacional relativo de minhocas decresceu 6,6 vezes quando a condutividade elétrica da água aumentou de 0,5 para 5,0 dS m⁻¹. Addis (2009) afirma que um pH de 8,5 e condutividade elétrica de 8 dS m⁻¹ prejudicam as minhocas.

A pesquisa promovida por Loureiro et al. (2007) mostra que as minhocas sobrevivem e se reproduzem nos substratos, e o esterco bovino é o que possibilita a maior taxa de multiplicação. Rodrigues et al. (2003) afirmam que as minhocas da espécie *Eisenia Foetida* podem ser indicadas para criação em caixas, onde se adaptaram plenamente e que a produção de minhocas é semelhante, independente da origem do esterco empregado.

Loh et al. (2004) concluíram, em pesquisa envolvendo minhoca da espécie *Eisenia Foetida* e esterco de bovino e cabra, que o esterco de bovinos é o melhor substrato para o desenvolvimento e reprodução das minhocas, produzindo vermicomposto de melhor qualidade nutritiva quando comparado ao esterco de cabras. A biomassa das minhocas e o desempenho reprodutivo, em termos de número de anelídeos após cinco semanas de experimento, foram maiores no esterco bovino do

que em esterco de cabra. A produção de casulos por minhoca no esterco bovino foi maior do que no esterco de cabra.

3.9 Micro-organismos envolvidos na compostagem e vermicompostagem

O convertimento de matéria orgânica crua, biodegradável, ao estado de matéria mais humificada, realizado na compostagem, é um processo operado por micro-organismos (KIEHL, 1985).

A gama de micro-organismos que participam ativamente do processo de compostagem possui ampla diversidade, sobressaindo-se: os vírus, as bactérias e os fungos. O material empregado na compostagem tem origem em tecidos anteriormente vivos, de plantas ou animais. Durante o processo os micro-organismos utilizam estes materiais como nutrientes (GOMES, 2001).

Segundo Valente et al. (2009) fatores que proporcionam condições favoráveis para que os micro-organismos aeróbicos possam se reproduzir e atuar na transformação da matéria orgânica, garantem a eficiência do processo. Um composto bem humificado, com parâmetros confiáveis à posterior utilização somente é produzido após um longo tempo de ação microbiana (SYMANSKI, 2005).

Materiais como estercos e camas de animais, são necessários no processo de compostagem, pois estes são inoculantes ricos em micro-organismos, capazes de acelerar a decomposição da mistura (OLIVEIRA, 2004). Resíduos vegetais palhosos, pobres em micro-organismos, com pouca proliferação de bactérias, fungos e actinomicetos, podem ser compostados empregando-se inoculantes como estercos animais (KIEHL, 1985).

3.9.1 Bactérias

Bactérias são micro-organismos unicelulares de tamanho muito pequeno. Estas dimensões conferem-lhes uma elevada razão área/volume, o que permite uma rápida transferência de substâncias solúveis para a célula e elevadas taxas de atividade metabólica (GOMES, 2001). Segundo Kiehl (1985) a multiplicação dos micro-organismos, como bactérias, é exponencial.

A identificação das bactérias presentes nos resíduos aponta quais são as espécies presentes ao longo do processo, possibilitando um conhecimento das atividades microbianas envolvidas. Por meio da identificação das bactérias também é possível verificar a presença ou não de espécies patogênicas durante o processo e no composto gerado. O papel mais importante das bactérias é a degradação ocorrida na fase termófila, degradando açúcares, carboidratos e proteínas (SYMANSKI, 2005).

3.9.2 *Escherichia coli*

Escherichia coli (*E. coli*) é um micro-organismo da família *Enterobacteriaceae*, encontrada no trato intestinal de muitos animais. Algumas características como: bacilos Gram-negativo, não esporulados, capazes de fermentar a glicose com produção de ácido e gás; e também fermentações de lactose, na maioria dos casos, destacam-se quando se trata da *E.coli* (KASNOWSKI, 2004). A presença de *E. coli* é utilizada como indicador para monitorar a redução de patógenos presentes no esterco animal, ou seja, a espécie é um indicador de contaminação fecal (AMARAL et al., 2004).

E. coli é a espécie predominante entre os diversos micro-organismos anaeróbios facultativos que fazem parte da microbiota intestinal de animais de sangue quente (FRANCO; LANDGRAF, 2008).

Gonçalves (2006) estudou dois processos de compostagem de esterco bovino, concluindo através das pesquisas que a temperatura alcançada durante a compostagem e os micro-organismos presentes no esterco parecem ser os

responsáveis pela eliminação do patógeno nos sistemas de compostagem, o qual pode ser útil para a redução da carga patogênica presente no esterco destinado para aplicações no solo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

As etapas que configuraram o presente trabalho estão representadas na Figura 2.

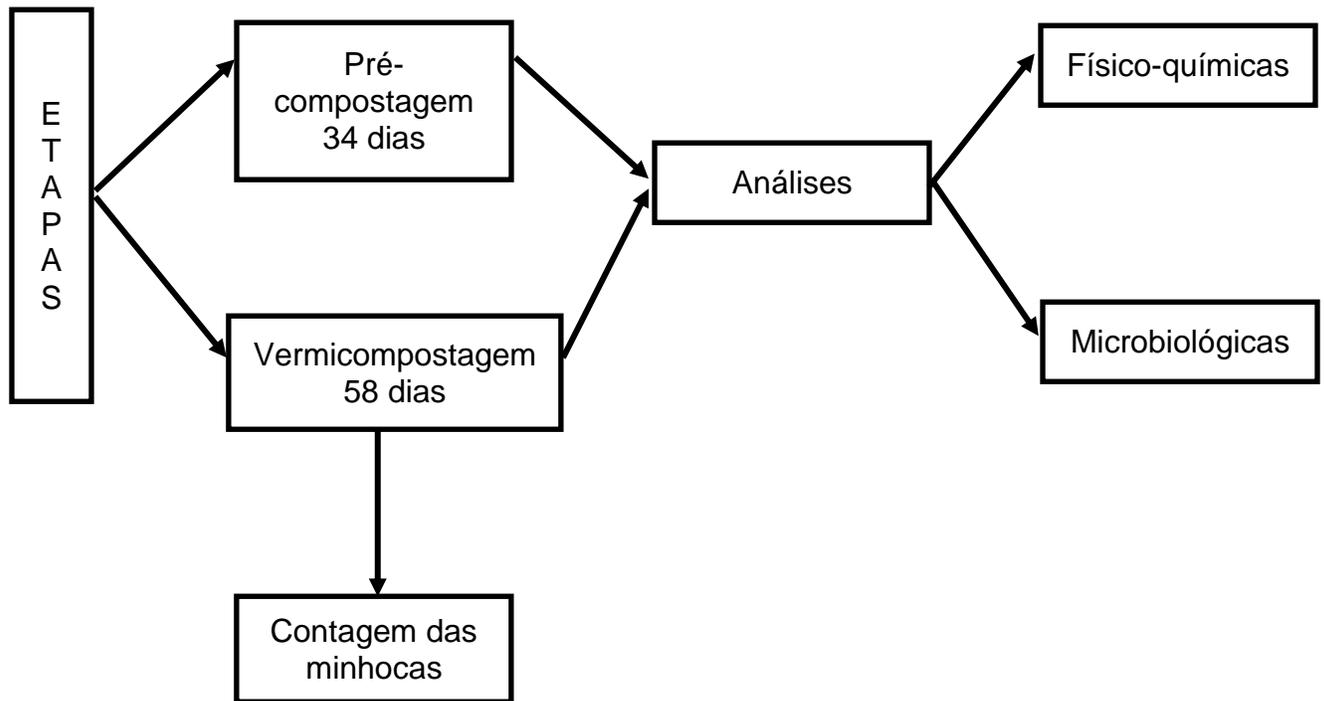


Figura 2 - Fluxograma das etapas do projeto.

4.1 Local e Data de Montagem do Experimento

O experimento se iniciou em 03 de maio de 2013 e contemplou duas fases: na primeira os resíduos foram pré-compostados em leiras por 34 dias, até atingirem parâmetros adequados de temperatura, pH e condutividade elétrica para a inserção das minhocas. Autores como Coulibaly e Bi (2010) afirmam que a pré-compostagem é um processo importante para evitar a mortalidade das minhocas.

Na segunda fase ocorreu a inoculação das minhocas nos compostos pré-preparados, que foram dispostos em reatores, onde o material permaneceu por mais 58 dias. Sendo assim, o experimento encerrou-se no dia 03 de agosto de 2013.

O ensaio foi conduzido nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, na Avenida dos Pioneiros, 3131, Jardim Morumbi, município de Londrina-PR (Figura 3).



Figura 3 - Local onde foi conduzido o experimento.
Fonte: GoogleMaps (2013).

Os processos de pré-compostagem e posterior vermicompostagem foram realizados dentro da casa de vegetação (Figura 4), ambiente coberto, para que se evitasse a incidência de águas pluviais no experimento.



Figura 4- Casa de vegetação onde foram realizados os processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

4.2 Resíduos utilizados

Os resíduos utilizados para a montagem das leiras e reatores foram dejetos de ovinos (Figura 5), dejetos de bovinos (Figura 6), ambos criados em sistema semi-extensivo e palha de cana-de-açúcar (Figura 7). Os dejetos ovinos e a palha de cana-de-açúcar foram obtidos da Fazenda Santa Sofia, localizada no município de Pitangueiras – PR. Já os dejetos bovinos foram obtidos da Estância São José, localizada no município de Londrina – PR.



Figura 5 - Dejetos de ovinos.



Figura 6 - Dejeto de bovinos.



Figura 7 - Palha de cana-de-açúcar.

4.3 Preparação dos resíduos e tratamentos

A palha de cana-de-açúcar foi triturada mecanicamente de modo a atender a recomendação da literatura no que se refere ao tamanho ideal de partículas para compostagem e vermicompostagem. Bidone e Povinelli (1999) afirmam que o tamanho das partículas deve estar entre 1 a 5 cm, portanto respeitou-se tal recomendação. Os dejetos de ovinos e de bovinos foram coletados e acondicionados em sacos de rafia.

Durante o processo foram investigadas a relação C/N inicial de 30:1, recomendada pela literatura como ideal (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008), e uma relação 19:1, simulando a real situação encontrada nas propriedades rurais de maior disponibilidade de dejetos (fonte de nitrogênio) em relação à materiais palhosos (fonte de carbono). Desta forma, foram propostos cinco tratamentos, nomeados T1, T2, T3, T4 e T5, conforme demonstrado na Figura 8.



Figura 8 - Tratamentos utilizados nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

4.3.1 Caracterização físico-química inicial dos resíduos

Depois de coletados, em laboratório fez-se a caracterização dos resíduos quanto às suas características físico-químicas: pH, condutividade elétrica, sólidos totais e voláteis, umidade, carbono e nitrogênio. As metodologias de análise seguiram os protocolos de Tedesco et al. (1995), APHA, AWWA & WEF (1998), Kiehl (1985),

Malavolta; Vitti; Oliveira (1997) apresentados no item 4.5.3.1 do presente trabalho. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização inicial dos resíduos para posterior pré-compostagem e vermicompostagem

Resíduos	pH	Condutividade e elétrica (mS cm ⁻¹)	Sólidos Voláteis (%)	Umidade (%)	Carbono (%)	Nitrogênio (%)	C/N
Ovino	8,98	3,59	59,10	23,56	26,29	2,23	11,81: 1
Bovino	8,97	0,83	78,46	79,09	33,34	1,81	18,54: 1
Palha cana-de-açúcar	5,58	1,03	76,95	16,08	35,88	1,00	36,17: 1

Cestonaro (2013) estudando cama de ovinos e dejetos bovinos, caracterizou a cama de ovinos inicialmente com pH 8,81 e os dejetos bovinos 8,97, implicando em resultados bem próximos aos encontrados no presente estudo quanto a este parâmetro.

Machado (2011) trabalhando com dejetos de vacas leiteiras, encontrou valores para sólidos voláteis variando de 73% e 79%.

Na caracterização do carbono para dejetos bovinos foi encontrado o valor de 33,34%, condizente com o estudo de Cestonaro (2013), que foi de 33,20%. Já para o nitrogênio o valor encontrado foi 2,7%, próximo, quando comparado ao presente estudo.

Barbieri e Barcelos (2009) nos estudos com bagaço de cana-de-açúcar apontaram valores para carbono de 37,81%, nitrogênio 1,07% e umidade 19,40%.

Uma vez constatada a coerência dos dados de caracterização obtidos, fez-se o cálculo da composição de cada leira.

4.3.2 Quantidade de material utilizada em cada tratamento

A partir dos resultados obtidos na caracterização inicial dos resíduos, utilizou-se as Equações 1 e 2 propostas por Kiehl (2008) para determinar a quantidade de palha para cada um kg de dejetos.

Sendo assim, para os tratamentos com relação C/N 30:1 empregou-se a seguinte Equação:

$$\frac{(30*Nm)-(Cm)}{(Cc)-(30*Nc)} \quad (1)$$

Onde:

Nm: teor de nitrogênio do resíduo rico em N;

Cm: teor de carbono do resíduo pobre em C;

Cc: teor de carbono do resíduo rico em C;

Nc: teor de nitrogênio do resíduo pobre em N.

Já para os tratamentos com relação C/N 19:1, empregou-se a Equação (2). Para o tratamento 5, mistura de três resíduos, procedeu-se da mesma maneira: determinou-se através da Equação (2) a quantidade de palha necessária para cada um kg de dejetos separadamente.

$$\frac{(19*Nm)-(Cm)}{(Cc)-(19*Nc)} \quad (2)$$

Onde:

Nm: teor de nitrogênio do resíduo rico em N;

Cm: teor de carbono do resíduo pobre em C;

Cc: teor de carbono do resíduo rico em C;

Nc: teor de nitrogênio do resíduo pobre em N.

Os resultados obtidos por meio das equações 1 e 2, para os cinco tratamentos, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Quantidade de palha necessária para cada quilo de dejetos

Tratamentos ¹	Dejetos Ovinos	Dejetos Bovinos
	Quantidade de palha/ 1 kg dejetos	
T1	6,57	---
T2	---	0,94
T3	3,34	---
T4	---	0,05
T5	0,94	0,05

Nota ¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Conhecendo a quantidade de palha necessária para cada 1 kg de dejetos, calculou-se a quantidade de resíduo necessária em cada leira. Os resultados podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3- Porcentagens de resíduos necessárias para cada tratamento

Tratamentos ¹	Palha	Dejetos Ovinos	Dejetos Bovinos
	Porcentagem de cada resíduo / tratamento		
T1	86,80	13,21	---
T2	48,45	51,54	---
T3	77,00	---	23,00
T4	5,00	95,00	---
T5	33,33	33,33	33,33

Nota ¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Com as porcentagens de resíduos necessárias para cada tratamento e a umidade advinda da caracterização inicial do material, obteve-se a quantidade necessária de cada resíduo para cada leira, corrigindo-se a umidade. Para isso utilizou-se a Equação (3):

$$X^1 = (U * (\%R * 30)) + (\%R * 30) \quad (3)$$

Onde:

X: Quantidade total de resíduo;

U: Umidade do resíduo obtida na caracterização inicial (Tabela 1);

%R: Porcentagem de resíduo (Tabela 3).

Nota ¹: Padronizou-se inicialmente as leiras contendo 30 kg.

Logo, a quantidade total (em kg) de cada resíduo utilizada em cada leira pode ser observada na Tabela 4.

Tabela 4 – Quantidade total de resíduos em kg para cada tratamento

Tratamentos ¹	Quantidade total(kg)/ resíduo			Total (kg)
	<i>Palha</i>	<i>Dejetos Ovinos</i>	<i>Dejetos Bovinos</i>	
T1	30,23	4,89	---	35,12
T2	16,87	19,10	---	35,97
T3	26,81	---	12,36	39,17
T4	1,74	---	51,04	52,78
T5	11,61	12,36	17,91	41,88

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

4.3.3 Montagem das leiras

Para a montagem das leiras, inicialmente pesou-se a quantidade necessária de cada resíduo (Tabela 4). A pesagem destes resíduos ocorreu utilizando-se de um balde graduado, conforme observado na Figura 9.



Figura 9 - Demonstração da pesagem dos resíduos para a montagem das leiras.

A montagem das leiras se deu por camadas, iniciando-se como uma camada de aproximadamente 5 cm de palha de cana-de-açúcar na base, seguida das camadas de dejetos intercaladas com a palha, sendo que a cobertura final foi feita com o material palhoso, visando evitar a atração de vetores (Figura 10).



Figura 10 - Demonstração da etapa de montagem das leiras de pré-compostagem.

As leiras tinham formato trapezoidal, com as dimensões apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Quantidades totais de resíduo, dimensões e volumes dos cinco tratamentos

Tratamentos ¹	Quantidade Total (Kg)/tratamento	Dimensões (m)				Volume (m ³)
		Base maior	Base menor	Altura	Comprimento	
T1	35,12	0,90	0,25	0,90	1,63	0,374
T2	35,97	0,84	0,28	0,35	1,35	0,264
T3	39,17	0,80	0,25	0,21	1,13	0,266
T4	52,78	0,73	0,15	0,25	1,10	0,121
T5	41,88	0,70	0,23	0,30	1,35	0,188

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

As leiras foram dispostas conforme a Figura 11, sobre piso não permeável (Figura 12), para evitar a perda de material e a concentração de sais nos momentos de rega.

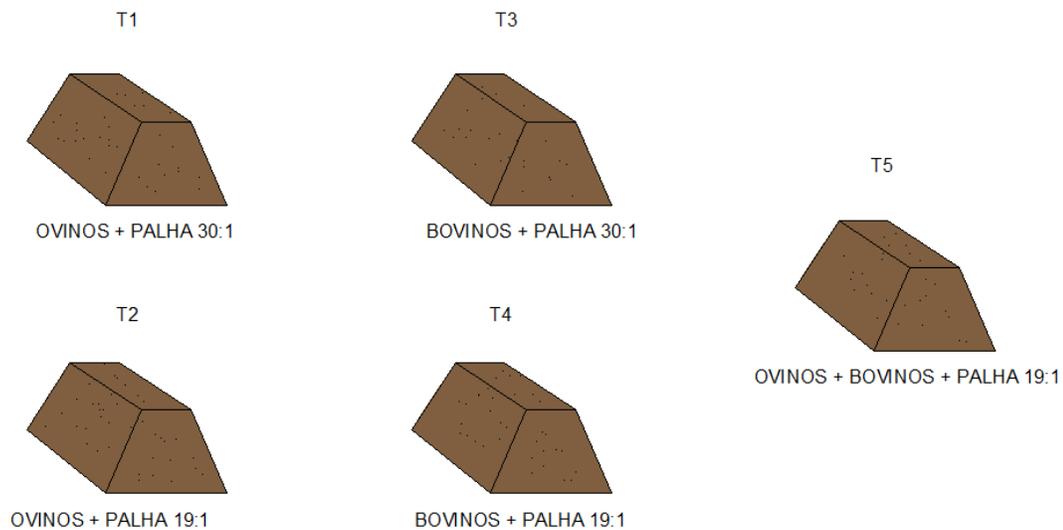


Figura 11 - Disposição das leiras segundo os tratamentos.



Figura 12 - Disposição real das leiras segundo os tratamentos.

4.4 Vermicompostagem

Após o período de pré-compostagem, para acomodação do material e das minhocas foram utilizadas caixas vazadas (reatores), contribuindo para a oxigenação da mistura. As caixas foram revestidas com sombrite, cobertas com TNT preto preso por elástico, para que não houvesse a fuga das minhocas e a perda do material. As caixas ficaram dispostas sobre tijolos e espaçadas em 10 cm para facilitar o manuseio e proporcionar aeração na parte inferior e lateral. Cada tratamento foi reproduzido em triplicata, totalizando 15 vermi-reatores, conforme se observa nas Figuras 13 e 14.

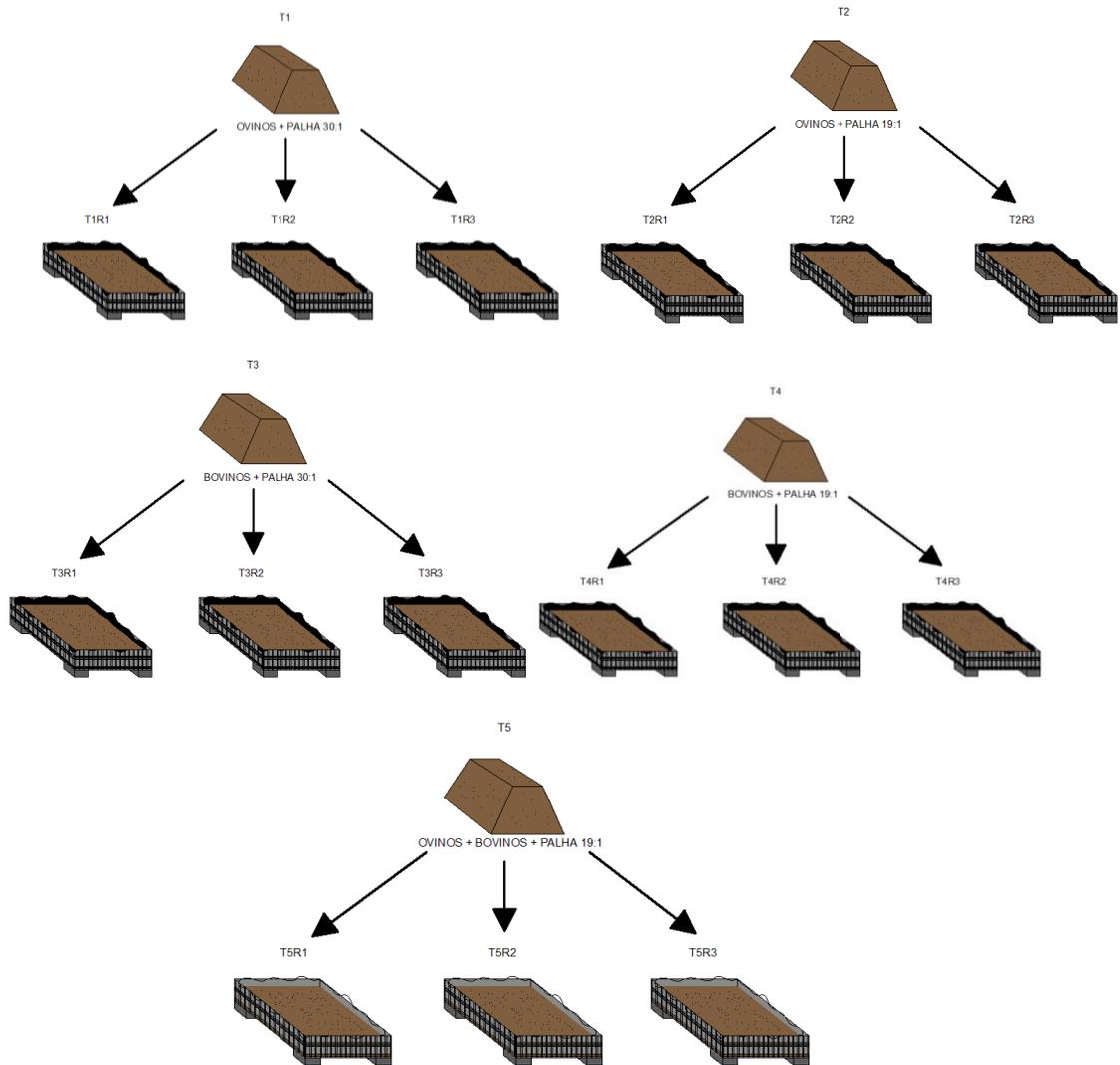


Figura 13 - Disposição das caixas na etapa de vermicompostagem segundo os tratamentos.



Figura 14 - Disposição real das caixas na etapa de vermicompostagem segundo os tratamentos.

4.4.1 Determinação da massa de resíduos nos reatores de vermicompostagem

Para a determinação da massa de resíduos a ser utilizada em cada reator, padronizou-se a altura de 15 cm para o preenchimento das caixas.

Assim como na pré-compostagem, com auxílio de um balde, inicialmente pesaram-se as quantidades totais de resíduos colocadas para cada reator, conforme Tabela 6.

Tabela 6 – Quantidades das misturas por reator para os cinco tratamentos e três repetições

Tratamentos ¹	Quantidade Total (kg)/reator	Média por tratamento (kg/reator)
T1R1	9,06	9,44
T1R2	9,60	
T1R3	9,66	
T2R1	11,92	12,19
T2R2	12,66	
T2R3	11,98	
T3R1	9,39	9,43
T3R2	9,14	
T3R3	9,76	
T4R1	11,07	11,27
T4R2	10,58	
T4R3	12,17	
T5R1	12,14	12,38
T5R2	12,32	
T5R3	12,69	

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1). R1: repetição 1, R2: repetição 2, R3: repetição 3.

4.4.1.1 Inoculação das minhocas

A espécie de minhoca inserida no experimento foi a *Eisenia Foetida* (Figuras 15 e 16) ou vermelha da Califórnia, escolha pautada com base em estudos realizados por Oliveira et al. (2008); Nadolny (2009); Godoy et al. (2006) que descrevem vantagens da espécie.



Figura 15 - Minhoca da espécie *Eisenia Foetida*.

Fonte: Schnorr (2010).



Figura 16 - Minhocas da espécie *Eisenia Foetida* inseridas nos reatores.

Cestonaro et al. (2012) e Lorin (2013) recomendaram a inserção de 15 minhocas adultas (com a presença visível de clitelo) por reator de vermicompostagem, com dimensões de 0,40 m de comprimento, 0,28 m de largura e 0,15 m de altura. Logo, proporcionalmente, para os reatores com dimensões de 0,50 m de comprimento, 0,26 m de largura e 0,21 m de altura inseriram-se 24 minhocas por vermi-reator.

Um dia após a inserção das minhocas, estas foram encontradas mortas (Figura 17). Considerando-se a possibilidade de toxicidade em função de salinidade dos resíduos e presença de nitrogênio amoniacal, decidiu-se pela lavagem do material, uma vez ao dia, durante três dias consecutivos. Para tanto, foram utilizados dois litros de água por quilo de composto, para todos os tratamentos, segundo metodologia proposta por Lorin (2013).

Após este período, as minhocas foram novamente inseridas nos vermi-reactores.



Figura 17 - Minhocas mortas um dia após a introdução nos vermi-reactores.

4.5 Monitoramento da pré-compostagem e vermicompostagem

Na Tabela 7 estão descritos os parâmetros que foram monitorados nos processos de pré-compostagem e vermicompostagem.

Tabela 7 – Parâmetros monitorados na pré-compostagem e vermicompostagem e sua frequência

Monitoramento	Pré-compostagem	Vermicompostagem	Frequência
Temperatura	X	X	Diário
Revolvimento	X		Semanal
Umidade	X	X	Diário
Redução de volume	X	X	Semanal
Redução de peso	X		Início/Final
		X	Semanal
Análises físico-químicas ¹	X	X	Semanal
	X		1º Dia
		X	36º Dia
Análises Microbiológicas ²		X	40º Dia
		X	88º Dia
Contagem das Minhocas		X	Quinzenal

Nota:¹ pH, condutividade elétrica, sólidos voláteis, carbono total e nitrogênio total .

Nota:² Presença de bactérias heterotróficas e *Escherichia coli*.

4.5.1 Temperatura, Umidade e Revolvimento

4.5.1.1 Pré-compostagem em leiras

Diariamente foram monitorados dez pontos nas leiras para temperatura pré-estabelecidos (Figura 18) com o auxílio de um termômetro digital tipo espeto (Figura 19). A temperatura ambiente e a umidade relativa do ar também foram monitoradas por meio de um termo-higrômetro digital (Figura 20). Os valores foram organizados em uma planilha eletrônica.

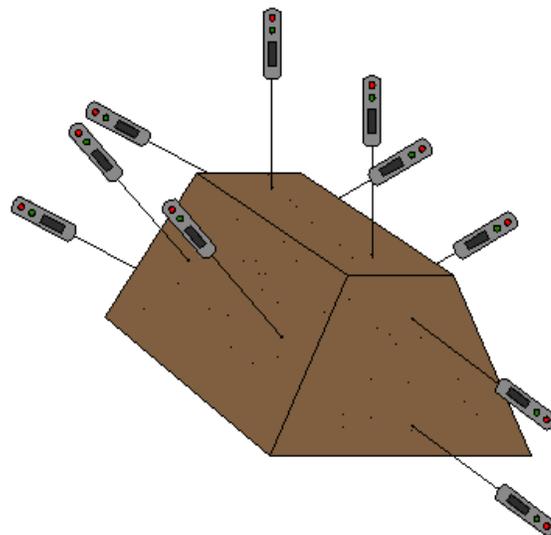


Figura 18 - Demonstração dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura.



Figura 19 - Termômetro tipo espeto utilizado na determinação da temperatura das leiras de pré-compostagem.

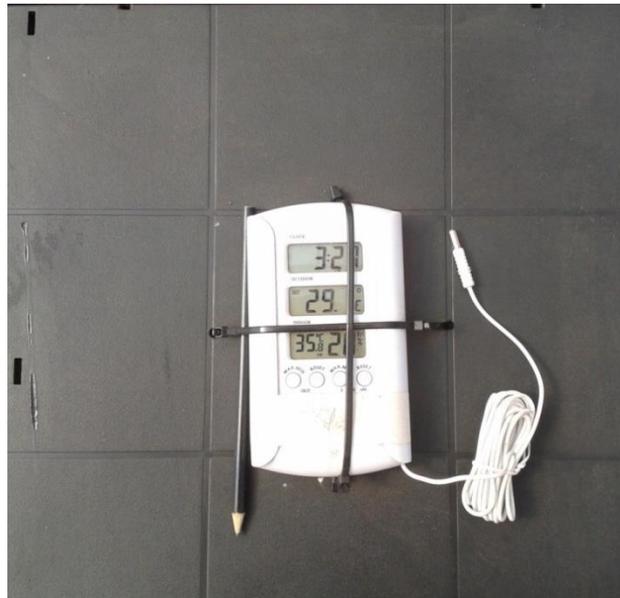


Figura 20 – Termo-higrômetro de parede digital utilizado no monitoramento da umidade relativa do ar e temperatura ambiente.

As leiras foram inspecionadas diariamente com o intuito de verificar, com o teste da mão (NUNES, 2009), o teor de umidade. Quando houve necessidade, adicionou-se água com o auxílio de um regador. Os revolvimentos manuais ocorreram semanalmente.

4.5.1.1.1 Redução de volume e peso

Com auxílio de uma caixa com dimensões 0,51 m de comprimento, 0,33 m de largura e 0,29m de altura, os volumes das leiras de pré-compostagem foram mensurados. Os dados foram anotados em uma planilha para o cálculo do volume e da porcentagem de redução.

A redução de peso foi avaliada no primeiro e no último dia do processo. Para isto usou-se um balde graduado e uma balança digital.

4.5.1.2 Vermicompostagem

Além da aferição da temperatura ambiente e da umidade relativa do ar, dois pontos pré-estabelecidos de temperaturas foram monitorados diariamente (Figuras 21 e 22) e os valores organizados em uma planilha eletrônica.

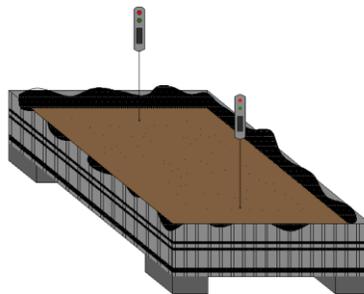


Figura 21 - Demonstração dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura nos reatores de vermicompostagem.



Figura 22 - Demonstração real dos pontos pré-estabelecidos para determinação de temperatura nos reatores de vermicompostagem.

Os reatores foram inspecionados diariamente com o intuito de verificar, com o teste da mão (NUNES, 2009), o teor de umidade e as regas ocorreram sempre que necessário, de modo a manter a umidade dos reatores próxima a 80%, conforme recomendação de Lourenço (2010). Na vermicompostagem não houve revolvimentos, de modo a manter a integridade física das minhocas.

4.5.1.2.1 Redução de volume e peso vermicompostagem

Com auxílio de uma trena media-se a altura dos compostos nos vermi-reatores. Com a dimensão dos vermireatores e a altura medida, os volumes dos vermi-reatores foram mensurados. Os dados foram anotados em uma planilha para o cálculo do volume e da porcentagem de redução.

Com auxílio de uma balança pesou-se os vermi-reatores. Os dados foram anotados em uma planilha para o cálculo do peso e da porcentagem de redução.

4.5.2 Reprodução das minhocas

Após a inserção das minhocas realizou-se contagem quinzenal, de modo a avaliar a reprodução da espécie *Eisenia Foetida*. Para a contagem das minhocas, o material foi retirado dos reatores e colocado sobre uma mesa branca para a catação manual das minhocas. Feita a contagem, os reatores eram recompostos com o material e as minhocas (Figura 23).



Figura 23 - Demonstração da contagem de minhocas.

4.5.3 Análises laboratoriais

Após a montagem das leiras e reatores, amostras homogêneas foram retiradas para a determinação das características da mistura. A retirada das amostras foi feita com auxílio de uma pá transplantadora estreita (Figura 24) em diferentes pontos e profundidades das leiras e reatores seguindo um esquema de amostragem ao acaso. Após a coleta do material nos diferentes pontos, homogeneizavam-se as amostras e cerca de 100 gramas eram colocadas em sacos plásticos (Figura 25) e transportadas para o Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.



Figura 24 - Pá transplantadora utilizada na coleta das amostras.



Figura 25 - Amostras coletadas.

Já as amostras para análises microbiológicas foram coletadas no dia da montagem do experimento (1º dia), no 36º dia, no 40º dia e no 88º dia, caracterizando o início e o final dos processos de pré-compostagem e vermicompostagem. Foram coletadas amostras e realizadas análises no 40º dia, devido à lavagem dos compostos citada anteriormente, para que se observasse o comportamento dos micro-organismos perante este procedimento. As amostras foram retiradas do centro das leiras e reatores, também se utilizando de uma pá transplantadora (Figura 24), de modo a obter-se amostras dos perfis. Após a coleta estas eram homogeneizadas, acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o Laboratório de Microbiologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

4.5.3.1 Análises físico-químicas

4.5.3.1.1 pH

Segundo a metodologia adaptada de Tedesco et al. (1995), inicialmente pesou-se 10g do material, transferiu-se para um béquer de 250 mL, e adicionou-se 100 mL de água destilada. A mistura foi agitada por 30 minutos em shaker, com rotação de 150 rpm (Figura 26), e posteriormente foi deixada por 1 hora em repouso.



Figura 26 - Amostras no shaker para determinação de pH.

Após o período de repouso, o pH foi determinado no sobrenadante, mediante calibração do medidor de pH com a solução padrão (Figura 27).



Figura 27 - Demonstrativo da aferição do pH.

4.5.3.1.2 Condutividade elétrica

Para aferir a condutividade elétrica, utilizou-se a mesma amostra anteriormente utilizada na medição de pH. O equipamento utilizado nessa medição foi o condutímetro de bancada (Figura 28).



Figura 28 - Condutímetro e demonstrativo da aferição da condutividade elétrica.

4.5.3.1.3 Sólidos Totais e Umidade

Os procedimentos utilizados para a análise de sólidos totais e umidade foram conduzidos utilizando-se a metodologia descrita por APHA, AWWA & WEF (1998). Inicialmente calcinaram-se os cadinhos em mufla (580°C) por 30 min (Figuras 29, 30 e 31).



Figura 29 - Mufla.



Figura 30 - Mufla atingindo 580°C .



Figura 31 - Disposição dos cadinhos na mufla.

Após esta etapa transferiu-se o cadinho para um dessecador, com auxílio de uma pinça de metal, a fim de aguardar o resfriamento (Figura 32). Em no máximo 1

hora o cadinho foi pesado em balança analítica, anotando-se sua massa (P_0), em gramas (Figura 33). Em seguida, acrescentou-se aproximadamente 5g da amostra do composto “in natura” no cadinho, para obtenção do peso úmido (P_1). Esta amostra foi levada à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 105°C por 24 horas (Figura 34).



Figura 32 - Disposição dos cadinhos no dessecador.

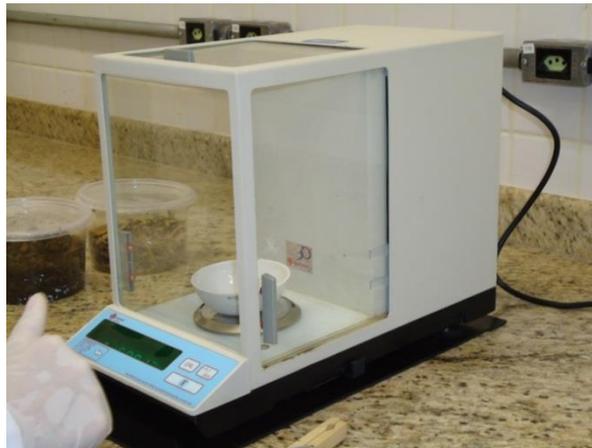


Figura 33 - Cadinho sendo pesado em balança analítica.



Figura 34 - Estufa mantida a 105°C (24 horas).

Após 24 horas na estufa o cadinho foi colocado em um dessecador para aguardar o resfriamento. Em seguida o cadinho foi pesado em balança analítica, obtendo-se o peso seco (P_2).

Logo, calculou-se a umidade a partir da fórmula abaixo:

$$ST (\%) = P_{\text{amostra}} - U \quad (4)$$

$$U (\%) = \left(\frac{P_1 - P_2}{P_1} \right) * 100 \quad (5)$$

Onde:

U = Umidade;

$P_1 = P_0 + P_{\text{amostra}}$;

P_2 = Amostra seca + cadinho.

4.5.3.1.4 Sólidos Voláteis

Os procedimentos utilizados para a análise dos sólidos voláteis foram conduzidos utilizando-se da metodologia descrita por APHA, AWWA & WEF (1998). O material seco obtido dos sólidos totais (P_2) foi levado à mufla e mantido à temperatura de 580°C por 2 horas (Figura 30). Iniciou-se a contagem do tempo somente quando a mufla atingiu 580°C. Após a queima inicial das amostras com duração de 1 hora e 30 minutos a porta da mufla foi aberta, mantendo-a assim durante a última meia hora. Aguardou-se o resfriamento da mufla até que esta atingisse 250°C. Em seguida, colocou-se os cadinhos no dessecador para aguardar seu resfriamento. Finalmente pesou-se o material em balança analítica obtendo o peso das cinzas (P_3).

Logo, os sólidos voláteis foram calculados a partir da Equação 6:

$$SV = \left(\frac{P_2 - P_3}{P_2} \right) * 100 \quad (6)$$

Onde:

P_2 = Amostra seca + cadinho;

P_3 = Amostra após a mufla;

4.5.3.1.5 Carbono orgânico e carbono total

Para a determinação do carbono orgânico, na caracterização inicial dos resíduos utilizou-se a metodologia descrita por Walkley e Black citados por Kiehl (1985). Esta análise está fundamentada no fato da matéria orgânica oxidável ser atacada pela mistura sulfocrômica, utilizando-se o próprio calor formado pela reação do dicromato de

potássio com o ácido sulfúrico como fonte calorífica. O excesso de agente oxidante, que resta desse ataque, é determinado por titulação com sulfato ferroso. O método oferece a vantagem de não oxidar a fração de matéria orgânica não decomponível durante o processo de pré-compostagem. No entanto, a principal desvantagem é a quantidade de ácido sulfúrico (H_2SO_4) requerida por amostra e a quantidade de resíduo químico gerado.

Inicialmente as amostras foram mantidas em estufa a $50^\circ C$ por 48 horas (Figura 35). Após esse procedimento maceraram-se as amostras em um almofariz, até estas obterem um aspecto arenoso (Figura 36). Com auxílio de um papel alumínio, pesou-se 0,1 gramas das amostras já maceradas em balança analítica e colocou-se dentro dos erlenmeyers de 500 mL. Na capela acrescentou-se 20 mL de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), 40 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4), inclusive no branco. Tanto o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), quanto o ácido sulfúrico (H_2SO_4) foram adicionados na parede dos erlenmeyers, devido ao aquecimento promovido por tais reagentes e a emissão de gases. As amostras permaneceram em repouso na capela durante 30 minutos. Já fora da capela, acrescentou-se 200 mL de água destilada, 10 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) e 1 mL de difenilamina ($C_{12}H_{11}N$), esta acrescentada apenas minutos antes da titulação.

Finalmente com auxílio de uma bureta, titulou-se as amostras com sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7 H_2O$) até atingir a coloração verde, passando pelo púrpura e anotou-se o volume gasto. Antes do início da titulação preparou-se a bureta. Passou-se em toda sua extensão o sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7 H_2O$), adaptando a vidraria ao reagente.

Para o cálculo da porcentagem de carbono orgânico utilizou-se a Equação 7:

$$C(\%) = (V_{branco} - V_{amostra}) * 0,3 * \left(\frac{1}{\text{Peso amostraseca } (105^\circ)} \right) \quad (7)$$

Nas análises para monitoramento da pré-compostagem e vermicompostagem o carbono total foi determinado pelo método da mufla, metodologia proposta por APHA, AWWA & WEF (1998). Com a determinação dos sólidos voláteis, encontrou-se a porcentagem de carbono total através da Equação 8, proposta por Kiehl (1985).

$$C_{total}(\%) = \frac{SV}{1,8} \quad (8)$$

Onde:

SV = porcentagem de sólidos voláteis.

4.5.3.1.6 Nitrogênio Total

Para a determinação do nitrogênio total utilizou-se metodologia proposta por Malavolta; Vitti; Oliveira (1997). Inicialmente as amostras foram mantidas em estufa a 50°C por 48 horas (Figura 35). Após esse procedimento maceraram-se as amostras em um almofariz, até obterem um aspecto arenoso (Figura 36). Com auxílio de um papel alumínio, pesou-se 0,2 gramas das amostras já maceradas em balança analítica e colocou-se dentro dos tubos específicos para encaixe no destilador de Kjeldahl (Figura 37). Na capela, acrescentou-se 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂), 2 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e 0,7 g de mistura digestora em cada tubo, inclusive no branco (água destilada). Tanto o peróxido de hidrogênio (H₂O₂), quanto o ácido sulfúrico (H₂SO₄) foram adicionados a parede dos tubos, devido ao aquecimento promovido por tais reagentes e a emissão de gases. A mistura digestora foi adicionada de modo a não ficar retida na parede dos tubos, apenas mantendo contato com as amostras e os reagentes. Nesta etapa as amostras apresentavam coloração marrom (Figura 38). Os tubos foram levados ao bloco digestor e dispostos cuidadosamente nas colmeias. O bloco digestor foi ligado em 50°C, com aumento de mais 50°C de meia em meia hora, até atingir 350°C. Depois de atingida essa temperatura marcou-se 1 hora, totalizando 4 horas (Figura 39), concluindo assim a digestão sulfúrica. Após as 4 horas os tubos foram retirados no bloco digestor e aguardou-se 20 minutos para o resfriamento.

Após a digestão sulfúrica as amostras apresentavam coloração esverdeada (Figura 39). Nesta etapa adicionou-se 10 mL de água destilada no tubo.



Figura 35 - Disposição das amostras na estufa e sua temperatura ao longo das 48 horas.



Figura 36- Aspecto das amostras maceradas.

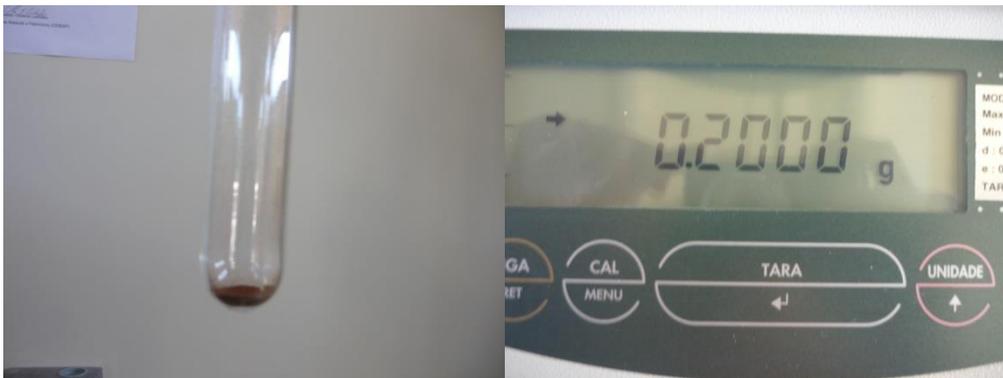


Figura 37 - Amostra adicionada ao tubo e sua pesagem.



Figura 38 - Aspecto da amostra após adição dos reagentes.



Figura 39 - Tubos dispostos no bloco e seu aspecto após a digestão sulfúrica.

Com o extrato obtido a partir da digestão sulfúrica efetuou-se a determinação dos teores de nitrogênio através do destilador de Kjeldahl, segundo metodologia proposta por Malavolta et al. (1997).

Antes do início das análises o destilador foi preparado e limpo, de modo a não intervir nos resultados. Para isto com um pisete passava-se água destilada no reservatório de NaOH. Com um tubo contendo 15 mL de álcool, destilava-se essa amostra. Finalizada a limpeza iniciava-se a destilação das amostras.

Para iniciar a destilação, inicialmente preparou-se um recipiente contendo 5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) – coloração roxa (Figura 40) e neste recipiente, com uma caneta marcou-se o volume de 35 mL, para posterior coleta. Já no destilador de Kjeldahl, com uma proveta, adicionou-se 10 mL de hidróxido de sódio (NaOH) no

compartimento específico. Na abertura do registro a reação do NaOH com as amostras tornavam-nas escuras (Figura 41). Ligava-se a potência e observava-se a destilação até atingir 35 mL do destilado – coloração verde escuro (Figura 42). Descartava-se o resíduo do tubo em frasco específico. Ao trocar de uma amostra para outra se fez a lavagem do destilador com água destilada, retirando assim o efeito memória do equipamento.

Finalmente com auxílio de uma bureta, titulou-se as amostras com ácido sulfúrico (H_2SO_4 $0,025 \text{ mol L}^{-1}$) – coloração rosa (Figura 43) e anotou-se o volume gasto. Antes do início da titulação preparou-se a bureta. Passou-se em toda sua extensão o ácido sulfúrico (H_2SO_4 $0,025 \text{ mol L}^{-1}$), adaptando a vidraria ao reagente. O estágio de progressão das cores pode ser observado por meio da Figura 44.



Figura 40 - Coloração do ácido bórico.

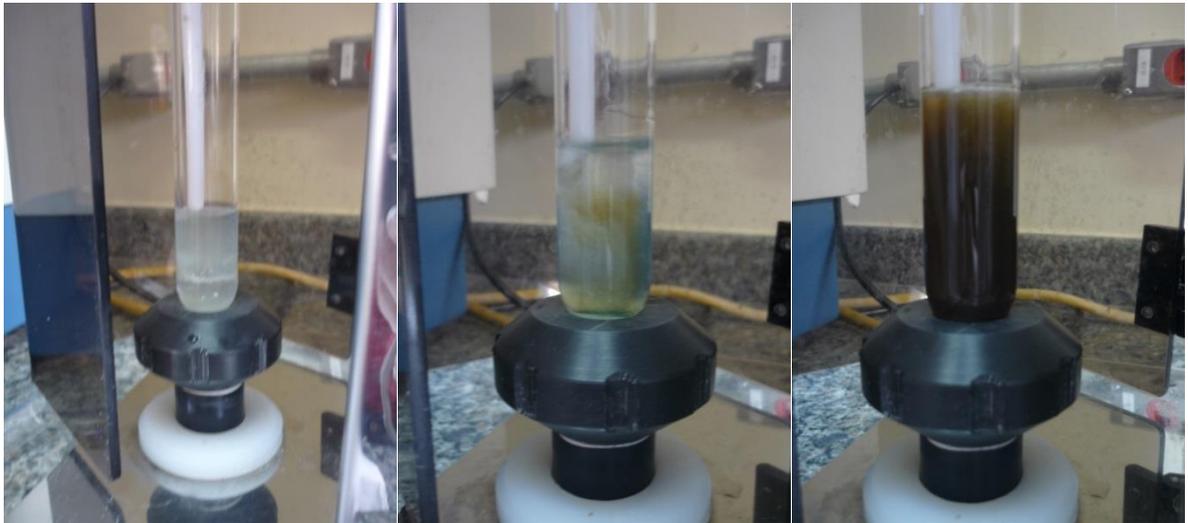


Figura 41 - Progressão da cor das amostras após adição de NaOH.



Figura 42 - Amostra após destilação.



Figura 43 - Amostra após titulação.

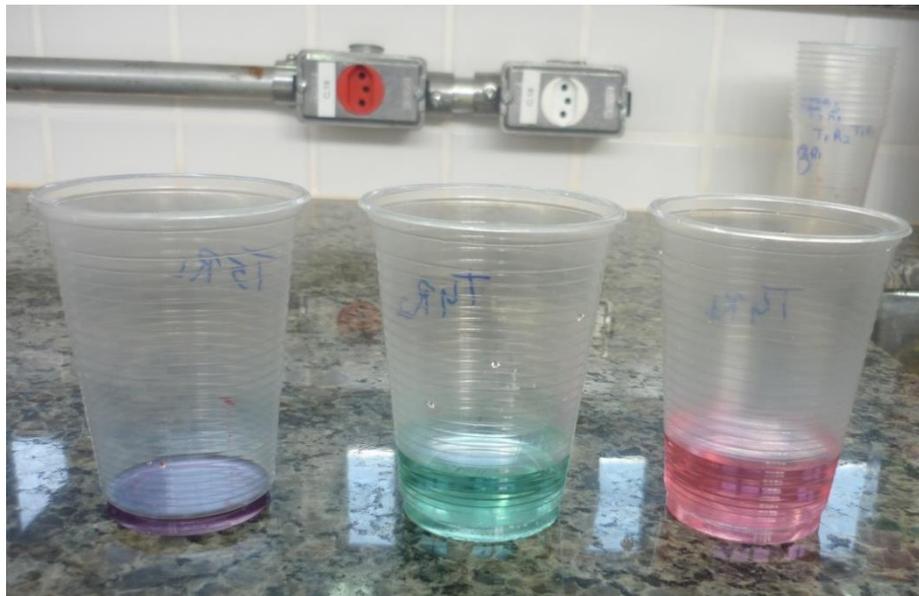


Figura 44 - Progressão das cores durante o processo de destilação.

Para o cálculo da porcentagem de nitrogênio utilizou-se a Equação 9:

$$N(\%) = \frac{(V_{\text{amostra}} - V_{\text{branco}}) * 0,7 * \left(\frac{1}{\text{Peso amostra seca } (105^{\circ})} \right)}{10} \quad (9)$$

Para a correção da umidade das amostras, inicialmente pesaram-se placas de Petri, anotando seu peso inicial (P_0). Nestas placas de Petri previamente pesadas adicionaram-se as amostras, que permaneceram em estufa a 50°C durante 48 horas. Em seguida, as placas foram pesadas e anotou-se o peso seco (P_1). Após este procedimento pesou-se 5g da amostra já seca a 50°C durante 48 horas e secou-se novamente em estufa a 105°C durante 24 horas, anotando seu (P_2). Esses pesos foram devidamente anotados em planilha eletrônica, procedendo-se o desconto da umidade de cada amostra na determinação do nitrogênio.

4.5.3.2 Análises microbiológicas

As análises microbiológicas foram realizadas no início e final de cada etapa dos processos de compostagem e vermicompostagem. O presente trabalho abordou análises quantitativas das bactérias heterotróficas e *Escherichia coli*.

4.5.3.2.1 Quantificação de Bactérias

Para a quantificação das bactérias presentes nas leiras e reatores realizou-se inicialmente o procedimento de diluição em série. De cada leira e reator foram coletadas amostras de 10g de resíduos, que foram homogeneizadas e colocadas em erlenmeyeres contendo 90mL de solução salina (0,85%) (Figura 45), obtendo-se a primeira diluição (10^{-1}). Após, executou-se diluição seriada, retirando-se 2mL da

primeira diluição (10^{-1}) e transferindo-a para 18mL de nova solução salina, sendo esta a segunda diluição (10^{-2}). Desta retira-se 2mL e leva-se a 18mL de solução salina (10^{-3}), até atingir concentração de (10^{-5}) (Figura 45).



Figura 45 - Procedimento de diluição em série das amostras coletadas nas leiras e reatores. a) preparação da primeira diluição (10^{-1}); b) tubos de ensaio contendo a série de diluições obtidas.

Para a realização da contagem em placas das unidades formadoras de colônia (UFC) da primeira análise retirou-se dos tubos, com auxílio de pipeta automática, 0,5mL das diluições de (10^{-1}), (10^{-3}) e (10^{-5}). Para a análise do 35º dia retirou-se dos tubos, com auxílio de pipeta automática, 0,1mL das diluições de (10^{-1}), (10^{-3}) e (10^{-5}). Já para as análises do 40º e 88º dias, optou-se pela retirada 0,1 mL das diluições (10^{-3}), (10^{-4}) e (10^{-5}), isto porque ao longo da pesquisa observou-se que as diluições de (10^{-1}), apresentaram quantidade excessiva de colônias não possibilitando a contagem. As amostras pipetadas nas placas foram espalhadas, com uso de swab estéril, em placas de Petri contendo Agar PCA e foram incubadas a $37^{\circ}\text{C}\pm 1$ (Figura 46). O procedimento foi realizado em triplicata para cada diluição usada. Após os períodos de incubação, observou-se o crescimento em placa e procedeu-se com a contagem das UFC.



Figura 46 - Lote de placas contendo meio de cultura (Agar PCA) para inoculação das amostras provenientes das diferentes diluições.

4.5.3.2.2 Isolamento e identificação de *Escherichia coli* da amostra de resíduos

Para o isolamento e identificação de *Escherichia coli* realizou-se inicialmente o procedimento de diluição em série. De cada leira e reator foram coletadas amostras de 10g de resíduos, que foram homogeneizadas e colocadas em erlenmeyeres contendo 90mL de solução salina (0,85%), obtendo-se a primeira diluição (10^{-1}). Após, executou-se diluição seriada, retirando-se 2mL da primeira diluição (10^{-1}) e transferindo-a para 18mL de nova solução salina, sendo esta a segunda diluição (10^{-2}). Desta retira-se 2mL e leva-se a 18mL de solução salina (10^{-3}), até atingir concentração de (10^{-5}).

Para a realização da contagem em placas das unidades formadoras de colônia (UFC) da primeira análise retirou-se dos tubos, com auxílio de pipeta automática, 0,5mL das diluições de (10^{-1}), (10^{-3}) e (10^{-5}). Para a análise do 35º dia retirou-se dos tubos, com auxílio de pipeta automática, 0,1mL das diluições de (10^{-1}), (10^{-3}) e (10^{-5}). Já para as análises do 40º e 88º dias, optou-se pela retirada 0,1 mL das diluições (10^{-3}), (10^{-4}) e (10^{-5}) isto porque ao longo da pesquisa observou-se que as diluições de 10^{-1} , apresentaram quantidade excessiva de colônias não possibilitando a contagem. As amostras pipetadas nas placas foram espalhadas, com uso de swab estéril, em placas de Petri contendo Agar MFC (Figura 47). O procedimento foi realizado em triplicata para cada diluição usada. Em seguida, as placas foram incubadas a $45^{\circ}\text{C}(\pm 1)$ por 24 horas. Havendo colônias típicas (colônias de cor azul escuro) (Figura 48), estas eram

transferidas para tubos contendo caldo BHI e posteriormente submetidas a testes morfotintoriais e bioquímicos de identificação (Citrato de Simmons). Foram considerados positivos para *E. coli* os resultados que apresentaram teste de Citrato negativos (sem mudança de cor) e coloração para gram negativo (Figura 49) .

Após os períodos de incubação, observou-se o crescimento em placa e procedeu-se com a contagem das UFC.

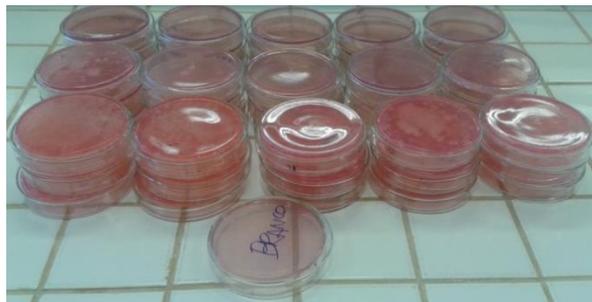


Figura 47 - Meios de cultura (Agar MFC) para crescimento de Escherichia coli.

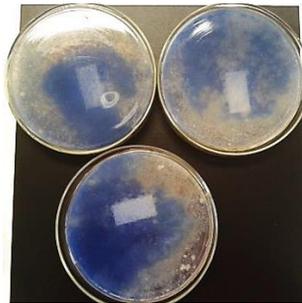


Figura 48 - Colônias típicas de termotolerantes.

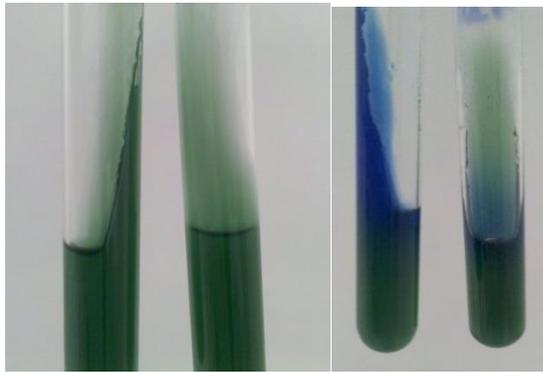


Figura 49 - Resultado do teste bioquímico utilizando o meio de cultura Citrato de Simmons. a) resultado negativo – coloração verde b) resultado positivo – coloração azul.

4.5.3.2.3 Método de cálculo de Unidades Formadoras de Colônia (UFC)

Para o cálculo de UFC, admitiu-se a Equação 10 que leva em consideração o número de colônias contadas, o valor da diluição e o fator de correção da quantidade amostrada, resultando no valor de UFC/g.

$$UFC = n^{\circ} \text{ de colonias} * 10^{x*} * Y \quad (10)$$

x = valor positivo da diluição;

Y = Fator de correção de 0,5 para mL, admite-se 2;

Y = Fator de correção de 0,1 para mL, admite-se 10.

4.6 Análises Estatísticas

Os dados do processo de vermicompostagem foram analisados estatisticamente através do programa SISVAR. Fez-se análise de variância ao nível de

5% de significância e utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado para comparação dos resultados entre tratamentos em cada uma das datas de monitoramento. Para a comparação do comportamento dos tratamentos ao longo do período estudado utilizou-se o delineamento em blocos ao acaso ao nível de 5% de significância. O teste estatístico utilizado para comparação de médias foi o teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Pré-compostagem

5.1.1 Temperatura

Todos os tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes quanto ao perfil geral de temperaturas (Gráfico 1). Observa-se que todos tiveram um aumento rápido nos primeiros dias de enleiramento, apresentando um comportamento semelhante ao que relata Barreira (2005) (Figura 50) quando descreve a chamada fase termofílica. A queda da temperatura ambiente neste período não comprometeu a ascensão inicial das temperaturas. Isto demonstra que o processo contou com atividade biológica desde o início.

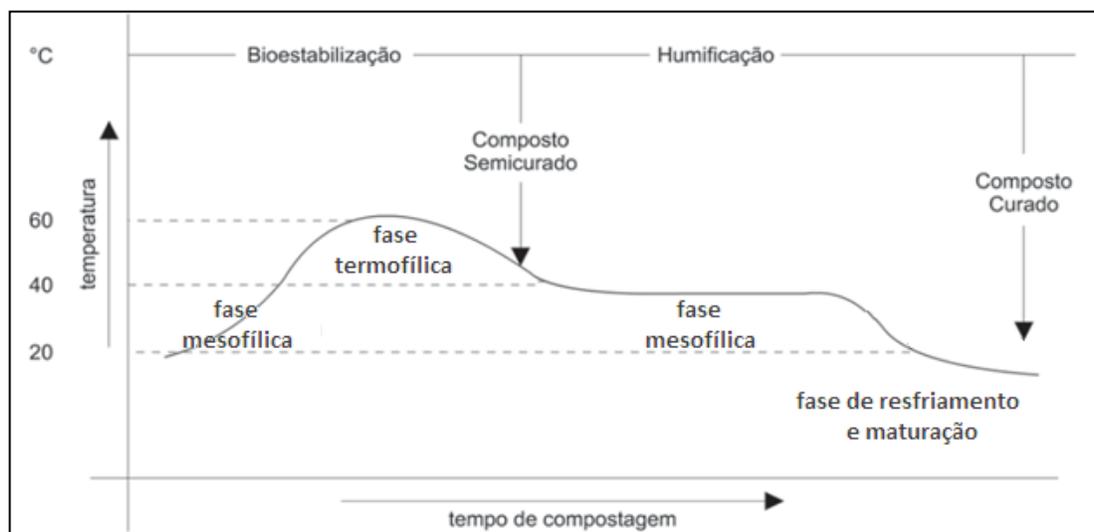


Figura 50 - Perfil idealizado da temperatura durante o processo da compostagem.

Fonte: Adaptado de Barreira (2005).

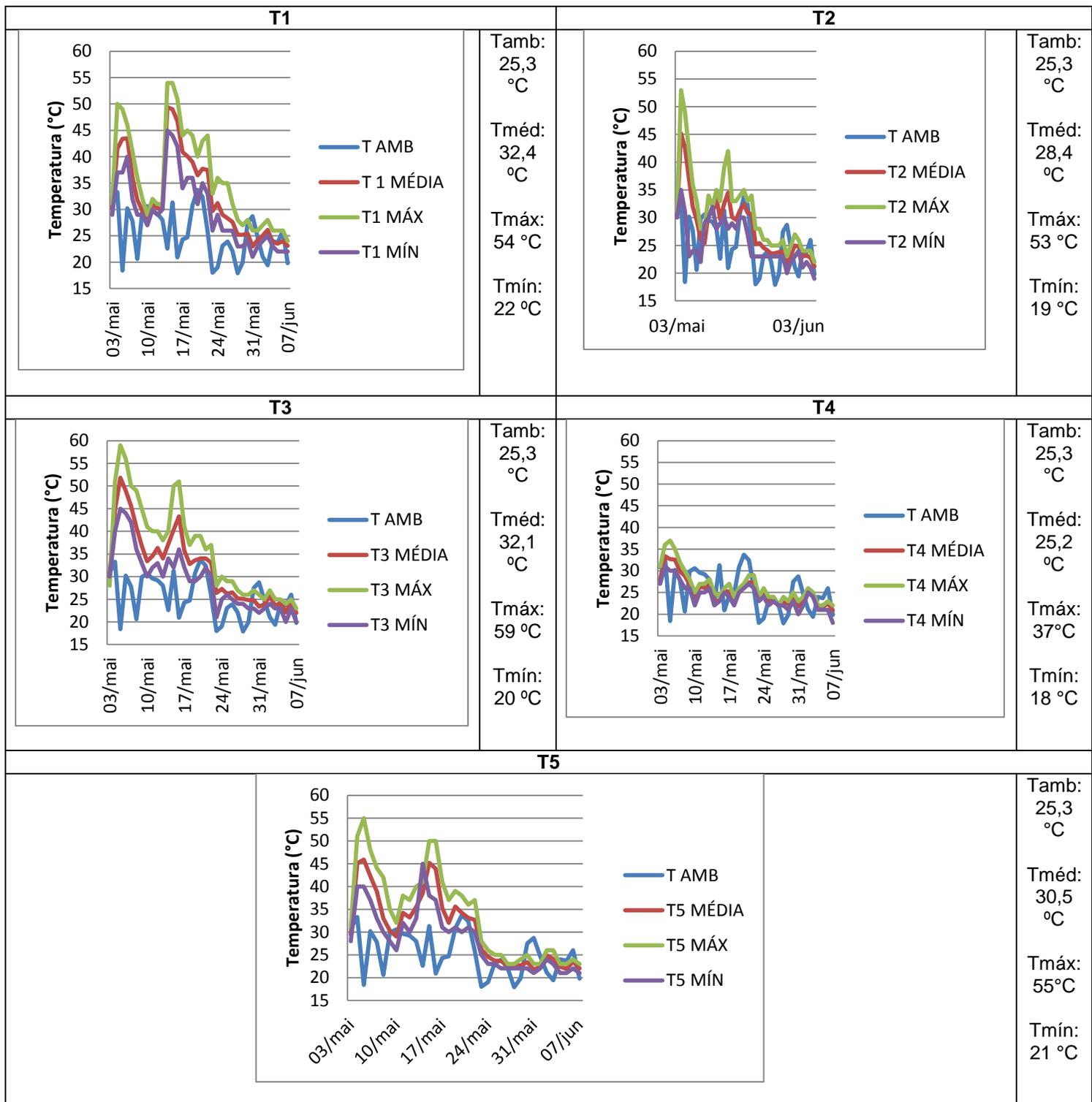


Gráfico 1 - Monitoramento diário da temperatura no interior das leiras e temperatura ambiente durante a pré-compostagem segundo seus tratamentos.

Nota ¹: A temperatura média representa a média dos dados coletados nos dez pontos monitorados de cada leira.

Nota ²: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos Bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, dejetos bovino e palha (19:1).

Segundo Pereira Neto (2007) e Kiehl (1985) as leiras devem registrar temperaturas termofílicas no período de 12 a 24 horas após a montagem, caracterizando a fase de aquecimento, conforme pode-se observar na Figura 50. Nesse período os tratamentos atingiram o pico das temperaturas máximas em 50°C (T1), 53°C (T2), 59°C (T3), 37° C (T4) e o 55°C (T5) (Gráfico 1). Estudos realizados por Fritsch (2006) e Valente et al. (2007) também demonstram a ascensão da temperatura nas primeiras 24 horas. Loureiro et al. (2007), trabalhando com resíduos domésticos com adição de dejetos bovinos, apontaram temperaturas iniciais variando entre 40°C – 50°C nos 15 primeiros dias, assim como as apresentadas nos tratamentos T3 e T5 (presença de dejetos bovinos).

Após este aumento abrupto de temperatura houve uma queda destes valores por volta da segunda semana, demonstrando um comportamento esperado, já que segundo Pereira Neto (2007), as temperaturas devem manter valores inferiores a 45 °C durante esta etapa. Nesta fase as temperaturas médias foram: 28,4°C (T1), 25,4°C (T2), 33,4°C (T3), 23,6° C (T4) e 29°C (T5).

Na terceira semana de pré-compostagem as temperaturas novamente tiveram uma elevação. Costa (2005) relatou que na terceira semana de enleiramento as temperaturas sofreram um aumento, representando a ocorrência da fase ativa do processo de pré-compostagem, onde reações bioquímicas são intensificadas.

Posteriormente houve a estabilização da temperatura caracterizando a fase de maturação. Nesta fase as temperaturas permaneceram próximas a ambiente. Durante todo o processo as temperaturas mantiveram comportamento similar à temperatura ambiente, salvo nos primeiros dias. As temperaturas de todos os tratamentos também mantiveram comportamento similar ao da umidade relativa do ar (Gráfico 2).

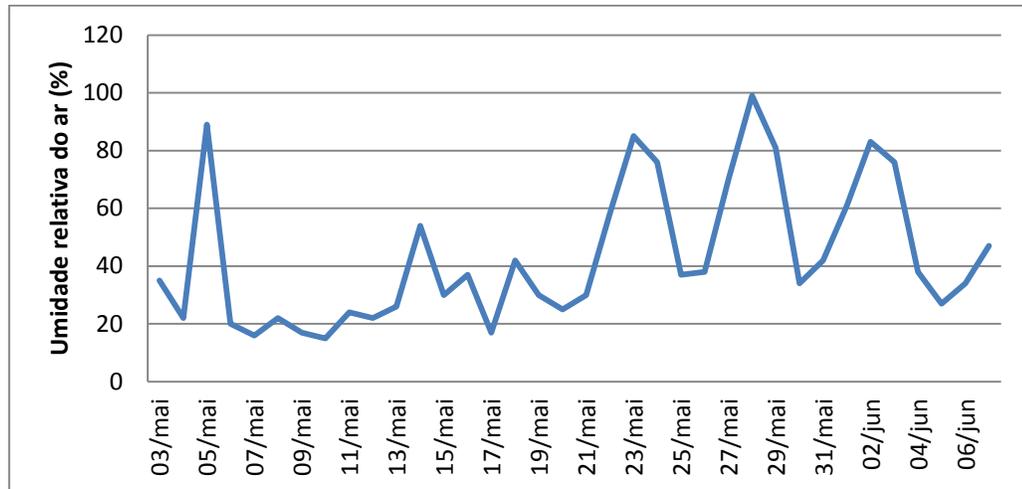


Gráfico 2 - Comportamento da umidade relativa do ar durante o processo de pré-compostagem.

O tratamento 4, sempre se mostrou com temperaturas abaixo dos demais, tendo sua máxima em 37°C, possivelmente devido às quantidades de resíduos utilizados para compor este tratamento. A leira foi confeccionada com 1,74 kg de palha de cana-de-açúcar e 51,04 kg de dejetos bovinos. O tratamento em questão por ser rico em dejetos resultou na aglomeração, compactação das partículas e consumo rápido da palha (Figura 51), impedindo assim, uma aeração adequada levando a uma consequente baixa da temperatura. Segundo Kiehl (1985) a presença de oxigênio faz com que haja aceleração do processo de compostagem e elevação da temperatura. Sendo assim, materiais sobrepostos e compactados, causam a expulsão do oxigênio e as temperaturas tendem a ser mais baixas, devido ao caráter aeróbio dos micro-organismos. Por outro lado, sabe-se que temperaturas elevadas em leiras de compostagem indicam grande atividade biológica (PAGANS et al., 2006). Assim, pode-se esperar que neste tratamento a decomposição dos resíduos foi mais lenta.



Figura 51 - Aspecto visual do tratamento 4.

Analisando os resultados de temperatura é possível afirmar que os tratamentos com maiores quantidade de dejetos apresentaram menores valores de temperatura média durante todo o processo da pré-compostagem, como é o caso dos tratamentos 2, 4 e 5 (Gráfico 1). Este resultado pode estar associado ao fato que as características granulométricas dos dejetos não permitiram uma boa aeração, conservando menos calor no interior das pilhas e também por serem os tratamentos com relação C/N inicial aproximadamente 19:1. Segundo Kiehl (2010) quando se trabalha com teor de nitrogênio elevado, ocorre formação de amônia que pode ser tóxica para a comunidade microbiana, o que pode explicar as menores temperaturas observadas.

5.1.2 Estimativa de redução de volume e peso na pré-compostagem

Os resultados das medições do volume ocupado pelas leiras na pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados, as porcentagens de redução do

volume e do peso e o peso específico durante o processo, são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Volume (L) ocupado durante o processo de pré-compostagem por leiras e respectivas porcentagem de reduções, redução de peso e pesos específicos iniciais e finais dos compostos

Tratamentos ²	Volume (L)					% Redução final de volume	% Redução final de peso ¹	Peso específico inicial (kg.m ⁻³) ¹	Peso específico final (kg.m ⁻³) ¹
	03/mai	13/mai	20/mai	27/mai	03/jun				
T1	374,9	292,8	244,0	156,1	146,4	60,95	39,43	69,53	104,16
T2	264,6	195,2	170,8	146,4	107,3	59,45	10,44	107,56	237,56
T3	266,4	244,0	170,8	146,4	122,0	54,20	24,39	90,35	149,18
T4	121,0	97,6	73,2	73,2	63,4	47,60	38,28	127,60	150,30
T5	188,3	170,8	136,6	122,0	97,61	48,16	7,20	122,36	219,03

Nota:¹ Cálculo de redução de peso e peso específico baseado no peso seco dos compostos.

Nota²: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Conforme observado na Tabela 8, ocorreu redução de volume e peso em todos os tratamentos. Segundo Petric et al. (2009), a redução de volume e peso é resultado da degradação da matéria orgânica durante a compostagem. A maior redução tanto de volume quanto de peso ocorreu no T1: 60,95% e 39,43%, respectivamente. A redução de volume pode ser explicada pela possível composição deste tratamento. O T1 apresentava maior quantidade de palha, material mais volumoso. Logo, ao longo do processo este material foi sendo decomposto fazendo com que o volume da leira diminuísse mais expressivamente.

Os tratamentos cuja mistura possuía dejetos bovinos (T3, T4 e T5) apresentaram redução de volume de 54,2%, 47,6% e 48,16%, respectivamente. Estes resultados demonstram concordância com estudos realizados por Costa (2005) que apontou redução entre 45% e 50% na compostagem de dejetos bovinos. Sestak (2002) obteve redução de 46% na compostagem de resíduo da indústria de desfibrilação de algodão inoculado com conteúdo ruminal, valor também condizente com a atual pesquisa. Silva (2007), pesquisando compostagem com diferentes resíduos sólidos agroindustriais, encontrou valores de redução de volume variando entre 40% e 48%, valores próximos ao T4 e T5.

Augusto et al. (2009) pesquisando sobre redução de volume em processo compostagem de dejetos de aves, com serragem de eucalipto e bagaço de cana-de-açúcar, encontraram uma redução de 52,26%, valor próximo aos encontrados no presente estudo para T3, T4 e T5.

Kader et al. (2007) obtiveram redução de 28% em volume em leiras estáticas com dejetos bovinos. Neste sentido, observa-se que houve desempenho satisfatório de redução de volume para todos os tratamentos propostos nesta etapa de pré-compostagem.

Os tratamentos que apresentaram a maior redução de peso foram T1 e T4, com 39,43% e 38,28%, respectivamente. Sestak (2002) trabalhando com compostagem de algodão inoculado com conteúdo ruminal encontrou 30% de redução em peso. Costa (2005) trabalhando com compostagem de dejetos bovinos observou uma redução de massa seca de 40,5%, valor próximo ao T4, tratamento com maior quantidade de dejetos bovino. Corroborando com esta constatação, Kader et al. (2007) verificaram redução de 45% na compostagem de dejetos bovinos. Eghball (1997) avaliou as perdas de volume ocorridas durante o processo de compostagem, utilizando-se de esterco bovino como substrato. O material permaneceu enleirado por 45 dias e, ao final desse período, apresentou redução de massa de 20,4%. Deste modo, observa-se que apenas T2 e T5 apresentaram redução de peso em índices inferiores aos observados na literatura por outros autores.

Todos os tratamentos apresentaram pesos específicos finais superiores aos pesos específicos iniciais, comportamento ideal quando se avalia logística, armazenamento e transporte dos compostos orgânicos, além de contribuir para o dimensionamento de pátios para compostagem. Diaz et al. (2002) em seus estudos relataram aumento de peso específico em compostagem de resíduos de desfibrilação do algodão e do processamento de beterraba.

5.1.3 Análises físico-químicas

5.1.3.1 pH

Na Tabela 9 são apresentados os valores de pH no início e no final do processo de pré-compostagem, considerando os cinco tratamentos estudados.

Tabela 9 - Valores de pH no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados

		Tratamentos ¹				
Período		T1	T2	T3	T4	T5
pH	Início	7,9	8,8	7,8	9,2	8,9
	Final	8,1	8,6	8,1	8,6	8,8

Nota ¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos Bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, dejetos bovino e palha (19:1).

Como é possível observar na Tabela 9, todos os tratamentos apresentaram pH com caráter básico tanto no início quanto no final do processo de pré-compostagem. No início há variação entre 9,2 e 7,8 e no final entre 8,8 e 8,1. De acordo com Kiehl (1985) e Pereira Neto (2007) a compostagem pode ser desenvolvida em uma faixa bem ampla de pH, entre 4,5 e 9,5. O produto final deve apresentar pH superior a 7,8 (PEREIRA NETO, 2007), conforme pode ser observado na Tabela 9 para todos os tratamentos. Costa (2005) estudando dejetos bovinos e Bernardi (2011) pesquisando resíduos de incubatórios e de origem agroindustrial, também encontraram pH na faixa alcalina durante o processo de compostagem.

De acordo com Almeida; Vilhena (2000) inicialmente, em um processo de compostagem, a decomposição da matéria orgânica ocorre na forma de fermentação, produzindo ácidos orgânicos, gerando uma redução do pH no composto. Segundo Kiehl (2008) no início da compostagem o pH diminui levemente, tornando o meio mais ácido devido às bactérias formadoras de ácidos pela decomposição de materiais

carbonáceos, gerando ácidos orgânicos intermediários. A síntese dos ácidos orgânicos é seguida pelo desenvolvimento de micro-organismos capazes de utilizar tais ácidos como substrato, conseqüentemente ocorre uma elevação do pH atingindo assim a neutralidade no final da compostagem. Nas fases seguintes de decomposição os ácidos também são consumidos, com isso eleva-se o pH. Na fase final do processo de compostagem o composto deve apresentar pH entre 7 e 8.

Silva et al. (2002) justificam que o aumento nos valores de pH pode estar relacionado à liberação de grupamentos aniônicos provenientes da quebra de proteínas e polissacarídeos, demonstrando a tendência de humificação do material orgânico em decomposição.

Observando o Gráfico 3, pode-se inferir que os tratamentos seguiram o perfil citado por Almeida; Vilhena (2000), com uma queda inicial de valores, na primeira semana do processo de pré-compostagem e uma posterior ascensão destes pHs, todos sendo mantidos em torno de 8.

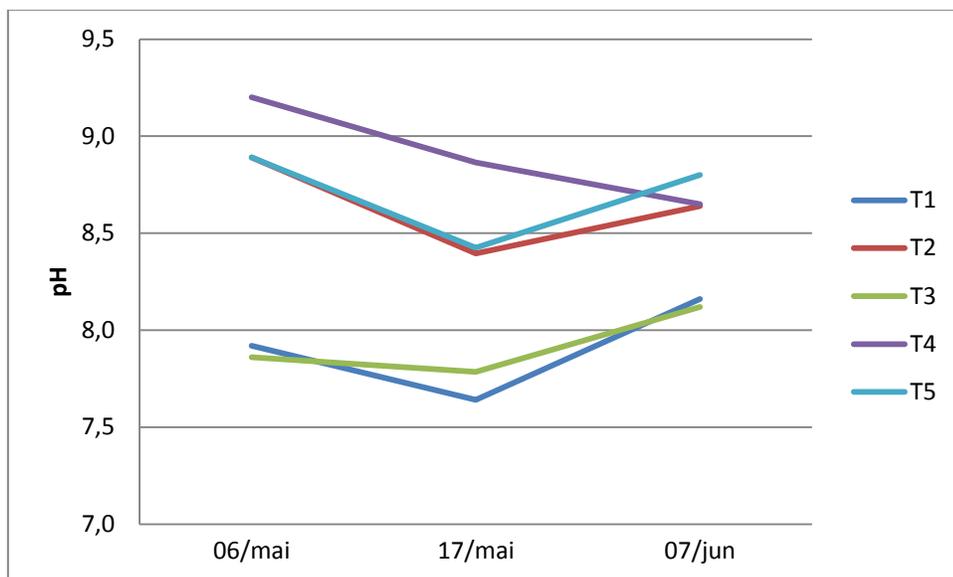


Gráfico 3 – Variação de pH durante o processo de pré-compostagem nos cinco tratamentos estudados.

Nota: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

5.1.3.2 Condutividade elétrica

Na Tabela 10 são apresentados os valores de condutividade elétrica (CE) ao longo do processo de pré-compostagem, considerando os cinco tratamentos estudados.

Tabela 10 - Valores de condutividade elétrica no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados

		Tratamentos ¹				
Período		T1	T2	T3	T4	T5
CE (mS cm ⁻¹)	Início	1,31	1,82	1,16	1,23	1,46
	Final ²	0,55	1,28	0,64	1,12	1,37
% redução		58,01%	29,67%	44,83%	8,94%	6,16%

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Nota ²: Valores obtidos antes da lavagem dos compostos.

Como é possível observar na Tabela 10, houve uma redução na condutividade elétrica em todos os tratamentos estudados. Os tratamentos 2, 4 e 5 apontam as maiores condutividades elétricas no final. Isso implica que a relação C/N 19:1, com maiores quantidades de dejetos adicionadas, resultou em maior concentração de sais no material após a pré-compostagem.

Kiehl (1998) afirma que a condutividade elétrica dos fertilizantes orgânicos tende a cair e se estabilizar ao longo do processo, à medida que o composto amadurece, não devendo a condutividade dos compostos orgânicos ser superior a 4000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (4 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Ainda segundo o mesmo autor, da fase inicial até a metade do processo de maturação do composto, a condutividade pode reduzir em 50%. Os tratamentos 1 e 3 apresentaram reduções parecidas às citadas pelo autor, ressaltando que estes tratamentos possuem relação C/N 30:1. Com relação à aplicação ao solo, a condutividade elétrica do esterco após os tratamentos não deve exceder 3 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (SOUMARÉ et al., 2002). Neste caso, todos os compostos obtidos poderiam ser utilizados para adubação, segundo o parâmetro condutividade elétrica.

5.1.3.3 Sólidos Voláteis

A Tabela 11 apresenta a redução de sólidos voláteis durante a pré-compostagem.

Tabela 11 - Valores de sólidos voláteis (%) no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados

		Tratamentos ¹				
	Período	T1	T2	T3	T4	T5
SV (%)	Início	65,97	69,28	74,35	71,58	70,09
	Final	63,83	64,92	67,88	70,17	63,18
% redução		3,24%	6,29%	8,70%	1,97%	9,86%

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Observou-se a redução de sólidos voláteis em todos os tratamentos (Tabela 11). Queiroz (2007), estudando compostagem de resíduos vegetais observou o mesmo comportamento, afirmando que a porcentagem de sólidos voláteis diminui à medida que a matéria orgânica é degradada, e conseqüentemente ocorre um aumento no percentual de sólidos fixos. Huang et al. (2004) e Elango et al. (2009) explicaram que a redução de sólidos voláteis representa a perda e mineralização da matéria orgânica pela ação microbiana. Na formação do material humificado, três fases são reconhecidas: rápida decomposição de certos constituintes pelos micro-organismos; síntese de novas substâncias pelos micro-organismos e formação de complexos resistentes devido a processos químicos. Durante a decomposição da matéria orgânica formam-se grandes quantidades de substâncias; tais substâncias são geradas pela morte dos micro-organismos, ocorrendo uma reciclagem, até a mineralização da matéria orgânica. Os resíduos vegetais e minerais são atacados distintamente, seus constituintes são decompostos em diferentes estágios, por diferentes populações microbianas e com distinta intensidade (KIEHL, 1985).

De acordo com Pereira Neto (2007), um processo de compostagem eficiente deve apresentar uma redução média do teor inicial de sólidos voláteis de 40%. Verifica-

se na Tabela 11 que todos os tratamentos apresentaram redução de sólidos voláteis inferior a 10%, o que pode estar associado ao fato do processo de pré-compostagem ter durado apenas 34 dias. No entanto, Ahn et al. (2011), em trabalho com compostagem de dejetos bovinos, também obtiveram redução de sólidos voláteis inferior a 10%. Pereira et al. (2013), em processo de compostagem de cascas de banana, dejetos ovinos, podas de marmeleiro e jurema-preta obtiveram cerca de 70% de redução de sólidos voláteis num processo que durou 73 dias.

5.1.3.4 Carbono e Nitrogênio

A Tabela 12 apresenta a redução da porcentagem de carbono durante a pré-compostagem.

Tabela 12 - Valores de carbono no início e ao final do processo de pré-compostagem, nos cinco tratamentos estudados

		Tratamentos ¹				
Período		T1	T2	T3	T4	T5
% Carbono	Início	36,65	38,49	41,31	39,77	38,94
	Final	35,46	36,07	37,71	38,98	35,10
% redução		3,24%	6,29%	8,70%	1,97%	9,86%

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Observando a Tabela 12 pode-se afirmar que houve uma redução de carbono em todos os tratamentos. As reduções de carbono decorrem da liberação deste elemento na forma de CO₂, atividade que ocorre com mais intensidade na fase inicial da compostagem, momento de maior disponibilidade de substrato, seguido por um período de degradação lenta (GARG; GUPTA, 2011). Tiquia et al. (2002) também afirmam que a maioria das perdas de carbono ocorrem durante a fase inicial da compostagem, devido à intensa produção de CO₂ e imobilização do carbono à biomassa microbiana.

Barrington et al. (2002) observaram que 85% do nitrogênio total inicial estava disponível para degradação microbiana e que 70% do carbono disponível foi perdido como CO₂ durante o processo.

Pesquisas realizadas por Costa (2005) estudando compostagem com adição de dejetos bovinos apresentam o teor de carbono na fase inicial do processo variando entre 30% e 31%. Valores muito próximos aos relatados também foram encontrados no presente estudos para os tratamentos T3, T4 e T5, ambos com adição de dejetos bovinos.

Kumar et al. (2010) estudando a pré-compostagem de resíduos de cana de açúcar e posterior vermicompostagem, observaram uma diminuição significativa na celulose, hemicelulose e lignina durante a pré-compostagem e uma degradação máxima na vermicompostagem.

Goyal et al. (2005) relataram reduções de carbono de 13,1; 19,0; 5,6; 17,5 e 32,5% para os resíduos bagaço de cana + esterco de gado (4:1); bagaço de cana + esterco de gado (1:1), lodo, cama de aviário e biomassa de *Ecchornia crassipes*, respectivamente.

Com relação ao comportamento do nitrogênio, observando o Gráfico 4, nota-se que os tratamentos 2, 4 e 5, comportaram-se de forma inversa aos tratamento 1 e 3. Ressalta-se que os tratamentos 1 e 3 possuem relação C/N inicial próximas a 30:1 e os tratamentos 2, 4 e 5 possuem relação C/N inicial próximas a 19:1. Os tratamentos 1 e 3, por possuírem relação C/N 30:1, adicionou-se maior quantidade de palha, resíduo pobre em nitrogênio, o que explica os menores valores observados por estes tratamentos durante todo o processo da pré-compostagem.

Materiais com baixa relação carbono/nitrogênio fornecem carbono suficiente para imobilizar o nitrogênio em excesso, minimizando os riscos de perda deste elemento dos materiais com baixa C/N (BRADY; WEIL, 2002).

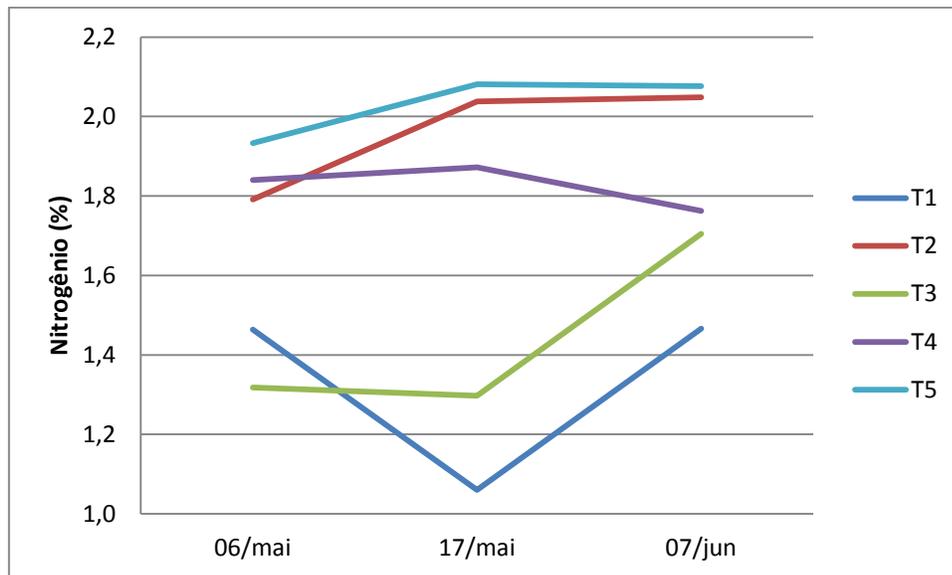


Gráfico 4–Variação da porcentagem de nitrogênio durante o processo de pré-compostagem nos cinco tratamentos estudados.

Segundo Kiehl (2008) análises realizadas no início e final do processo de compostagem, apontam o teor de nitrogênio um pouco maior, todavia não há formação de nitrogênio, sendo o aumento relativo. O que acontece é uma redução da massa orgânica, pelo processo de compostagem, tendo como consequência a falsa impressão de geração desse elemento químico. Ainda, de acordo com o mesmo autor mínimas quantidades de nitrogênio podem ser formadas por micro-organismos por meio da fixação do nitrogênio do ar existente no interior da leira, porém o valor é muito pequeno, e possui apenas valor acadêmico.

A Tabela 13 apresenta a redução da relação Carbono/Nitrogênio em função do processo de pré-compostagem.

Tabela 13 - Valores da relação carbono/nitrogênio, nos cinco tratamentos estudados e respectiva redução

		Tratamentos ¹				
	Período	T1	T2	T3	T4	T5
C/N	Início	25:1	21:1	31:1	17:1	20:1
	Final	24:1	18:1	22:1	22:1	17:1
% redução		4,0%	14,3%	29,0%	-----	15,0%

Nota ¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito Bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, dejeito bovino e palha (19:1).

Observando a Tabela 13 pode-se afirmar que todos os valores finais estiveram bem próximos às propostas iniciais: T1 com C/N (30:1); T2 (19:1); T3 (30:1); T4 (19:1); T5 (19:1). O tratamento 4, apresentou comportamento atípico, resultado explicado pela granulometria, com aspecto agrupado e compactado do material. Sendo assim, as amostras coletadas provavelmente tenham sido constituídas por uma parcela de material mais nitrogenado, ou seja, maior presença de dejetos, não representando a mistura.

Os demais tratamentos apresentaram redução da relação C/N, o que segundo Kiehl (1985) ocorre devido à redução de carbono orgânico, por degradação da matéria orgânica e o aumento do nitrogênio total, em virtude da mineralização. Zhu (2007), Li et al. (2008), Cayuela et al. (2009) e Gao et al. (2010) também observaram redução deste parâmetro durante a compostagem. No entanto, Cekmecelioglu et al. (2005), Brito et al. (2009), Karnchanawong; Suriyanon (2011) e Carneiro (2012) obtiveram reduções da relação C/N em torno e 36 a 70%. Os baixos valores de redução de C/N obtidos no presente estudo podem estar relacionados ao tempo de compostagem, fato que fica evidente quando se analisa a relação C/N final, todas acima de 10:1, razão tida como indicadora de estabilização do composto orgânico (CARNEIRO, 2012).

Embora a relação C/N final tenha sido superior a 10:1, ao final do processo de pré-compostagem o material de origem se apresentou totalmente descaracterizado (diferente do material de origem) e sem odor (Figura 52).



Figura 52 – Amostras coletadas ao final do processo de pré-compostagem.

Nota ¹: T1: Dejeo ovino e palha (30:1), T2: Dejeo ovino e palha (19:1), T3: Dejeo bovino e palha (30:1), T4: Dejeo Bovino e palha (19:1), T5: Dejeo ovino, dejeo bovino e palha (19:1).

5.2 Vermicompostagem

5.2.1 Temperatura

O Gráfico 5 apresenta as temperaturas ao longo do processo de vermicompostagem para os 15 reatores, com início em 08 de junho de 2013 e fim em 03 de agosto de 2013. No processo de vermicompostagem a temperatura foi aferida como forma de acompanhamento do processo. Em linhas gerais todos os tratamentos comportaram-se de forma similar, acompanhando também a temperatura ambiente.

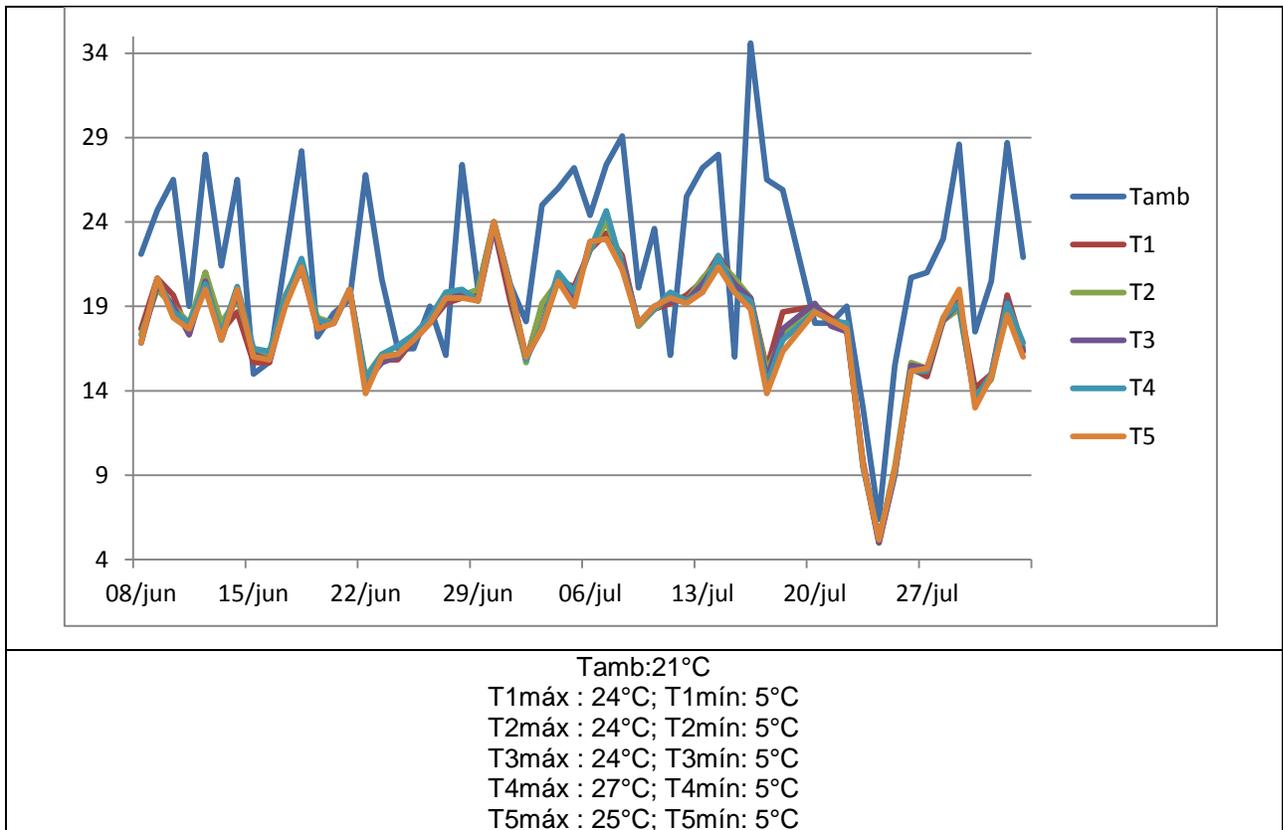


Gráfico 5 - Monitoramento diário da temperatura no interior dos reatores e temperatura ambiente durante a vermicompostagem segundo seus tratamentos.

Nota ¹: A temperatura representa a média dos dados coletados nos dois pontos monitorados de cada reator.

Os tratamentos 4 e 5 apresentam as máximas, com 25°C para o T4 e 27°C para T5, valores próximos aos demais. As mínimas em todos os tratamentos foram 5°C, registradas no dia 24 de julho, quando a temperatura ambiente foi de 6,4°C.

Avaliando o Gráfico 5 percebe-se que a temperatura seguiu o comportamento esperado, mantendo-se estável quando comparada a ambiente, indicando maturação dos vermicompostos.

A temperatura interna do vermireator é muito importante para o processo de vermicompostagem, pois o calor ou frio, excessivos, são prejudiciais às minhocas. As temperaturas mais indicadas são entre 16°C e 22°C (VIEIRA, 1998).

5.2.2 Estimativa de redução de volume e peso na vermicompostagem

Na Tabela 14 são apresentados os valores de redução de volume entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 14 – Comparação dos valores de redução de volume entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamento ¹	Dia: 07/06/2013		Dia: 28/07/2013		Dia: 11/07/2013		Dia: 29/07/2013	
	Média Volume inicial (m ³)	CV (%)	Média (%)	CV (%)	Média (%)	CV (%)	Média (%)	CV (%)
T1	0,026	4,56	33,33 a	10,00	40,00 b	8,33	43,33 b	7,69
T2	0,025	9,26	34,91 a	7,06	39,58 b	10,17	41,81 b	10,48
T3	0,023	8,00	21,82 a	72,63	26,98 a	33,11	34,92 a	3,93
T4	0,023	7,69	11,37 a	66,42	15,23 a	48,69	26,52 a	32,29
T5	0,026	4,45	29,28 a	37,86	38,57 b	18,43	41,98 b	9,70

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Analisando-se a Tabela 14 e o Gráfico 6, para cada dia de monitoramento de redução de volume os tratamentos 3 e 4 apresentaram as menores médias, ao nível de 5% de significância e os tratamentos que continham dejetos ovinos em sua composição, apresentaram os maiores percentuais de redução de volume.

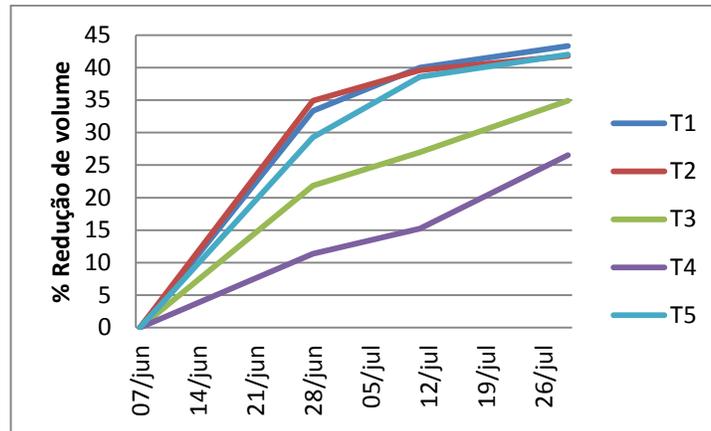


Gráfico 6– Redução de volume (%) observada ao longo processo de vermicompostagem.

A redução de volume no processo de vermicompostagem seguiu a mesma tendência quando comparado a pré-compostagem, com maior redução no tratamento 1, e menor redução de volume no tratamento 4. Isso pode estar associado à granulometria do material, pois estando o T4 mais compactado e aglomerado, a aeração tornava-se mais difícil atrasando o processo de decomposição da matéria orgânica. O inverso ocorreu com o tratamento 1. Amorim et al. (2005) trabalhando com dejetos caprinos obtiveram redução de volume média da ordem de 14,4%. Godoy, Medeiros e Santana (2009), trabalhando com vermicompostagem de biossólidos de fossas sanitárias, grama e pós de serragem usando *Eisenia foetida* obtiveram redução de volume durante o processo de vermicompostagem variando entre 17 e 33%. Assim, observa-se que os valores de redução de volume obtidos no presente estudo superam os resultados obtidos em outros trabalhos da literatura.

Na Tabela 15 são apresentados os valores de redução de volume entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 15 – Comparação dos valores de redução de volume entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	Dia:	Dia:	Dia:
	28/07/2013	11/07/2013	29/07/2013
Tratamento	Média %	Média %	Média %
T1	33,33 a	40,00 b	43,33 b
T2	34,91 a	39,58 b	41,81 b
T3	21,82 a	26,98 a	34,92 a
T4	11,37 a	15,23 a	26,52 a
T5	29,28 a	38,57 b	40,28 b
Média	26,14 a	32,07 b	37,71 c

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Observa-se nos tratamentos 1, 2 e 5 que as maiores reduções de volume se dão no final do processo. Estatisticamente os tratamentos 3 e 4 não apresentaram reduções de volume.

Na Tabela 16 são apresentados os valores de redução de peso entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 16 – Comparação dos valores de redução de peso entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamento ¹	Peso inicial (kg) ²	CV (%)	Dia:	Dia:	Dia:	Dia:
			11/06/2013	28/06/2013	11/07/2013	29/07/2013
			Redução de peso (%) ³			
T1	2,10	3,48	0,76	8,39	7,65	29,93
T2	3,16	3,39	5,20	20,46	20,68	35,26
T3	2,14	3,34	2,09	16,11	15,68	34,19
T4	2,50	7,23	0,00	3,49	4,29	22,47
T5	3,12	3,15	2,94	3,43	3,02	25,72

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: Peso seco.

Nota³: Cálculo de redução de peso (peso seco) em relação ao peso inicial.

Analisando-se a Tabela 16, pode-se observar que as maiores reduções de peso se dão no final do processo para todos os tratamentos, com maior redução para os tratamentos 2 e 3. As reduções seguiram uma tendência esperada, sendo progressivas

ao longo do tempo, o que demonstra que a medida que o material foi sendo degradado e mineralizado seu peso foi reduzindo. Amorim et al. (2005) obtiveram redução de peso da ordem de 41 a 55%, aproximadamente, para dejetos caprinos na vermicompostagem, resultados superiores aos obtidos no presente trabalho, o que pode estar associado ao fato de não terem sido utilizadas outras misturas de resíduos na composição dos reatores.

5.2.3 Análises físico-químicas

5.2.3.1 pH

Na Tabela 17 são apresentados os valores de pH entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 17 – Comparação dos valores de pH entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamentos ¹	Data: 14/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	
T1	7,43 a	0,78	6,02 a	1,54	8,95 a	2,25	9,08 a	0,58	7,87 a
T2	7,63 a	2,73	7,74 b	5,90	9,55 a	0,55	9,53 b	2,78	8,61 b
T3	7,93 b	0,73	7,98 b	1,99	9,01 a	3,17	9,23 a	1,35	8,53 b
T4	8,20 c	1,22	8,12 b	0,99	9,16 a	2,82	9,47 b	0,95	8,73 b
T5	8,20 c	1,22	8,65 c	1,05	9,17 a	8,07	9,86 c	0,33	8,97 c

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Com exceção do dia 12/07, pode-se destacar que o T1 apresentou a menor média estatística de pH em todas as datas analisadas. No entanto, pode-se observar que todos os valores são classificados como alcalinos.

Na Tabela 18 são apresentados os valores de pH entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 18 – Comparação dos valores de pH entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	14/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos ¹	Média	Média	Média	Média
T1	7,43 b	6,02 a	8,95 c	9,08 c
T2	7,63 a	7,74 a	9,55 b	9,53 b
T3	7,93 a	7,98 a	9,01 b	9,23 b
T4	8,20 a	8,12 a	9,16 b	9,47 b
T5	8,20 a	8,65 b	9,17 c	9,86 d
Média	7,88 a	7,70 a	9,17 b	9,44 c

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

De acordo com a Tabela 18 e o Gráfico 7, pode-se observar que a menor média geral para o pH ocorre na primeira e segunda análises, com aumento progressivo ao longo do tempo.

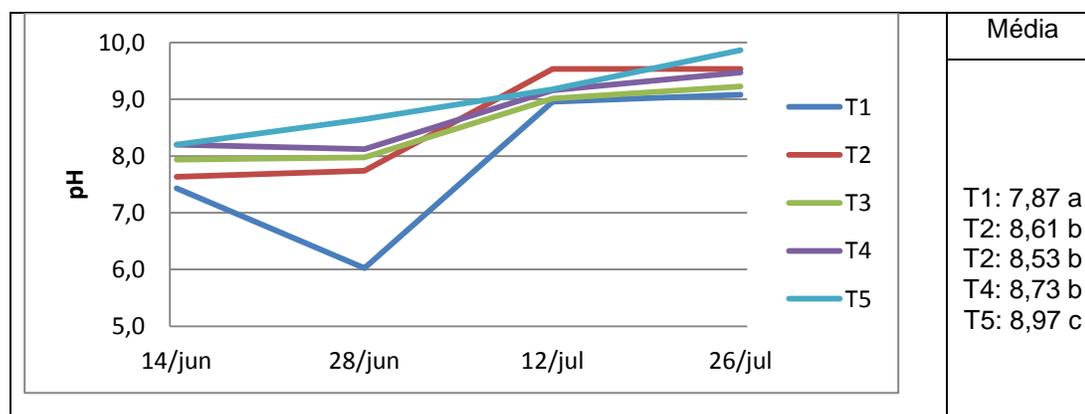


Gráfico 7 - Comportamento do pH dos tratamentos ao longo do processo de vermicompostagem.

Comparando os valores de pH finais do pré-composto que variaram entre 8,1 e 8,8 aos valores de pH finais do vermicomposto, variável entre 9,2 e 9,9, percebe-se que houve uma ascensão nos resultados de pH mantendo-se alcalino, demonstrando que as minhocas interferem nas características químicas da matéria orgânica em processo de decomposição. Suszek et al. (2007), estudando a vermicompostagem de dejetos bovinos e resíduos verdes urbanos observaram aumento do pH do vermicomposto em relação ao composto obtido e os resultados estiveram compreendidos na faixa de 7,04 e 7,73. Oliveira e Santos (2009) pesquisando a influência das minhocas sobre as características químicas de composto, vermicomposto e solo, também encontraram pH alcalinos no final da vermicompostagem.

No que se refere ao desempenho das minhocas, Lourenço (2010) afirma que elas toleram valores de pH compreendidos entre 5 e 8. Sendo assim, ao final do processo, o vermicomposto apresentava-se com pH mais alcalino que o aceitável pelas minhocas, podendo influenciar no seu desenvolvimento

Do ponto de vista de aplicação deste vermicomposto ao solo, Soares et al. (2004) explicam que valores de pH próximos à neutralidade sugerem que o vermicomposto, quando incorporado ao solo, pode apresentar ação corretiva de acidez, uma vez que possui propriedade tamponante.

5.2.3.2 Condutividade elétrica

Na Tabela 19 são apresentados os valores de condutividade elétrica entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 19 – Comparação dos valores de condutividade elétrica (mS cm^{-1}) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamento ¹	Data: 14/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	
T1	0,21 a	16,45	0,30a	8,95	0,25 a	14,35	0,29 a	10,35	0,26 a
T2	0,44 b	23,93	0,56 b	20,56	0,47 b	34,43	0,53 b	31,73	0,50 b
T3	0,24 a	37,66	0,31 a	49,25	0,30 a	43,09	0,37 a	53,25	0,30 a
T4	0,42 b	19,25	0,63 b	8,96	0,68 c	19,69	0,67 c	17,96	0,60 c
T5	0,53 b	30,47	0,59 b	28,08	0,64 c	23,13	0,69 c	22,10	0,61 c

Nota¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Observa-se na Tabela 19, em todas as análises, que os tratamentos 1 e 3 apresentam menores médias ao nível de 5% de significância, sendo estas médias semelhantes entre si. O mesmo pode ser observado para as médias gerais. Estes tratamentos foram compostos em sua maioria por palha de cana-de-açúcar, cuja caracterização inicial também apresentava baixos valores de condutividade elétrica. Assim, observa-se que os tratamentos que apresentaram em sua composição menores quantidades de dejetos, resultaram em menores valores médios de condutividade elétrica ao longo do processo.

Na Tabela 20 são apresentadas as comparações dos valores médios de condutividade elétrica nas diferentes datas de análise na vermicompostagem.

Tabela 20 – Comparação dos valores de condutividade elétrica entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	14/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos ¹	Média	Média	Média	Média
T1	0,20 a	0,30 a	0,25 a	0,29 a
T2	0,43 a	0,56 a	0,47 a	0,53 a
T3	0,23 a	0,31 a	0,30 a	0,37 a
T4	0,41 a	0,63 b	0,68 b	0,67 b
T5	0,52 a	0,59 a	0,64 b	0,69 b
Média	0,36 a	0,48 b	0,47 b	0,51 b

Nota¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Para os tratamentos T1, T2 e T3 não foi observada diferença estatística entre os valores médios de condutividade elétrica ao longo do tempo. Já para T4 e T5, observou-se aumento no valor médio, em especial nas duas últimas datas de análise (Gráfico 8).

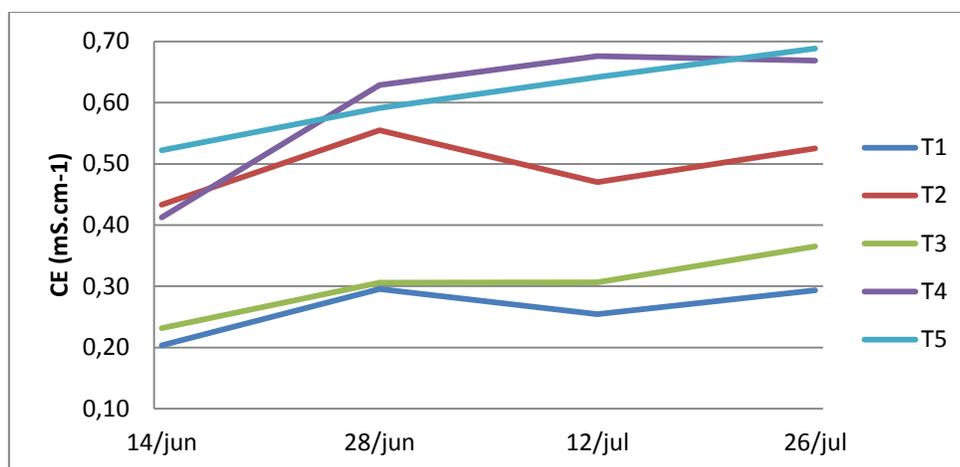


Gráfico 8- Comportamento da condutividade elétrica dos tratamentos ao longo do processo de vermicompostagem.

Neste sentido, Karmegam; Daniel (2009) afirmam que durante o processo de vermicompostagem ocorre um aumento dos sais solúveis, devido à mineralização da matéria orgânica pelas minhocas e pelos micro-organismos do intestino da minhoca, o que explica o aumento da condutividade elétrica para o presente estudo.

5.2.3.3 Sólidos Voláteis

Na Tabela 21 são apresentados os valores de sólidos voláteis entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 21 – Comparação dos valores de sólidos voláteis (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamentos ¹	Data: 14/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	
T1	72,69 b	7,2	62,68 a	2,6	58,85 a	3,4	60,49 a	1,21	63,68 b
T2	61,55 a	2,8	65,52 a	11,0	60,85 a	3,0	60,43 a	1,08	62,09 b
T3	68,56 b	5,5	67,85 a	3,7	63,72 b	3,3	71,37 a	17,21	67,88 c
T4	68,97 b	1,7	68,62 a	6,4	68,77 c	1,4	64,40 a	2,54	67,69 c
T5	64,16 a	4,9	56,79 a	3,6	58,96 a	5,8	57,07 a	7,43	59,24 a

Nota¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Observa-se na Tabela 21 que as médias de sólidos voláteis dos dias 28/06, 12/07 e 26/07, não apresentam diferença estatística ao nível 5% de significância, para todos os tratamentos.

No que se refere às médias gerais, observou-se que o menor valor de sólidos voláteis foi verificado para o T5, seguido de T1 e T2 e T3 e T4: a mesma tendência observada na etapa de pré-compostagem.

Na Tabela 22 são apresentados os valores de sólidos voláteis entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 22 – Comparação dos valores de sólidos voláteis (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	14/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos ¹	Média	Média	Média	Média
T1	72,69 b	62,68 a	58,86 a	60,48 a
T2	61,55 a	65,52 a	60,85 a	60,43 a
T3	68,56 a	67,85 a	63,73 a	71,37 a
T4	68,97 a	68,62 a	68,77 a	64,40 a
T5	64,16 a	56,79 a	58,96 a	57,07 a
Média	67,19 b	64,29 a	62,23 a	62,75 a

Nota¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Observando as médias gerais de sólidos voláteis de cada uma das datas de análises é possível observar que houve redução de sólidos voláteis ao longo do processo, em especial entre a primeira e a segunda análise.

O remanescente dos sólidos voláteis representa a porcentagem da matéria orgânica de difícil degradabilidade, ou seja, materiais que são mais recalcitrantes. Sendo assim, a diminuição dos sólidos voláteis ocorre de forma inversa aos sólidos fixos.

Analisando a Tabela 22 é possível afirmar que a velocidade de degradação do material foi maior na primeira análise, já nas últimas semanas a mistura encontrava-se estável, aumentando assim a quantidade de material recalcitrante e reduzindo os sólidos voláteis.

Estudos realizados por Amorim et al. (2005) analisando a vermicompostagem de dejetos caprinos e seus efeitos nas estações do ano sugeriram valor final de 68,4% de sólidos voláteis durante o inverno, valores próximos aos apontados pelo presente estudo.

5.2.3.4 Carbono e Nitrogênio

Na Tabela 23 são apresentados os valores de porcentagem de carbono entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 23 – Comparação dos valores de carbono (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamentos ¹	Data: 16/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	
T1	40,39 b	7,2	34,82 a	2,6	32,70 a	3,4	33,60 a	1,21	35,38 b
T2	34,20 a	2,8	36,40 a	11,0	33,81 a	3,0	33,57 a	1,08	34,49 b
T3	38,09 b	5,5	37,69 a	3,7	35,40 b	3,3	39,65 a	17,21	37,71 c
T4	38,32 b	1,7	38,12 a	6,4	38,21 c	1,4	35,78 a	2,54	37,61 c
T5	35,64 a	4,9	31,55 a	3,6	32,75 a	5,8	31,71 a	7,43	32,91 a

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância

A porcentagem de carbono no processo de vermicompostagem seguiu a mesma tendência quando comparado a pré-compostagem, com menores médias para o tratamento 5, e maiores médias para os tratamentos 3 e 4.

As reduções de carbono dependem do resíduo utilizado e da facilidade de degradação; fatores como umidade e tamanho da partícula podem influenciar na redução do carbono orgânico (BUENO et al., 2008).

Velasco et al. (2011) pesquisando o processo de vermicompostagem de dejetos ovinos, assim como no presente estudo, observaram a redução de carbono ao longo do processo.

Na Tabela 24 são apresentados os valores de porcentagem de carbono entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 24 – Comparação dos valores de carbono (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	16/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos¹	Média	Média	Média	Média
T1	40,39 b	34,82 a	32,70 a	33,60 a
T2	34,20 a	36,40 a	33,80 a	33,57 a
T3	38,09 a	37,70 a	35,40 a	39,65 a
T4	38,32 a	38,12 a	38,21a	35,78 a
T5	35,65 a	31,55 a	32,75 a	31,71 a
Média	37,33 b	35,72 a	34,57 a	34,86 a

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Verifica-se na Tabela 24 que as médias gerais de cada data de análise reduziram ao longo do processo, sendo estatisticamente maior na primeira análise. No entanto, mesmo tendo reduzido ao longo do processo, do ponto de vista de uso deste vermicomposto ao solo, de acordo com as especificações para vermicompostos, regidas pela Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009), todos os tratamentos proporcionaram material de qualidade para uso agrícola, visto que o teor mínimo de carbono recomendado é de 10%.

Na Tabela 25 são apresentados os valores de porcentagem de nitrogênio entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 25 – Comparação dos valores de nitrogênio (%) entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamentos ¹	Data: 14/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	
T1	1,67 a	10,65	1,61 a	9,47	1,80 b	2,14	2,26 a	8,83	1,83 a
T2	2,22 a	4,56	2,01 a	0,71	2,31 c	6,76	2,58 b	8,27	2,28 b
T3	2,80 a	45,84	1,96 a	44,06	2,32 c	15,03	2,07 a	19,05	2,30 b
T4	2,31 a	3,73	3,41 b	28,03	1,62 a	2,09	2,79 b	3,90	2,53 b
T5	2,15 a	11,67	2,29 a	2,87	1,83 b	1,23	2,27 a	3,43	2,13 b

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Verifica-se que na primeira análise da vermicompostagem os tratamentos não diferenciaram entre si quanto ao teor de nitrogênio. Já na segunda data houve aumento do teor de nitrogênio para T4. Novamente destaca-se a dificuldade encontrada na amostragem deste resíduo, o que pode ter tendenciado tal resultado.

Analisando-se as médias gerais, observa-se que o T1 apresentou menor teor de nitrogênio.

Na Tabela 26, quando são apresentados os valores de porcentagem de nitrogênio entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem, pode-se constatar que não houve diferença estatística no que se refere ao teor de nitrogênio ao longo da evolução do processo.

Tabela 26 – Comparação dos valores de nitrogênio (%) entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	14/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos¹	Média	Média	Média	Média
T1	1,67 a	1,61 a	1,80 a	2,26 a
T2	2,22 a	2,01 a	2,31 a	2,58 a
T3	2,81 a	1,96 a	2,31 a	2,07 a
T4	2,31 a	3,41 b	1,62 a	2,79 b
T5	2,15 a	2,29 a	1,83 a	2,27 a
Média	2,23 a	2,26 a	1,97 a	2,39 a

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nadolny (2009) estudando a reprodução e desenvolvimento das minhocas em resíduo orgânico doméstico encontrou valores de nitrogênio ao final da vermicompostagem de 60 dias, variando entre 1,98% e 2,04%, valores próximos aos encontrados no presente estudo. Suszek et al. (2007) obtiveram valores de N variando entre 1,11 e 1,66% na vermicompostagem de dejeito bovino e resíduos verdes urbanos. Do ponto de vista de uso deste vermicomposto ao solo, de acordo com as especificações para vermicompostos, regidas pela Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009), todos os tratamentos proporcionaram material de qualidade para uso agrícola, visto que o teor mínimo de nitrogênio recomendado é de 0,5%.

Na Tabela 27 são apresentados os valores da relação carbono/ nitrogênio entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 27 – Comparação dos valores da relação C/N entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem

Tratamento ¹	Data: 14/06/2013		Dia: 28/06/2013		Dia: 12/07/2013		Dia: 26/07/2013		Média	% de redução
	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)		
T1	25,90 b	14,86	26,66 c	6,15	18,16 b	1,52	14,95 a	10,27	21,42 b	42,28
T2	16,12 a	7,46	17,85 b	2,44	14,72 a	7,77	13,08 a	8,44	15,44 a	18,86
T3	17,02 a	45,81	20,37 b	5,72	15,29 a	4,31	19,23 b	20,44	17,98 a	---
T4	17,32 a	4,25	12,48 a	32,60	23,59 c	1,69	12,86 a	6,52	16,56 a	25,75
T5	17,57 a	17,83	16,29 b	7,93	17,91 b	6,84	13,96 a	9,04	16,43 a	20,55

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas colunas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Analisando o início e o final do processo de compostagem quanto à redução da relação C/N, verifica-se uma maior porcentagem de redução da relação C/N para o T1 e menor redução para o T2, seguindo a tendência da redução de volume tanto para a pré-compostagem quanto para a vermicompostagem.

Na Tabela 28 são apresentados os valores da relação carbono/ nitrogênio entre tratamentos em cada uma das análises realizadas ao longo da vermicompostagem.

Tabela 28 – Comparação dos valores da relação C/N entre as datas de análise dos tratamentos aplicados à vermicompostagem

Data de análise	14/06/2013	28/06/2013	12/07/2013	26/07/2013
Tratamentos¹	Média	Média	Média	Média
T1	25,90 b	26,66 b	18,16 a	14,95 a
T2	16,12 a	17,85 a	14,72 a	13,08 a
T3	17,02 a	20,37 a	15,29 a	19,23 a
T4	17,32 b	12,48 a	23,59 c	12,86 a
T5	17,57 a	16,29 a	17,91 a	13,96 a
Média ⁴	18,79 b	18,73 b	17,93 b	14,82 a

Nota¹: T1: Ovino e palha (30:1), T2: Ovino e palha (19:1), T3: Bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: teste estatístico de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Nota³: Letras iguais nas linhas implicam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Nota⁴: A média é comparada na linha.

O tratamento 1 apresentou médias maiores nas duas primeiras análises. Já o tratamento 4, demonstrou maior relação C/N no dia 12/07. Analisando a Tabela 28, pode-se afirmar que a média geral para relação C/N, apresentou menor valor apenas na última análise.

Comparando os valores finais da relação C/N do pré-composto (Tabela 13) ao vermicomposto, percebe-se uma redução dos valores para todos os tratamentos. O T1 reduziu de 24:1, para 14,9:1, o T2 de 18:1 para 13,1:1, o T3 de 22:1 para 19,2:1, o T4 de 22:1 para 12,9:1 e o T5 de 17:1 para 13,7:1. Estes resultados corroboram com os obtidos por Suszek et al. (2007). Soares et al. (2004), caracterizando amostras de vermicompostos de esterco bovino, encontraram valores para a relação C/N, que variaram de 9,02 a 13,74, valores próximos aos encontrados no presente estudo, exceto para T3, indicando que os resíduos orgânicos haviam sido totalmente decompostos.

Segundo Lacerda et al. (2012), a maturidade de um composto é avaliada e identificada por meio da variação da relação C/N, indicando o grau de estabilização da matéria orgânica. Ainda segundo os mesmos autores a relação C/N ideal para a identificação da maturação do composto é divergente. Neste sentido, Pullicino (2002) indica que valores de relação C/N, menores que 20 sugerem maturação do composto. Entretanto, a Instrução Normativa nº 25 de 23/07/2009 – MAPA (BRASIL, 2009), indica que para a comercialização de vermicompostos, a relação C/N máxima deve ser de 14:1. Sendo assim, apenas os tratamentos 2, 4 e 5 atenderiam a legislação. Assim, os tais vermicompostos produzidos, quando acrescentados no solo, não seriam um fator de imobilização do N pelos micro-organismos do solo, funcionando como um bom fornecedor de N tanto para as raízes das plantas quanto para a flora microbológica do solo (GODOY et al., 2009).

Com relação à porcentagem de redução da relação C/N, Amorim et al. (2005) obtiveram valores que variaram de 37,27% a 41,36%, resultados divergentes aos encontrados nesta pesquisa, em que houve grande variação desta porcentagem de redução (de 18,86 a 42,28%).

5.3 Comportamento das minhocas

No dia 06 de junho de 2013, inseriu-se 24 minhocas por reator, segundo metodologia proposta por Lorin (2013). No segundo dia da vermicompostagem as minhocas dos tratamentos 2, 4 e 5 morreram em sua maioria (Gráfico 9).

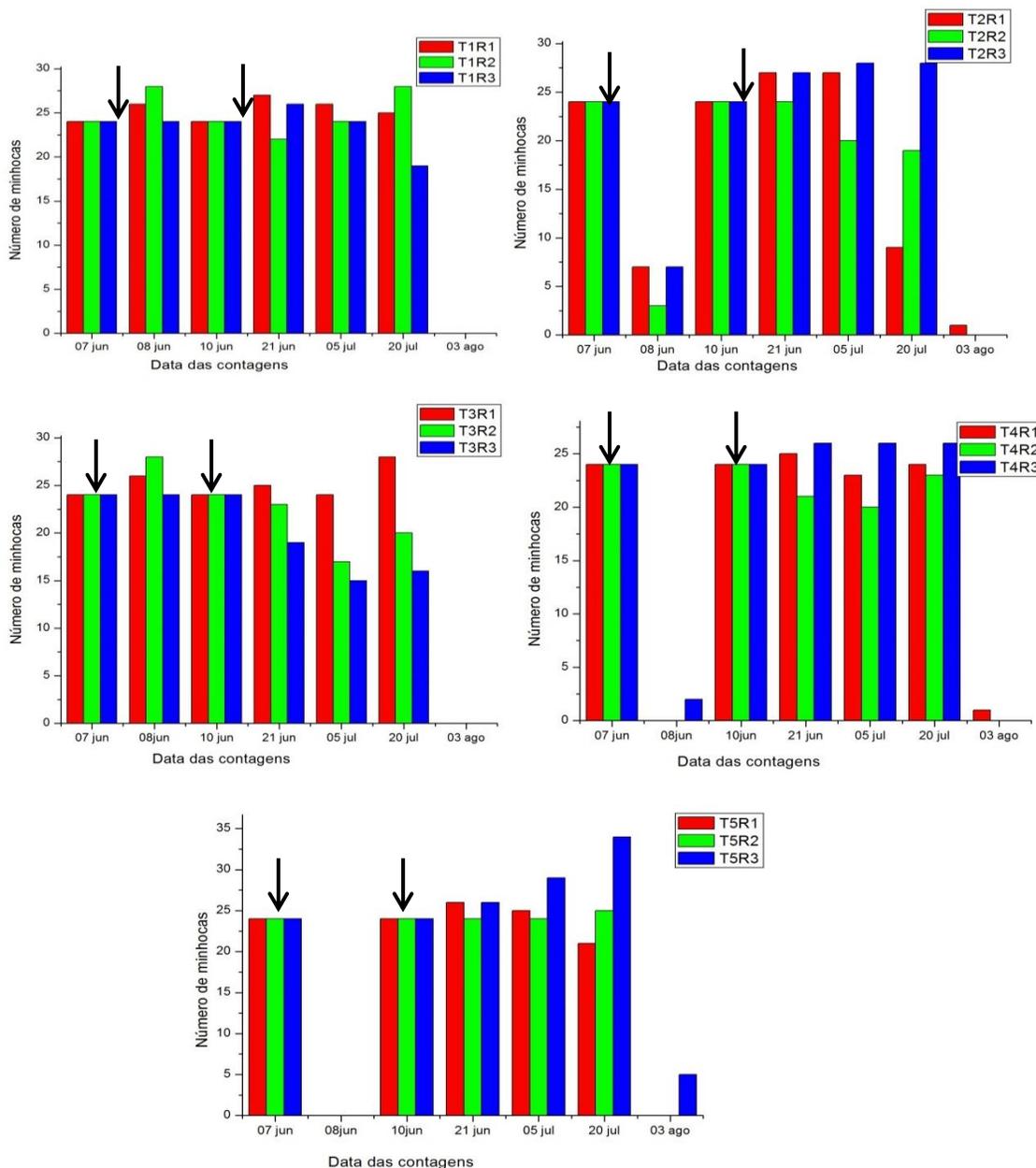


Gráfico 9- Comportamento das minhocas ao longo do processo de vermicompostagem.

Nota¹: As setas representam as datas onde houve a reinserção de 24 minhocas por reator.

Nota²: T1: Ovino e palha (30:1), T2: Ovino e palha (19:1), T3: Bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Ovino, bovino e palha (19:1).

Considerando que a condutividade elétrica estava adequada à sobrevivência das minhocas no momento da sua introdução no composto, suspeita-se da toxicidade do nitrogênio amoniacal, visto que estes foram os tratamentos com relação C/N inicial 19:1. Além disso, mesmo a condutividade elétrica estando dentro dos limites recomendados pode ter ocorrido sensibilidade das minhocas aos sais solúveis.

Kiehl; Porta (1980) afirmam que um processo de pré-compostagem iniciado com baixa relação C/N, possui alto teor de nitrogênio e baixo de carbono como fonte de energia, sendo assim os micro-organismos apropriam-se do carbono disponível, eliminando o excesso de nitrogênio na forma amoniacal, podendo ficar residual no momento inicial da vermicompostagem.

Segundo Lourenço (2010), altas concentrações de matéria mineral em solução podem ser prejudiciais à atividade das minhocas, um exemplo é o nitrogênio amoniacal na forma de amônia.

Os resultados encontrados ao final do processo de pré-compostagem apresentavam maiores valores de nitrogênio nos tratamentos T2: 2,05%; T4: 1,76% e T5: 2,08%, e de condutividade elétrica, sendo T2: $1,28 \text{ mS cm}^{-1}$, T4: $1,12 \text{ mS cm}^{-1}$ e T5: $1,37 \text{ mS cm}^{-1}$, o que reafirmam as prováveis causas da morte das minhocas.

Lorin (2013) buscando tornar os compostos adequados à aceitação das minhocas, diminuiu os teores de condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal (tóxico às minhocas), por meio da lavagem do composto. Assim, no dia 07 de junho de 2013 retiraram-se as minhocas de todos os tratamentos, procedendo a lavagem dos compostos por três dias. Após esta lavagem inseriu-se novamente 24 novas minhocas por reator.

Observando o Gráfico 9 é possível notar que na contagem do dia 21 de junho de 2013, houve reprodução das minhocas nos tratamentos T1R1, T1R3, T2R1, T2R3, T3R1, T4R1, T4R3, T5R1, T5R3, sendo esta reprodução mais expressiva nos tratamentos T1R1, T2R2 e T2R3, todos com 27 minhocas. No dia 07 de julho, as maiores reproduções foram observadas nos tratamentos T5R3 (29 minhocas) e T2R3 (28 minhocas). Nos dois tratamentos foram encontrados casulos de minhocas. Na contagem do dia 20 de julho, maiores reproduções foram observadas nos tratamentos T5R3 (34 minhocas) e T2R1 (29 minhocas), todos com presença de casulos. De acordo

com Lourenço (2010) sete ou dez dias são suficientes para cada minhoca produzir um casulo com o formato de um pequeno grão de onde saem posteriormente suas crias.

A última contagem, no dia 03 de agosto, apresentou 100% de mortalidade no T1 e T3, e alta mortalidade nos demais tratamentos (Gráfico 9), comportamento explicado pelas baixas temperaturas dos dias 23, 24 e 25 de julho, com mínimas de 5°C e máximas de 9°C. Ainda de acordo com Lourenço (2010), temperaturas acima de 40 °C dizimam as minhocas e valores inferiores a 15 °C baixa o seu metabolismo. Temperaturas abaixo de 0 °C congelam e matam as minhocas, visto o seu corpo ser constituído em sua maioria por água. A temperatura dos reatores no dia 24 de julho variaram entre 5°C e 5,5°C, com aferições realizadas ao meio dia. Na madrugada do dia 23 para 24 de julho, os termômetros de temperatura ambiente na cidade como um todo apresentaram temperaturas em torno de 0°C, o que pode explicar a causa da morte das minhocas. Segundo o IAPAR (2013) a temperatura máxima para a cidade de Londrina no dia 24 de julho foi de 13,6°C e a mínima foi de 0,6°C.

5.4 Análises Microbiológicas

5.4.1 Quantificação de Bactérias

A Figura 53 demonstra a contagem das bactérias heterotróficas.

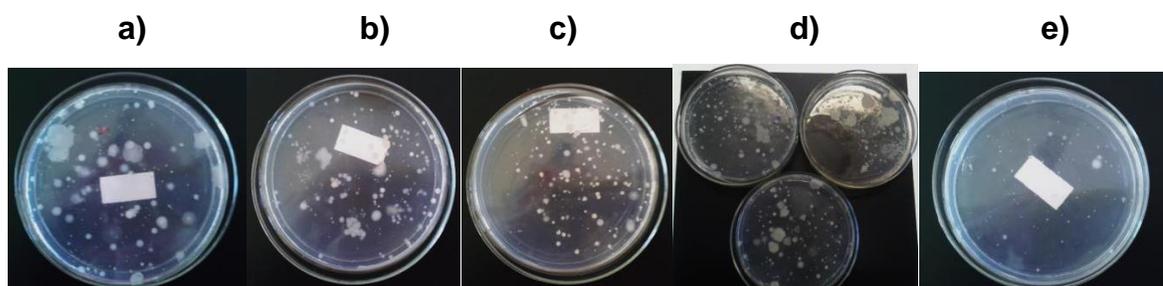


Figura 53 - Demonstrativo da contagem de bactérias heterotróficas nas quatro análises. a) T1, b) T2, c) T3, d) T4, e) T5.

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

A Figura 54 representa o número de UFC/g para os cinco tratamentos durante as quatro análises.

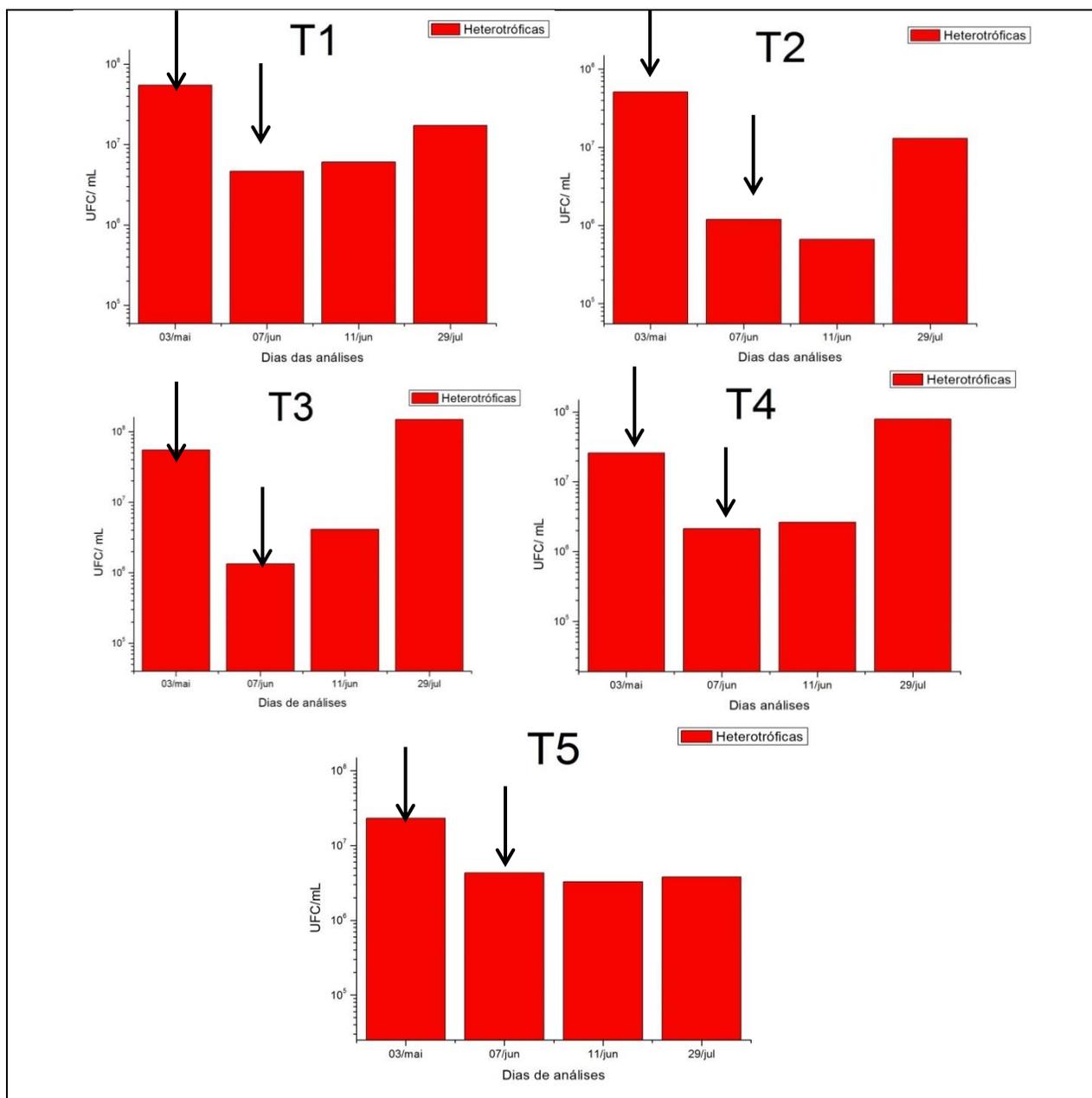


Figura 54- Demonstrativo do número de UFC/g nas quatro análises, para os cinco tratamentos

Nota¹: T1: Dejetos ovino e palha (30:1), T2: Dejetos ovino e palha (19:1), T3: Dejetos bovino e palha (30:1), T4: Dejetos bovino e palha (19:1), T5: Dejetos ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: As setas indicam o início da pré-compostagem e final da pré-compostagem.

Durante o processo de pré-compostagem, a contagem de heterotróficas diminuiu para todos os tratamentos. Observou-se maior redução das bactérias nos tratamentos T2 e T3, com valores decaindo de $5,11 \times 10^7$ para $1,20 \times 10^6$ no T2, e de $5,51 \times 10^7$ para $1,33 \times 10^6$ no T3 (Tabela 29).

Tabela 29 - Dados da quantificação de bactérias durante o início e o final de cada processo, para os cinco tratamentos

Tratamentos ²	T1	T2	T3	T4	T5
UFC/g					
03/mai	$5,5 \times 10^7$	$5,1 \times 10^7$	$5,5 \times 10^7$	$2,6 \times 10^7$	$2,3 \times 10^7$
07/jun	$4,7 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$2,1 \times 10^6$	$4,3 \times 10^6$
11/jun	$6,0 \times 10^6$	$6,7 \times 10^5$	$4,1 \times 10^6$	$2,6 \times 10^6$	$3,3 \times 10^6$
29/jul	$1,7 \times 10^7$	$1,3 \times 10^7$	$1,5 \times 10^8$	$7,9 \times 10^7$	$3,8 \times 10^6$

Nota¹: 03/mai (início pré-compostagem), 07 jun (final pré-compostagem/início vermicompostagem), 11/jun (lavagem dos compostos), 29/jul (final vermicompostagem).

Nota² T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Hassen et al. (2001), também avaliaram os aspectos microbianos em leiras de compostagem, apresentando valores médios para bactérias heterotróficas de 1×10^8 UFC g⁻¹, resultados semelhantes ao presente estudo. Symanski (2005) estudando bactérias em processo de compostagem encontrou $1,5 \times 10^7$ UFC g⁻¹ nas primeiras 24 horas de enleiramento e $2,8 \times 10^6$ UFC g⁻¹ após 30 dias do processo de compostagem, valores muito próximos à pesquisa em questão. Heck et al. (2013) estudando a qualidade microbiológica do produto final de compostagem encontraram em sua primeira coleta valores de $5,2 \times 10^7$ UFC g⁻¹ para bactérias heterotóficas, valores condizentes com o presente estudo para todos os tratamentos.

Observando a Figura 54 é possível notar que os tratamentos 1, 3 e 4 não tiveram perdas de bactérias heterotróficas após a lavagem do composto, terceira coleta. Já os tratamentos 2 e 5, apresentaram perda de tais micro-organismos, sendo esta mais significativa no T2. Este resultado pode estar associado ao fato de que durante a lavagem dos compostos, utilizou-se maior volume de água nestes tratamentos. Sendo assim, pode-se inferir que os micro-organismos foram carreados com a água em maior quantidade neste tratamento.

O final do processo de vermicompostagem apresentou aumento da quantidade de bactérias em todos os tratamentos, caracterizando um período de recolonização das espécies. Esta recolonização ocorrida nos compostos pode ser resultado da introdução de novos experimentos na casa de vegetação. Estes novos experimentos foram introduzidos no dia 25 de junho de 2013 e provavelmente recontaminaram os compostos através de ações dos ventos, entre outros dispersores. Nota-se aumento menos significativo no T5, pois este tratamento encontrava-se mais distante dos novos experimentos inseridos na casa de vegetação. Como no processo de vermicompostagem as temperaturas não ultrapassaram 24°C, não houve contribuição da temperatura para a eliminação das bactérias.

Não foram observadas relações diretas entre o comportamento das bactérias heterotróficas e da espécie *E.coli*, com os parâmetros físico-químicos apresentados pelo presente estudo.

A Tabela 30 apresenta a carga total bacteriana no início da compostagem e ao final do processo de vermicompostagem para os cinco tratamentos.

Tabela 30 - Carga total bacteriana ao início e final do processo, para os cinco tratamentos

Tratamentos ¹	T1	T2	T3	T4	T5
	Carga bacteriana (UFC/g⁻¹)				
03/mai	1,93 x10 ¹²	1,84 x10 ¹²	2,16 x10 ¹²	1,36 x10 ¹²	9,66 x10 ¹²
29/jul	4,44x10 ¹¹	4,03 x10 ¹¹	4,03 x10 ¹²	2,65 x10 ¹²	1,24 x10 ¹¹

Nota¹: T1: Dejeito ovino e palha (30:1), T2: Dejeito ovino e palha (19:1), T3: Dejeito bovino e palha (30:1), T4: Dejeito bovino e palha (19:1), T5: Dejeito ovino, bovino e palha (19:1).

Os tratamentos 1,2 e 5 demonstraram redução da carga bacteriana ao final do experimento. O tratamento 3 e 4 apresentou um aumento dessa carga ao final do processo, podendo ser notado também na Figura 54 e nas Tabelas 29 e 30. A carga total bacteriana está intrinsecamente ligada ao número de UFC e ao peso inicial e final dos tratamentos. Esta comparação foi realizada para que se pudesse avaliar a quantidade total de bactérias em cada tratamento, ao início e ao final de cada processo.

5.4.2 Isolamento e identificação de *Escherichia coli* da amostra de resíduos

Após realizado o plaqueamento no meio seletivo para o desenvolvimento de colônias de *E.coli*, apenas a primeira análise apresentou características típicas de contaminação, ou seja, no 35º dia os compostos apresentavam-se 100% sanitizados quanto à presença das bactérias *E.coli*, também conhecidas como bactérias termotolerantes, conforme observado na Tabela 31.

Tabela 31 – Comportamento das bactérias *E.coli* para os cinco tratamentos

Tratamentos ¹	T1	T2	T3	T4	T5
UFC/g					
03/mai	6 x10 ⁵				
07/jun	0	0	0	0	0
11/jun	0	0	0	0	0
29/jul	0	0	0	0	0

Nota¹: T1: Ovino e palha (30:1), T2: Ovino e palha (19:1), T3: Bovino e palha (30:1), T4: Bovino e palha (19:1), T5: Ovino, bovino e palha (19:1).

Nota²: 03/mai (início pré-compostagem), 07 jun (final pré-compostagem/início vermicompostagem), 11/jun (lavagem dos compostos), 29/jul (final vermicompostagem).

O rápido aumento de temperatura nos primeiros dias de enleiramento, possivelmente influenciou o comportamento observado, todavia a competição dentro dos sistemas favoreceu a eliminação das bactérias *E.coli*. Nesse período os tratamentos atingiram o pico das temperaturas máximas em 50°C (T1), 53°C (T2), 59°C (T3), 37° C (T4) e o 55°C (T5). Segundo Varman; Evans (1996), as bactérias *E.coli* tem uma temperatura ótima de crescimento entre 35 e 40°C, porém sobrevivem e conseguem se desenvolver em ambientes com temperaturas entre 7°C e 46°C. Os valores superiores a 46°C nos tratamentos 1, 2, 3 e 5 podem ter limitado o desenvolvimento e as atividades de tais bactérias.

As placas apresentaram micro-organismos com características típicas de colônias de bactérias do grupamento coliformes termotolerantes (coloração azul), conforme observado na Figura 55, sendo confirmada a existência de *E. coli* por meio

dos testes morfotintorial de coloração de Gram e teste bioquímico, para ambos tratamentos conforme Figura 55.

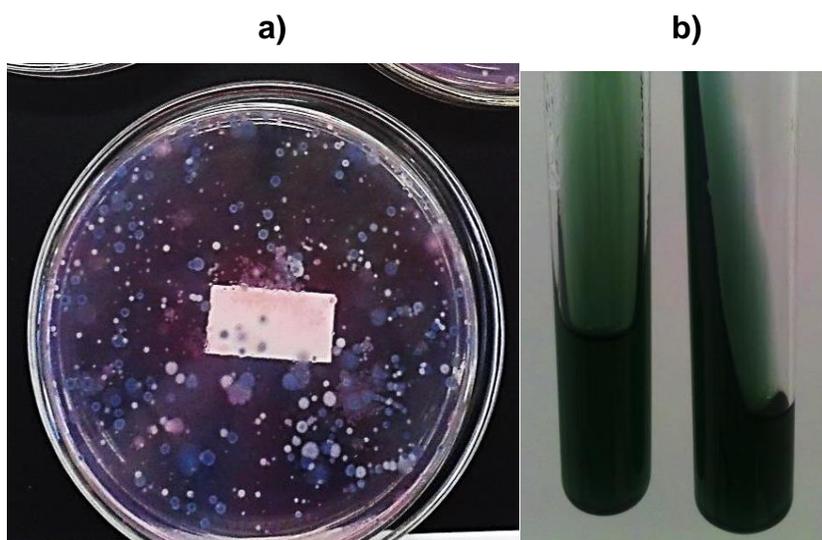


Figura 55 - Resultados para bactérias da espécie E.coli. a) Características típicas de contaminação por E.coli. b) Confirmação de bactérias E.coli através do teste bioquímico utilizando o meio de cultura Citrato de Simmons.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com relação ao processo de pré-compostagem dos resíduos estudados pode-se constatar que:

- Todos os tratamentos, exceto o T4, atingiram temperaturas termofílicas, necessárias para a sanitização dos resíduos.
- Todos os tratamentos apresentaram redução de peso e volume, com destaque para o T1, que apresentou os maiores percentuais.
- O processo de compostagem ocorreu em meio alcalino.
- Houve redução da condutividade elétrica dos compostos e os maiores valores ao final da pré-compostagem foram observados para os tratamentos com relação C/N inicial de 19:1.
- Houve redução de sólidos voláteis e carbono em todos os tratamentos, com destaque para T3 e T5. No entanto, esta redução ficou aquém dos valores descritos na literatura, o que pode estar associado ao pequeno tempo de condução do processo.
- Os maiores valores de nitrogênio foram observados para T2, T4 e T5, contudo a diferença entre todos os tratamentos é mínima.
- A relação C/N diminuiu para todos os tratamentos, com exceção do T4. No entanto, a relação C/N final do processo de pré-compostagem não indicou a completa estabilização dos compostos, o que já era esperado, haja visto o curto tempo no qual o processo foi desenvolvido.

Com relação ao processo de vermicompostagem dos resíduos estudados pode-se constatar que:

- Todos os tratamentos apresentam comportamento similar entre si quanto à temperatura.
- Todos os tratamentos apresentaram redução de peso e volume, com destaque para o T1, que apresentou os maiores percentuais de redução de volume.
- O processo de vermicompostagem ocorreu em meio alcalino.

- Houve aumento da condutividade elétrica no T4 e T5, tratamentos com relação C/N inicial de 19:1, entretanto esse aumento não foi elevado o suficiente para causar toxicidade às minhocas.
- Houve redução de sólidos voláteis e carbono em todos os tratamentos. As maiores reduções de carbono foram observadas para T3 e T4 atendendo a normativa exigida por MAPA (BRASIL, 2009) para aplicação agrícola.
- Os maiores valores de nitrogênio foram observados para T2, T3 e T4.
- Quanto à relação C/N, T2, T4 e T5, estão aptos a serem comercializados, de acordo com legislação proposta por MAPA (BRASIL, 2009).

Com relação ao desempenho das minhocas da espécie *Eisenia foetida* frente aos tratamentos pode-se constatar que:

- As minhocas da espécie *Eisenia foetida* não responderam bem às baixas relações C/N iniciais, visto que foram observadas mortes das minhocas nos tratamentos com relação C/N inicial 19:1.
- As minhocas da espécie *Eisenia foetida* não suportaram baixas temperaturas ambiente ocorridas no período do estudo.

Com relação ao comportamento microbiológico dos processos de pré-compostagem e vermicompostagem pode-se constatar que:

- Foi observada total sanitização do composto quanto às bactérias da espécie *E.coli* ao final da pré-compostagem e durante todo o processo de vermicompostagem.

Tendo em vista os resultados apresentados pelo presente estudo, recomenda-se para futuros projetos a avaliação do teor de nitrogênio amoniacal durante todo o processo de vermicompostagem, pois este parâmetro pode causar toxicidade às minhocas. Também sugere-se o monitoramento diário da temperatura ambiente máxima e mínima, além de se evitar conduzir o processo em períodos muito frios, devido a não aceitação das minhocas às baixas temperaturas.

7 CONCLUSÃO

Concluiu-se que ao final do processo todos os tratamentos apresentaram descaracterização do material de origem, todavia o tratamento 4 demonstrou visualmente pior degradação da matéria orgânica e comportamento atípico para todos os parâmetros avaliados, não sendo, portanto, indicado para aplicação em larga escala, muito embora reflita uma das composições mais próximas da realidade dos produtos no meio rural.

Também é possível concluir que as minhocas desenvolvem-se bem tanto em vermicompostagem com dejetos ovinos, quanto em vermicompostagem com dejetos bovinos. O que determinou a aceitação e desempenho das minhocas a tais compostos foi quantidade de material nitrogenado adicionado ao processo.

As condições atípicas de temperaturas comprometeram o processo de vermicompostagem, apontando a não aceitação das minhocas das espécies *Eisenia foetida* às baixas temperaturas.

REFERÊNCIAS

ABREU, I. M. O.; JUNQUEIRA, A. M. R.; PEIXOTO, J. R.; OLIVEIRA, S. A. Qualidade microbiológica e produtividade de alface sob adubação química e orgânica. **Revista Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 30, p.108-118, maio 2010.

ADDIS, H. K. **Effects of Carbon to Nitrogen ratio on vermicomposting of Rice husk and Cow dung with fresh Biosolid**. Tese – Mestrado em Ciências Licenciatura em Gestão de Recursos Terrestres Tropical, jan 2009.

AHN, H. K.; MULBRY, W.; WHITE, J. W.; KONDRAD, S.L. Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. **Bioresour Technol**, v.102, p. 2904 – 2909, 2011.

ALMEIDA, M. L.O.; VILHENA, A. **Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado**. 2 ed. IPT/CEMPRE, São Paulo. p. 370, 2000.

ALVES, S. K.; CARVALHO, F. F. R.; FERREIRA, M. A.; VÉRAS, A. S. C.; MEDEIROS, A. N.; NASCIMENTO, J. F.; NASCIMENTO, R. L. S.; ANJOS, A. V. A. Níveis de energia em dietas para ovinos Santa Inês: características de carcaça e constituintes corporais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.32, n.6, p.1927-1936, 2003.

AMARAL, C. C.; AMARAL, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S.; MACHADO, M. R. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Revista Ciência Rural**, v.34, n.6, p.1897-1902, nov/dez. 2004.

AMORIM, A. C; LUCAS JUNIOR, J.; RESENDE, K.T. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. **Revista Engenharia Agrícola**, v.25, n.1, p.57-66, jan./abr. 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1193 p.

ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S.; OLSZEWSKI, N. **Propriedades químicas de uma terra roxa estruturada influenciadas pela cobertura vegetal de**

inverno e pela adubação orgânica e mineral. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 24, N. 3, p. 609-620, 2000. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo Viçosa, Brasil.

ANDREOLI, C. V. **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. Rio de Janeiro: Rimas, ABES, 2001.

ANDREOLI, C. V.; BACKES, S. A.; CHERUBINI, C. **Avaliação do processo de compostagem utilizando podas verdes e resíduos do saneamento**. Anais FERTIBIO 2002. Rio de Janeiro, 2002. 5p.

AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; SILVA, V. F. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem. **Comunicado Técnico Embrapa**, n. 08, p.1/6, dez/92.

AQUINO, A. M.; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos. **Circular Técnica 12**, Seropédica RJ, 2005.

AUGUSTO, K. V. Z. Manejo de dejetos em granjas de postura comercial. **Revista Avicultura industrial**, v. 05, n. 1134, p. 28-30, 2005.

AUGUSTO, K.V.Z.; LUCAS JÚNIOR, J.; MIRANDA, A.P. **Redução de volume e peso durante a compostagem de dejetos de galinhas poedeiras**. I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Tratamento de Dejetos de Animais. Florianópolis, Santa Catarina, 2009.

AZZINI, A.; ZIMBACK, L.; TOMAZ, R. M. A. G. **Palha de cana de açúcar como matéria-prima na obtenção de fibras celulósicas para papel**. Bragantina, Campinas, v.55, n.1, p. 137-140, 1996.

BARBERI, T. H. R.; BARCELOS, S. I. **Produção de fertilizante orgânico a partir do bagaço de cana-de-açúcar: uma alternativa para o gerenciamento do resíduo oriundo de indústrias sucroalcooleiras**. VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica. Uberlândia, 2009.

BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção.** Tese - Doutorado em Saúde Ambiental. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BARRINGTON, S.; CHOINIERE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. **Bioresource Technol.** v.83, p.189–194, 2002.

BERNARDI, H. F. **Uso do processo de compostagem no aproveitamento de resíduos de incubatório e outros de origem agroindustrial.** Mestrado – Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC, 1999. 120 p.

BONILHA, R. P. **Queima da palha da cana-de-açúcar: questões jurídicas e sócio-econômicas.** Presidente Prudente: Monografia - Faculdade de Direito de Presidente Prudente – SP, 2007.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The Nature and Properties of Soils**, 13th ed. Prentice Hall, New Jersey, 2002.

BRITO, A. E.; SALGUEIRO, A. A. Tratamento de resíduo sanguíneo de hemocentro por vermicompostagem. **Revista Ciências & Tecnologia**, n. 1, jul/dez 2007.

BRITO, L. M.; AMARO, A. L.; FERNADES, A. S. Efeito do arejamento no processo de compostagem da fração sólida do chorume de pecuária leiteira. **Revista Ciências Agrárias**, v.32, n. 1, p. 298-231. Lisboa, 2009.

CARNEIRO, J.L. Compostagem de resíduos agroindustriais: revolvimento, inoculação e condições ambientais. Mestrado – Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.

CAYUELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINNICCO, T.; FRANKE – WHITTLE, I. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source on process performance. **Bioresource Technonology**, v.100, p.3096 – 3106, 2009.

CEKMECELIOGLU, D.; DEMERCI,A.; GRAVES,R. E.; DAVITT, N .H.Applicability of optimized in-vessel food waste composting for windrow systems. **Bioresource Techonology**, v.91, p.479 – 346, 2005.

CESTONARO, T. **Adição de dejetos de bovinos de corte em processos biológicos de estabilização de cama de ovinos**. Dissertação – Mestrado em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2013.

CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; MARTINS, M. F. L. **Vermicompostagem de cama de ovinos em mistura com dejetos de bovino de corte: aspectos da estabilização do resíduo**. X Congreso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA 2012 e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2012.

CLEMENTINO, H. R. **Utilização de subprodutos agroindustriais em dietas de ovinos de corte: consumo, digestibilidade, desempenho e características de carcaça**. Tese - Doutorado Integrado em Zootecnia - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2008.

COSTA, M. S. S. M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes**. Tese – Doutorado em Agronomia – UNESP. Botucatu, 2005.

COULIBALY, H.K.; BI, I .A. Z. Influence of animal wastes on growth and reproduction of the African earthworm species *Eudrilus eugeniae* (Oligochaeta). **European Journal of Soil Biology**, v.46,n.3-4,p.223-229, 2010.

DIAZ, M. J.; MADEJÓN, E.; LÓPEZ, R.; CABRERA, F. Composting of vinasse and cotton gin waste by using two diferente systems. **Resources, Conservation and Recycling**. v.32,p. 235-248, 2002.

DELGADO, R. P. **Evolução e perfil do emprego no setor sucroalcooleiro paranaense**. Caderno IPARDES. Curitiba, PR, v.2, n.1, p. 44-57, jan./jun 2012.

DORAN, J. W.; LINN, D. M. Bacteriological quality of runoff water from pastereland. *Applied and Environmental of Microbiology*, v.37, p.985-991, 1979.

EGHBALL, B. Nutrient, carbon and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.26, n.1, p.189-93, 1997.

ELANGO, D.; THINAKARAN, N.; PANNEERSELVAM. P.; SIVANESAN, S. Thermophilic composting of municipal solid waste. **Appl. Energy**, v.86, p.663-668, 2009.

ENSMINGER, M. E., OLDFIELD, J. E. W. W. HEINEMANN. **Feeds & Nutrition**. 2 ed. Clovis, California, The Ensminger Publishing Company, 1990. 1544 p.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. P. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. Londrina: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FRANCIELE, A. C. F. **Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia**. Engenharia Ambiental, v.5, n.3, p.178-191, set/dez 2008.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos Alimentos**. São Paulo: Atheneu, 2008. 182p.

FREITAS, Z. J. **Esterqueiras para dejetos bovinos**. Manual técnico, v. 04, p. 04-09, jul., 2008.

FRITSH, C. R. P. **A temperatura como parâmetro acessível e possível de ser utilizado no controle do processo de compostagem em municípios de pequeno e médio porte**. Dissertação – Mestrado em Ciências na Área de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

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

GARRÉ, S. **Análise para implantação de uma usina de compostagem no município de Pelotas, RS**. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas,RS, 2012.

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

GAVA, G. J. C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; OLIVEIRA, M. W. Recuperação do nitrogênio N-15 da uréia e da palhada por soqueira de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 621-630, 2003.

GIFFONI, P.O.; LANCE, L. C. **A utilização de borra de fosfato como matéria-prima alternativa na fabricação de tijolos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.2, abr/jun, 128-136, 2005.

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

GODOY, R. R.J. **Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, utilizando a *Eisenia foetida* Savigny**. Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais da Amazônia. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.

GOMES, A. P.D. **Fundamentos da compostagem de resíduos sólidos**. Dissertação – Doutorado em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Universidade de Aveiro, 2001.

GOYAL, S.; DHULL, S.K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresour Technol.* v.96, p.1594 – 1591, 2005.

HASSE, I. **Ocorrência de microrganismos fitopatogênicos e sementes de plantas daninhas em diferentes vermicompostos produzidos e comercializados na região metropolitana de Curitiba – PR**. Dissertação– Curso de Pós-Graduação em Agronomia. Área de Concentração Ciências do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N.; CHERIF, A.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresour Technology**, Amsterdam, v. 80 , p. 217-25, 2001.

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

HERBETS, R. A. **Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos**. Mestrado - Introdução à Biotecnologia. Departamento de Bioquímica. Universidade Federal de São Carlos, 2005.

HUANG, G.F.; WONG, J.W.C., WU, Q. T.; NAGAR, B.B. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, v. 24, p.805-813, 2004.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. Disponível em:<
<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. 2013. Acesso em 10. set. 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em:<
http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2241&id_pagina=1>. 2011. Acesso em 10. dez. 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <
http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2272&id_pagina=1>. 2012. Acesso em 20. dez. 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/estProdAgr_201301.pdf>. 2013. Acesso em 23. jan 2013.

KADER, N. A.; ROBIN, P.; PAILLAT, J. M.; LETERME, P. Turning, compacting and the addition of water factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. **Bioresouce Technology**, v.98, p. 2619 -2628, 2007.

KARMEGAM, N.; DANIEL, T. Investigating efficiency of *Lampito mauritti* (Kinberg) and *Perionyx ceylanensis* Michaelsen for vermicomposting of different types of organic substrates. **The Environmentalist**, v.29, n.3, p.287-300, 2009.

KASNOWSKI, M. C. **Listeria spp., Escherichia coli. Isolamento, identificação, estudo sorológico e antimicrobiano em corte de carne bovina (alcatra) inteira e moída**. Dissertação – Mestrado Concentração em Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico. Universidade Federal Fluminense, 2004.

KIEHL, E. J.; PORTA, A. **Análises de lixo e composto**. 1 Ed. Piracicaba: ESALQ, 1980. 55p.

KIEHL, E. J. **500 perguntas e respostas**. 1 ed . Piracicaba. Agronômica Ceres Ltda, 2008, 227p.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. Piracicaba: Kiehl,1998.

KIEHL, E. J. **Novos Fertilizantes Orgânicos**. 1 Ed . Piracicaba: Editora Degaspari 2010, 248 p.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. 1 ed . Piracicaba. Agronômica Ceres Ltda, 1985, 492p.

KONZEN, A. E.; ALVARENGA, C.R. **Fertilidade de solos**. ISSN 1679-012. 2 ed, dez./2006. Disponível em:
<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho_2ed/ferorganica.htm>. Acesso em: jan de 2013.

KUMAR, R.; VERMA, D.; SINGH, B.L.; KUMAR, U.; SHWETA. Composting of sugarcane waste by products through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. **Bioresource Technol.** v.101, p.6707–6711,2010.

LACERDA, A.; GIORI, F.; BONILLA, G.E.; RODRIGUES, M. TONIETO, T. **A técnica de compostagem e seu uso na agricultura**. Departamento de solos e nutrição de plantas, Piracicaba, SP, 2012.

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A importância Ambiental da Vermicompostagem: Vantagens e Aplicações**. p. 80; p. 89, 2005.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.27,p.821-832, 2003.

LI. X.; ZHANG. R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 367– 368, 2008.

LOH, T.C.; LEE, Y.C.; LIANG, J.B. e TAN, D. Vermicomposting of cattle and goat manures by *Eisenia foetida* and their growth and reproduction performance. **Bioresource Technology**, 2004.

LORIN, F. E. H. **Processos biológicos de estabilização de dejetos da bovinocultura de corte: qualidade do adubo orgânico produzido**. Qualificação – Mestrado em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual Oeste do Paraná. Cascavel, 2013.

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

LOURENÇO, N. M. G. **Características da minhoca Epígea *Eisenia Foetida* – benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes da sua utilização**. Disponível em < <http://www.slideshare.net/FuturambGSR/caractersticas-da-minhoca-epgea-eisenia-foetida-benefcios-caractersticas-e-emaisvalias-ambientais-decorrentes-da-sua-utilizao>>, 2010. Acesso em 10. jan 2013

MACHADO, R. C. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar**. Dissertação – Mestrado Agronomia – UNESP. Botucatu, 2011.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 Ed. Piracicaba. : Potafos, 1997.319p.

MANSO, K. R. J.; FERREIRA, O. M. **Confinamento de Bovinos: Estudo do Gerenciamento dos Resíduos**. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental. Goiânia, 2007.

MAPA .Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25. BRASIL, 2009.

MARQUES, M.; HOGLAND, W. **Processo descentralizado de compostagem em pequena escala para resíduos sólidos domiciliares em áreas urbanas**. XXXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Cancún México, 2002.
MORALES, D. S. A. **Resíduos sólidos de bovinos proveniente da estação de tratamento de efluentes de um frigorífico pelo processo de compostagem e vermicompostagem na produção de mudas de alface**. Dissertação - Mestrado

Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo. Universidade Federal de Santa Maria, 2011.

MORSELLI, T. B. A.; CRUZ, C. E. L.; POCAI, D. **Efeitos de Diferentes Resíduos no Comportamento de Eisenia foetida em Estação Quente: II – Acasalamento.** In: Congresso Gaúcho de minhocultura. Ciência Rural, Pelotas, v.2, n.1, p. 50 - 53, 1996.

NADOLNY, S. H. **Reprodução e desenvolvimento das minhocas (Eisenia Andrei Bouché 1972 e Eudrilus Eugeniae (Kinberg 1867)) em resíduo orgânico doméstico.** Dissertação: Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de concentração em Química e Biologia do Solo e Nutrição de Plantas Departamento de Solos, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para a produção de adubo orgânico na pequena propriedade. **Circular Técnica 59.** Embrapa, 2009

OLIVEIRA, E. C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. **Compostagem.** Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2008.

OLIVEIRA, E. M.; SANTOS, M. J. **Influência das minhocas sobre as características químicas de composto, vermicomposto e solo.** Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 1, p. 74-81, jan./abr. 2009.

OLIVEIRA, F. N. S.; LIMA, H. J. M.; CAJAZEIRA, J. P. **Uso da compostagem em sistemas agrícolas orgânicos.** Fortaleza, CE: Embrapa Agroindústria Tropical, 2004.

OLIVEIRA, E. M.; COSTA, X. F.; COSTA, C. C. Reprodução de minhoca (Eisenia Foetida) em diferentes substratos. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p. 146-150, dez 2008.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, F.; SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; OLIVEIRA, E. A. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.41, n.5, p.1301-1307, 2012.

PAGANS, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A, Ammonia emissions from the composting of diferente organic wastes. Dependency on process temperature. **Chemosphere**, v.62, p.1534-1542,2006.

PEREIRA, A. R.; FARIAS, S. A. C; FARIAS, R.T E.; PEDROSA,D. T.;CHAVES,C.D.A.
A compostagem como alternativa para a problemática dos resíduos agroindustriais no Sertão Paraibano. **Revista Verde** v. 8, n.1, p.269-273, 2013.

PEREIRA NETO, T. J. **Manual de compostagem : processo de baixo custo.**
Universidade Federal de Viçosa. p. 19; p. 27, 2007.

PEREZ, J. R. O.; CARVALHO, A. P.; PAULA, J. O. **Aspectos relacionados com a produção de carne ovina.** UNESP – Grupo de Nutrição de Ruminantes, 2008. 16 p.

PETRIC. I.; SESTAN, A.; SESTAN, I. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. **Process Safety and Enviromental Protection**, v.87, p.206-212, 2009.

PULLICINO, D. S. **Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of municipal solid waste.** Malta, 2002. 11p
Degree of master of science, Department of Chemistry, University of Malta.

QUEIROZ, F. F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina.** Mestrado:
Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento.
Universidade estadual de Londrina. Londrina, 2007.

REICHERT, G. A.; BIDONE, F. R. A. **Dinâmica de uma população de minhocas, durante o processo de vermicompostagem, quando submetida a rega com lixiviado de aterro sanitário.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

RICCI, M. S. F.; NEVES, M. C. P. Cultivo do Café Orgânico. **Circular Técnica**, Seropédica RJ, 2004.

RIBEIRO, H. V.; GHIZZO, R. M. Avanços e retrocessos: a expansão da lavoura canavieira em detrimento da policultura em municípios do Norte Paranaense. **Revista Tamoios**, ano VII. n.2, 2011.

RIBEIRO, M. G.; SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; HENRIQUE, W. SUGOHARA., A; AMORIM, A. C. Efeito da fonte protéica e do processamento físico do

concentrado sobre a terminação de bovinos jovens confinados e o impacto ambiental dos dejetos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, n.6, p.2082-2091, 2007.

ROCHA, F. R. F.; BARROS K. B.; QUEIROZ, F. P. F.; BATISTA, R. S.; SANTIAGO, N. C. R. Influência da salinidade da água de rega na sobrevivência da minhoca. **Revista Caatinga**, v.20, n.1, p.81-88, jan/mar 2007.

RODRIGUES, C. V.; THEODORO, V. C. A.; ANDRADE, I. F.; NETO, A. I.; RODRIGUES, V. N.; ALVES, F. V. Produção de minhocas e composição mineral do vermicomposto e das fezes procedentes de bubalinos e bovinos. **Revista Ciência e Agrotecnologia de Lavras**, v.27, n.6, p.1409-1418, nov./dez., 2003.

RODRIGUES, E. B. **Comparação técnico-econômica da colheita de cana-de-açúcar na região de Bandeirantes**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

SÃO PAULO. Lei Estadual nº 11.241/02 de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas, 2002.

SCHNORR, S. **Estudo de caso de compostagem de resíduos de podas urbanas e vermicompostagem de esterco bovino no centro estadual de educação profissional Manoel Moreira Pena**. Trabalho conclusão de curso - Faculdade União das Américas, Foz do Iguaçu, 2010.

SEMA. Resolução nº 076, de 20 de dezembro de 2010. Dispõe sobre eliminação gradativa da despalha da cana-de-açúcar através da queima controlada e dá outras providências. Paraná, 2010.

SESTAK, M. **Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão**. Trabalho de Graduação (Agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Marechal Cândido Rondon, 2002.

SEVERINO, S. L.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M. ; LUCENA, M. A.; GUIMARÃES, M. M. B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.5, n.001, Campina Grande, 2005.

SILVA, D. C.; COSTA, M. L.; MATOS, T. A.; CECON, R. P.; SILVA, D. D. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.487-491, 2002.

SILVA, F. C. E. **Produção de composto orgânico**. Trabalho de Conclusão de Curso Escola Agrotécnica Federal de Muzambinho, Escola Agrotécnica Federal de Muzambinho, Muzambinho, 2008.

SILVA, F. I. C.; GARCIA, A. Colheita mecânica e manual da cana-de-açúcar: histórico e análise. **Revista Nucleus**, v.6, n.1, abr. 2009.

SILVA, N. L. **Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais**. Mestrado – Engenharia Agrícola. Cascavel, 2007.

SOARES, J.P.; SOUZA, J.A.; CAVALHEIRO, E.T.G. Caracterização de amostras comerciais de vermicomposto de esterco bovino e avaliação da influência do pH e do tempo na adsorção de Co (II), Zn (II) e Cu (II). **Química Nova**, v.27, n.1, p.5-9, 2004.

SOUMARÉ, M.; DEMEYER, A.; TACK, F.M.G.; VERLOO, M.G. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. **Bioresource Technology**. v.81, pg.97–101, 2002.

SOUTO, P. M.; P. C; SOUTO, J. C.; SANTOS, R. V.; SOUTO, L. S. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**., v.29, p. 125-130, 2005.

SOUZA, C. R.; CAMPOS, R. V. M.; SANTOS, M. C; PRADO, H. R.; SERQUINEL FILHO; O. D. **Compostagem utilizando esterco bovino, bagaço de cana-de-açúcar e lodo de esgoto como prevenção de impacto ambiental no município de Campo Mourão –PR**. I Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2010.

STJ – Superior Tribunal de Justiça. Disponível em: <
http://www.stj.gov.br/portal_stj/publicacao/engine.wsp?tmp.area=398&tmp.texto=93100
>. 2009. Acesso em 20. Jan 2013.

SUSKEY, M.; SAMPAIO, S.C.; SUSKEY, F.L.; SUSKEY, F. L.; MALLMANN, L.S. Aspectos físicos químicos de vermicompostos produzidos a partir de esterco bovino e

compostos de resíduos verdes urbanos. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa , MG, v.15, n.1,p39-44, 2007.

KARNCHANAWONG, S.; SURIYANON,N. Household organic waste composting using bins with diferente types of passive aeration. **Resources, Conservation and Recycling**. v.55, p. 548-553, 2011.

SYMANSKI, S. C. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. Dissertação – Mestrado Microbiologia Agrícola e Ambiente. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 Ed. Porto Alegre: Departamento de solos UFRGS . 1995, 175p.

TEIXEIRA, L. B.; GERMANO, V. L. C.; OLIVEIRA, R. F.; FURLAN JUNIOR, J. Processos de compostagem usando resíduos das agroindústrias de açaí e de palmito do açaizeiro. **Circular Técnica 41**. Embrapa, 2005.

TIQUIA, S.M.; RICHARD, T.L.; HONEYMAN, M.S. Carbon, nutrient and mass loss during composting. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v.62, pg.15–24, 2002.

VALE, D .W. DO. **Efeito da aplicação de nitrogênio nos atributos químicos do solo, na nutrição e na produção de cana-de-açúcar**. São Paulo: Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2009.

VALENTE, S. B.; CORRÊA, K. E.; BRUM JR, S. B.; MANZKE, E. N.; JAHNKE, S. D.; CABRERA,R. B.; ORTIZ, S. T.; FAROFA, S. T.;CORRÊA, O. O.; ALMEIDA, R. G.; REIS, S. J.; XAVIER, G. E. **Comportamento da temperatura da biomassa durante o processo de compostagem de carcaças avícolas**. XXI Congresso de Iniciação Científica - Universidade Federal de Pelotas, 2007.

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

VELASCO, V. J.; ROBERT, P. B.; VICTOR, K. B. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 10959–10964, 2011.

VARMAN, A.H.; EVANS, M.G. **Foodborne pathogens**. An illustrated text. Marison publishing, 1996. 501p.

VERGNOUX, A. M.; GUILIANO, M.; LE DREAU, Y.; KISTER, J.; DUPUY, N.; DOUMENQ, P. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**, v. 407, p. 2390–2403, 2009.

VIEIRA, I. M. **Criação de minhocas: Comercialização, reprodução, produção, instalações, bons lucros**. São Paulo, 1998.

VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H. C. J.; FARONI, C. E.; OTTO, R.; TRIVELIN, M. O.; TOVAJAR, J. G. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p.2757-2762, 2008.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 222–227, 2007.