

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS  
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



Dissertação

**Tratamento de resíduos agropecuários através do  
processo de vermicompostagem**

**Gabriel Rockenbach de Almeida**

Pelotas, 2011

**Gabriel Rockenbach de Almeida**

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS ATRAVÉS DO PROCESSO  
DE VERMICOMPOSTAGEM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências (Produção Animal).

Orientador: Prof. Ph. D. Eduardo Gonçalves Xavier.

Co-Orientador: Prof. Dr. Victor Fernando Büttow Roll.

Pelotas, 2011

**Dados de catalogação na fonte:**  
( Marlene Cravo Castillo – CRB-10/744 )

A447t Almeida, Gabriel Rockenbach de

Tratamento de resíduos agropecuários através do processo de vermicompostagem / Gabriel Rockenbach de Almeida ; orientador Eduardo Gonçalves Xavier ; co-orientador Victor Fernando Büttow Roll. - Pelotas, 2011.-79f. - Dissertação ( Mestrado ) – .Área de conhecimento Produção Animal. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel . Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2011.

1.Esterco bovino 2.Serragem 3.Cinza de casca de arroz  
4.Minhocas 5.Eisenia andrei I Xavier, Eduardo Gonçalves(orientador) II .Título.

CDD 595.14

**Banca examinadora:**

---

Prof. Ph.D. Eduardo Gonçalves Xavier - UFPEL

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tânia Beatriz Gamboa Araújo Morselli - UFPEL

---

Prof. Dr. Berilo Brum Júnior – IF – Farroupilha/RS

---

Prof. Dr. Jerri Teixeira Zanusso - UFPEL

*“Hoje em dia, o ser humano apenas tem ante si três grandes problemas que foram ironicamente provocados por ele próprio: a super povoação, o desaparecimento dos recursos naturais e a destruição do meio ambiente. Triunfar sobre estes problemas, vistos sermos nós a sua causa, deveria ser a nossa mais profunda motivação.”*

**Jacques Yves Cousteau (1910-1997)**

**Aos meus pais,  
Celso Bueno de Almeida  
e Inês Rockenbach de Almeida  
pelos ensinamentos e princípios a mim doados.**

**Dedico**

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Ph.D. Eduardo Gonçalves Xavier, pela oportunidade, confiança, competência e consideração com que me orientou. O Admiro e respeito muito.

Ao Prof. Dr. Vitor Roll pela co-orientação e ajuda prestada.

Agradecimento especial à Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tânia Morselli, pelos ensinamentos, ajuda, e principalmente pela forma com que me acolheu na UFPEL. A quem também admiro e respeito muito, minha imensa gratidão.

Ao CNPQ pela concessão da bolsa de estudos.

Agradecimento especial à amiga e colega Beatriz Valente, pela parceria, ajuda e incentivo, e por *otras cositas más*. Muito obrigado de coração.

Aos alunos e colaboradores do grupo de estudos NEMAPEL, que foram parceiros dedicados em todos os trabalhos que realizamos em conjunto. Sentirei saudades.

Aos funcionários do DZ/FAEM/UFPEL, Ana, André, Vera, pela colaboração e amizade, em especial ao “seu Juca”, sem o qual a realização de muitos experimentos não seria possível.

Às colegas da sala 412, principalmente a Débora Lopes, pelo convívio e ajudas prestadas nessa etapa de nossas vidas.

Homenagem especial a amiga e colega, Naiana Manzke, que acabou se tornando uma irmã de coração. Muito obrigado pelo apoio e incentivo em todos os momentos. É um exemplo para mim.

Agradecimento mais que especial à amiga Shirley Altemburg, pelo incentivo (intimação) a realização do mestrado. Muito Obrigado!

Agradeço também a minha família, pais, irmãos, tios e primos, especialmente à minha dinda Lúcia Rockenbach. Pelo apoio, carinho, incentivo e compreensão durante todo esse período. São a razão das minhas conquistas. Amo muito, todos vocês.

## RESUMO

ALMEIDA, Gabriel Rockenbach de. 2011. 79p. **Tratamento de resíduos agropecuários através do processo de vermicompostagem.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas/RS.

O presente trabalho teve como objetivo o estudo da vermicompostagem como tratamento de esterco bovino misturado com serragem e cinza de casca de arroz, a fim de produzir um adubo orgânico com qualidade para ser comercializado e gerar uma fonte extra de renda para os produtores de gado de leite, minimizando assim os impactos ambientais gerados por este setor e tornando-o mais sustentável ambientalmente e economicamente. A vermicompostagem foi realizada em 20 caixas de madeira com dimensões de 0,40m x 0,50m x 0,30m instaladas em minhocário coberto. Em cada caixa foram inoculadas 300 minhocas da espécie *Eisenia andrei*. Foram testados cinco tratamentos com quatro repetições cada: T1 (100% esterco bovino); T2 (50% esterco bovino + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz); T3 (33% esterco bovino + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz); T4 (25% esterco bovino + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz); e T5 (25% esterco bovino + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado e o período experimental foi de 60 dias, sendo que a amostragem do húmus foi realizada aos 45 e aos 60 dias. Foram avaliados o pH, os teores de matéria seca, cinzas, matéria orgânica, carbono, relação C/N, nitrogênio, fósforo, cálcio, potássio e magnésio em todos os vermicompostos. Verificou-se que a vermicompostagem de esterco bovino puro é uma alternativa para o tratamento desse resíduo gerado no sistema de produção de gado de leite, pois o húmus produzido possui ótimas características químicas para ser utilizado na agricultura ou comercializado. Entretanto, as misturas com serragem e cinza de casca de arroz, nas proporções utilizadas, não produziram um adubo de qualidade conforme os parâmetros exigidos pela legislação.

**Palavras-chave:** Esterco bovino, serragem, cinza de casca de arroz, minhocas *Eisenia andrei*.

## ABSTRACT

ALMEIDA, Gabriel Rockenbach de. 2011. 79p. Treatment of animal production residues through earthworm composting. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas/RS.

A trial was conducted to evaluate earthworm composting as an alternative for treating a mixture of bovine manure, wood shavings and rice hull ash, in order to produce an organic fertilizer. The fertilizer might be sold, becoming an alternative income for dairy cattle producers and reducing the environmental impact of dairy cattle activity, turning it into an environmental friendly and economic activity. Earthworm composting took place in 20 wood boxes (0.40m x 0.50m x 0.30m). Each box received 300 earthworms (*Eisenia andrei*). A total of five treatments with four replications were studied: T1 (100% bovine manure); T2 (50% bovine manure + 25% wood shavings + 25% rice hull ash); T3 (33% bovine manure + 33% wood shavings + 33% rice hull ash); T4 (25% bovine manure + 50% wood shavings + 25% rice hull ash); and T5 (25% bovine manure + 25% wood shavings + 50% rice hull ash). A completely randomized design was used. ANOVA was used for data analysis and the averages were compared by Tukey test at 5%. Humus samples were collected at day 45 and at the end of trial (day 60). The following variables were studied: pH, dry matter, ash, organic matter, carbon, nitrogen, C/N ratio, phosphorus, calcium, potassium and magnesium. Earthworm composting of pure bovine manure is an effective alternative for treating such dairy cattle production residue. The produced humus contains physical and chemical properties which allow it to be used as an organic fertilizer. However, the mixture of wood shavings and rice hull ash does not produce a good quality fertilizer, according to the current Brazilian legislation.

**Key words:** bovine manure, wood shavings, rice hull ash, *Eisenia andrei*.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Coleta de esterco no estábulo (UFPEL, 2010).....	31
Figura 2	Esterco armazenado após a coleta (UFPEL, 2010).....	31
Figura 3	Cinza de casca de arroz sendo queimada no forno para aquecimento da caldeira (UFPEL, 2010).....	32
Figura 4	Caixa de madeira utilizada para vermicompostagem (UFPEL, 2010).....	33
Figura 5	Marcação das caixas de acordo com a proporção dos tratamentos (UFPEL, 2010).....	34
Figura 6	Unidades experimentais preenchidas com os resíduos (UFPEL, 2010).....	35
Figura 7	Homogeneização das misturas de resíduos (UFPEL, 2010).....	36
Figura 8	Inoculação das minhocas <i>Eisenia andrei</i> (UFPEL, 2010).....	36
Figura 9	Adição de água (UFPEL, 2010).....	37
Figura 10	Caixas cobertas com palha para retenção da umidade (UFPEL, 2010).....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Proporção dos resíduos utilizados em cada tratamento (UFPEL, 2010).....	34
Tabela 2	Caracterização química das matérias-primas utilizadas na vermicompostagem. Valores avaliados (UFPEL, 2010).....	38
Tabela 3	Valores de pH dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	43
Tabela 4	Teor de matéria seca (%) dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	44
Tabela 5	Teor de cinzas (%) dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	46
Tabela 6	Teor de nitrogênio (%) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	47
Tabela 7	Teor de matéria orgânica (%) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	49
Tabela 8	Teor de carbono orgânico (%) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	50
Tabela 9	Relação C/N nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	53
Tabela 10	Teor de fósforo ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	56
Tabela 11	Teor de potássio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	58
Tabela 12	Teor de cálcio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	60
Tabela 13	Teor de magnésio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).....	62

## SUMÁRIO

<b>1 Introdução .....</b>	<b>11</b>
<b>2 Revisão de literatura .....</b>	<b>14</b>
2.1 Resíduos orgânicos.....	14
2.1.1 Resíduos orgânicos de origem animal.....	15
2.1.1.1 Esterco bovino.....	15
2.1.2 Resíduos orgânicos de origem vegetal .....	16
2.1.2.1 Cinza de casca de arroz.....	16
2.1.2.2 Serragem.....	18
2.2. Vermicompostagem.....	19
2.2.1 Minhocas.....	20
2.2.1.1 Espécie.....	21
2.2.1.2 Fisiologia.....	21
2.2.1.3 Reprodução.....	22
2.2.2 Mineralização da matéria orgânica e produção de húmus.....	23
2.2.3 pH.....	27
2.2.4 Umidade.....	28
2.2.5 Temperatura.....	28
<b>3 Material e métodos.....</b>	<b>30</b>
3.1 Experimento.....	30
3.2 Local e duração do experimento.....	30
3.3 Material experimental.....	30
3.3.1 Resíduos orgânicos.....	30
3.3.1.1 Esterco.....	30
3.3.1.2 Serragem.....	32
3.3.1.3 Cinza de casca de arroz.....	32
3.3.2 Minhocas.....	32
3.4 Vermicompostagem.....	33
3.4.1 Manejo.....	37

3.5 Coleta das amostras.....	38
3.6 Variáveis analisadas.....	39
3.6.1 Análises químicas.....	39
3.6.1.1 pH.....	39
3.6.1.2 Matéria Seca.....	39
3.6.1.3 Cinzas .....	39
3.6.1.4 Matéria orgânica.....	39
3.6.1.5 Carbono orgânico .....	40
3.6.1.6 Nitrogênio .....	40
3.6.1.7 Relação C/N .....	40
3.6.1.8 Fósforo .....	40
3.6.1.9 Potássio.....	40
3.6.1.10 Magnésio .....	40
3.6.2 Análise estatística .....	41
<b>4 Resultados e discussão .....</b>	<b>42</b>
4.1 pH.....	42
4.2 Matéria seca.....	44
4.3 Cinzas.....	45
4.4 Nitrogênio .....	47
4.5 Matéria orgânica .....	49
4.6 Carbono orgânico .....	50
4.7 Relação C/N.....	52
4.8 Fósforo .....	56
4.9 Potássio .....	57
4.10 Cálcio .....	59
4.11 Magnésio.....	61
<b>5 Conclusão.....</b>	<b>64</b>
<b>6 Considerações finais.....</b>	<b>65</b>
<b>7 Referências.....</b>	<b>66</b>
<b>Apêndice.....</b>	<b>76</b>
<b>Anexo.....</b>	<b>78</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os sistemas de produção de alimentos tiveram um crescimento bastante considerável para poder atender a demanda da população mundial, que cresce a uma taxa de 1,5% ao ano (ANUALPEC, 2009). Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (Food and Agricultural Organization – FAO, 2009), até 2050 a produção de alimentos no mundo terá de dobrar para poder atender a essa demanda. Em consequência, a competição pelo uso do solo para plantio e criação de animais torna-se cada vez mais acirrada, sendo que cerca de 80% do aumento da produção animal será devido aos sistemas de confinamento de animais, utilizando maior tecnologia (FAO, 2009).

A bovinocultura leiteira está envolvida nesse processo, como demonstra a pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2009), em que a produção de leite no Brasil em 2009 atingiu a marca de 29,112 bilhões de litros, um acréscimo de 5,6% em relação ao ano anterior. Os principais produtores foram Minas Gerais (27,2%), Rio Grande do Sul (11,7%) e Paraná (11,5%).

Entre os agricultores familiares, a pecuária de leite é uma das principais atividades desenvolvidas, estando presente em 36% dos estabelecimentos classificados como de economia familiar, além de responderem por 52% do Valor Bruto da Produção total, oriundos do leite. As propriedades de agricultura familiar da Região Sul e do Centro-Oeste são as que mais trabalham com a pecuária leiteira, pois o leite está presente em 61% dos estabelecimentos das duas regiões. Na Região Sudeste são aproximadamente 44% das propriedades que trabalham com leite e nas Regiões Norte e Nordeste esse valor é menor, quando comparado com outras regiões brasileiras, cerca de 24% (ZOCCAL et al., 2010). A maioria dos produtores de leite desenvolve sua atividade em áreas predominantemente não superiores a 20 ha (MARTINS et al., 2006) e utilizam sistema de tratamento de dejetos na forma líquida (esterqueiras, lagoas, biodigestores).

Um dos maiores problemas do sistema intensivo de criação bovinos de leite é a quantidade de dejetos produzidos em uma área reduzida. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído, ultimamente, num desafio para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos. Esses resíduos, se manejados inadequadamente, podem causar impactos negativos no meio-ambiente, principalmente se forem na forma líquida. A contaminação do solo, lagos e rios pelos resíduos animais, a infiltração de águas residuárias no lençol freático são alguns dos problemas de poluição ambiental provocados pelos dejetos de animais (CAMPOS et al., 2002). Barth (1973), Garcia-Vaquero (1981), Müller (1987) e Norén (1987) alertam para os problemas relativos ao confinamento quanto aos efeitos nocivos dos gases (amônia, metano, sulfeto de hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, dióxido de enxofre, aminas, mercaptanos, ácidos orgânicos gordurosos e outros) produzidos pela fermentação anaeróbia dos dejetos, no interior das instalações, sobre os próprios animais e o homem.

De acordo com Roston e Silva (2009), um estudo realizado na Unidade Educativa de Produção (UEP) de Bovinocultura de Leite da Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes/MG (EAFI/MG), verificou que as lavagens diárias da sala de ordenha geraram 4,7 vezes mais efluentes poluentes do que a produção de leite. A quantidade total de efluentes orgânicos produzidos por confinamentos de vacas leiteiras varia de 9,0% a 12,0% do peso vivo do rebanho por dia e depende, também, do volume de água utilizado na limpeza e desinfecção das instalações e equipamentos da unidade de produção (CAMPOS, 2008).

De acordo com Campos (2008), geralmente há uma alternativa mais adequada para manejar o esterco de um determinado sistema de produção. Para cada caso deve-se projetar um sistema de tratamento e manejo mais apropriado àquela situação em particular. O conteúdo de umidade do esterco determina parcialmente como ele pode ser manejado e armazenado. O esterco produzido pelos bovinos, em vários tipos de instalações, varia em conteúdo de umidade, dependendo do tipo de alimentação e do tipo e quantidade de cama utilizada para os animais. Dessa forma, o esterco pode ser classificado de acordo com três consistências: sólido (16% ou mais de sólidos totais, ST), semi-sólido (12 a 16% de ST), e líquido (12% ou menos de ST). O manejo do esterco pode ser conduzido de

várias formas, de acordo com a conveniência e o tipo de sistema de produção a ser adotado, tais como: (a) convencional ou manejo de esterco na forma sólida, (b) manejo de esterco líquido, (c) manejo de esterco semi-sólido ou misto, (d) manejo em lagoas de estabilização (aeradas, aeróbias, anaeróbias e facultativas), (e) compostagem, e (f) combinações dos sistemas descritos acima. Cada um desses processos é dividido em cinco fases principais: (1) coleta, (2) armazenamento, (3) processamento ou tratamento, (4) transporte, e (5) utilização.

Dependendo do tipo de sistema de tratamento adotado, os custos com área, construção e manutenção podem ser elevados para produtores familiares, que não dispõem de muitos recursos financeiros. Dessa forma os tratamentos de baixo custo, com menor exigência de espaço físico, e que promovam a reciclagem dos resíduos, transformando-os em um produto de valor que possa ser comercializável, são mais recomendados e mais interessantes do ponto de vista econômico e ambiental.

Nesse sentido, a vermicompostagem é uma tecnologia de degradação e estabilização da matéria orgânica, após a ingestão dos resíduos orgânicos pelas minhocas (LAMIN, 1995), em que ocorre a aceleração da humificação devido à ação de enzimas produzidas no tubo digestório das minhocas, bem como pela presença de microrganismos (MARTINEZ, 1995). O vermicomposto produzido possui características húmicas de grande importância para a fertilidade do solo, podendo ser utilizado como adubo na propriedade ou comercializado.

Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo o estudo da vermicompostagem como tratamento de esterco bovino misturado com serragem e cinza de casca de arroz, a fim de produzir um adubo orgânico com qualidade para ser comercializado e gerar uma fonte extra de renda para os produtores de gado de leite, minimizando assim os impactos ambientais gerados por este setor e tornando-o mais sustentável ambientalmente e economicamente.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Resíduos orgânicos**

As atividades, agrícola e pecuária, assim como a indústria de transformação de seus produtos, geram grandes quantidades de resíduos orgânicos, incluindo folhas, palhas, cascas, bagaços, tortas, camas e esterco, carcaças de animais, entre outros. Todos esses resíduos, se não forem devidamente tratados, podem causar poluição no solo e nas águas (Nunes, 2010).

Entretanto, esses resíduos podem ser transformados em adubo orgânico através de tecnologias como a compostagem e a vermicompostagem. Os adubos orgânicos são os resíduos de origem animal (tais como esterco e urina proveniente de estábulos, pocilgas e aviários) ou vegetal (palhas e outros), que podem ser usados na forma líquida ou sólida. Os adubos orgânicos contêm nutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e micronutrientes, especialmente cobre e zinco. Os resíduos orgânicos, além de fertilizarem o solo, são ativadores da microbiota, melhoram a estrutura, aeração, aumentam a matéria orgânica e a infiltração da água das chuvas (PAULUS et al., 2000).

De acordo com Abreu Júnior et al. (2005), o interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira, quando devidamente tratados, está fundamentado nos elevados teores de carbono de compostos orgânicos (CO) e de nutrientes neles contidos, no aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e na neutralização da acidez. Aumentar os teores de CO e de nutrientes do solo pode significar melhorias nas suas propriedades físicas e químicas e, conseqüentemente, incrementos na produtividade e na qualidade dos produtos agrícolas, bem como redução nos custos de produção. Não obstante os benefícios, esses resíduos orgânicos podem apresentar potencial poluidor ou contaminante: a adição deles ao solo ou à água pode introduzir elementos inorgânicos ou compostos orgânicos tóxicos ou patogênicos na cadeia alimentar. As principais preocupações do agricultor com o uso de resíduos orgânicos devem ser: a quantidade de N adicionada ao solo e os teores de elementos e compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos que esses



materiais podem conter. Isso revela que o monitoramento das possíveis alterações que possam ocorrer no sistema agrícola, vinculado à legislação pertinente, é imprescindível para o sucesso da prática agrícola.

### **2.1.1 Resíduos orgânicos de origem animal**

A intensificação das atividades pecuárias trouxe benefícios para a produção, mas introduziu importantes questões ambientais, tornando-se uma preocupação tanto nos países desenvolvidos, como nos países em desenvolvimento (MARTINEZ et al., 2009). A produção intensiva de animais está ligada a uma série de efeitos ambientais, que incluem despejos no solo e na água (nitrogênio, fósforo e metais pesados), e as emissões de gases para atmosfera. Altos níveis de nitrogênio e fósforo no solo e nas águas superficiais podem levar a eutrofização, que envolve o crescimento excessivo de algas e poluição de mananciais, com efeitos adversos sobre a biodiversidade humana e uso das águas (HEIJ; ERISMAN, 1995, 1997). Dessa forma, a utilização de esterco para produção de húmus através da vermicompostagem é uma solução interessante do ponto de vista ambiental e econômico, pois o vermicomposto produzido pode ser comercializado tornando-se uma fonte de renda extra para os produtores.

#### **2.1.1.1 Esterco de bovino**

Entre os resíduos de origem animal, que podem ser utilizados na vermicompostagem, destacam-se os esterco, sobretudo o de bovinos, pois apresenta um teor de nitrogênio que ajuda as minhocas na decomposição do material orgânico, principalmente quando misturado com resíduos de vegetais, como palhadas. Os outros tipos de esterco, principalmente os de aves e de suínos, quando usados, devem ser de preferência misturados com o de bovinos, para evitar que o nitrogênio na forma de gás amônia seja tóxico para as minhocas (PAULUS et al., 2000).

A qualidade dos esterco varia com o regime alimentar do bovino e o manejo do rebanho, o que dificulta, algumas vezes, comparações da qualidade dos vermicompostos produzidos. Mas, de maneira geral, tem-se observado que as minhocas adaptam-se muito bem ao esterco bovino e a outros substratos misturados

ao esterco (AQUINO et al., 1994; KAUSHIK; GARG, 2004; PEREIRA; AZEVEDO, 2005).

As diferenças nos conteúdos de C e N nos dejetos podem estar relacionadas com o efeito da sazonalidade na produção dos alimentos, visto que, durante o período da seca, que compreende a estação de inverno e parte da primavera, há menor incidência de chuvas e, portanto, maior dificuldade na produção de forragens, acarretando em perdas de qualidade e quantidade. A qualidade da fração carbono será depreciada pelo incremento de parede celular e redução de conteúdo celular na composição das forragens; já o nitrogênio poderá ter sua disponibilidade reduzida, visto que poderá estar associado à fração fibrosa. Esses parâmetros colaboram para a redução da digestibilidade dos alimentos e conseqüente enriquecimento das fezes; no entanto, esse incremento não significa melhoria na composição dos dejetos (AMORIN et al., 2005).

### **2.1.2 Resíduos orgânicos de origem vegetal**

Diversos resíduos vegetais podem ser reciclados pelo processo de vermicompostagem, como palha de gramíneas (aveia, milho, grama), bagaço de cana, sabugo triturado e palha de leguminosas (feijão guandú, crotalárias), casca de arroz, serragem e erva-mate. É interessante que a serragem e a casca de arroz não sejam usadas em grandes quantidades na vermicompostagem porque a decomposição do material seria muito lenta, atrasando a produção do húmus, devido a alta relação C/N desses materiais (PAULUS et al., 2000).

#### **2.1.2.1 Cinza de casca de arroz**

A possibilidade de aproveitamento da cinza de casca de arroz é extremamente significativa para o Brasil, e em particular para o Rio Grande do Sul, que apresenta uma geração potencial superior a 300 mil toneladas de cinza a partir do aproveitamento energético de casca de arroz (KIELING, 2009).

Alguns pesquisadores (SRIVASTAVA et al., 2006, 2008; BHATTACHARYA et al., 2006; NAIYA et al., 2009) estudaram a eficiência de adsorção de cinza residual, ou seja, oriunda da queima da casca de arroz para produção de energia em empresas, para utilização como adsorvente de metais pesados no tratamento de

efluentes industriais e observaram que em condições adequadas de queima e pH pode ser utilizada para adsorção de metais pesados. A casca de arroz após a queima apresenta estrutura celular porosa, resultante da remoção de lignina e celulose durante a queima, uma vez que a celulose é o maior constituinte orgânico da casca (DELLA et al., 2001).

De acordo com Della et al. (2001) a cinza de casca de arroz é composta em maior parte por óxidos de sílica ( $\text{SiO}_2$ , 96,65%), e em quantidades inferiores por outros óxidos, como potássio ( $\text{K}_2\text{O}$ , 0,88%), cálcio ( $\text{CaO}$ , 0,50%), alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ , 0,13%), magnésio ( $\text{MgO}$ , 0,74%) e fósforo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , 0,71%), o que justifica o interesse desse material para o emprego como matéria prima de materiais silicatados na indústria da construção civil.

A cinza de casca de arroz apresenta coloração diferenciada, dependendo do tratamento de queima realizado, o que influencia também o teor de carbono. Conforme exposto por Santos (1997), a queima parcial gera uma cinza com teor de carbono mais elevado e, em consequência, de coloração preta. Quando inteiramente queimada, resulta em uma cinza de cor acinzentada, branca ou púrpura, cuja cor é fortemente dependente das impurezas presentes e das condições de queima. No estudo realizado por Della et al. (2001), a cinza de casca de arroz apresentou teor de 8,8% de C e coloração preta.

Antoniolli et al. (2009) utilizaram a cinza de casca de arroz misturada com esterco bovino em diferentes proporções na vermicompostagem para avaliar o crescimento e a reprodução das minhocas. Os autores verificaram que a utilização de 50% de cinza proporcionou maior número de casulos do que os tratamentos com menor proporção de cinzas, já o desenvolvimento de minhocas jovens e adultas não foi diferente. Schiavon et al. (2007), avaliando os efeitos da adição de diferentes proporções de casca de arroz natural (25 e 50%) e casca de arroz carbonizada (25 e 50%) ao esterco bovino, na multiplicação e reprodução de *Eisenia foetida*, observaram que a adição de 25% de casca de arroz natural ao esterco proporcionou as melhores condições para o desenvolvimento das minhocas, favorecendo a sua locomoção e respiração.

Kist et al. (2007), realizaram a vermicompostagem com objetivo de avaliar a eficiência da casca de arroz natural, moída e tratada quimicamente com álcalis e da casca de arroz carbonizada como substrato para a multiplicação de matrizes da espécie *Eisenia foetida*. Os resultados obtidos por esses autores mostraram que a inclusão de casca de arroz ao esterco bovino favoreceu o desenvolvimento e a taxa de reprodução das minhocas. Dentre as formas de casca de arroz avaliadas neste estudo, a carbonizada apresentou os melhores resultados para todos os parâmetros analisados (número de indivíduos jovens e adultos, número de casulos, e o índice de multiplicação das minhocas), podendo ser utilizada juntamente com o esterco bovino nas práticas de vermicultura e vermicompostagem.

### **2.1.2.2 Serragem**

A serragem, ou pó de madeira, é um resíduo da indústria madeireira, formado quando a madeira é cortada, ou serrada, como o próprio nome se refere. Sendo assim, é um resíduo de origem vegetal e, como a maior parte dos compostos de origem vegetal, pode ser considerada lenhinoceluloses. Coletivamente, os componentes celulósicos são referidos como holocelulose, e consistem de celulose e hemicelulose (LYNCH, 1985). A celulose é um carboidrato constituído por glucose e hemicelulose, que é um polímero heterogêneo de hexoses e pentoses. Por sua vez, a lenhina é um polímero formado por três ácidos fenólicos.

Os menores constituintes de certas lenhinoceluloses (madeiras, palha de arroz e de trigo, bambu, bagaço de cana, etc.) são proteínas, pectinas, lipídios e minerais (com base no peso), enquanto que os maiores constituintes são a celulose, com 30 a 44%, a hemicelulose com 18 a 39% e a lenhina com 12 a 28% (LYNCH, 1985).

Os principais fatores que afetam o metabolismo de decomposição da celulose são: a disponibilidade de nitrogênio, oxigênio, a temperatura, a umidade, o pH, a presença de outros hidrocarbonetos e a presença de lenhina (PEREIRA NETO, 1987), sendo que a aplicação de N inorgânico em materiais celulósicos (de elevada relação C/N) acelera a sua decomposição. Esta é realizada pela ação de microrganismos criófilos, mesófilos e termófilos, nas faixas de temperatura que vão dos 20 a 28°C (bactérias da decomposição da celulose) a faixas termófilas de 45 a

55°C (fungos) e 50 a 55°C (actinomicetos), assumindo-se as bactérias aeróbias, os fungos e os actinomicetos, como os organismos decompositores mais eficientes (RUSSO, 2003). No processo de vermicompostagem não deve ocorrer temperaturas superiores a 30°C, sendo assim a decomposição da celulose é realizada por bactérias e enzimas presentes no tubo digestório das minhocas (RUPPERT et al., 2005).

Da mesma forma, teores de umidade acima de 70% criam condições de anaerobiose, o que impede a atividade dos microrganismos aeróbios e reduz a decomposição destes materiais, que por si só, já são de difícil decomposição (FINSTEIN, 1982). Dessa forma a umidade ótima está no intervalo de 40 a 60%.

De acordo com Russo (2003), a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém a sua eficiência não é 100% e a demanda de C é maior que a do N. Apesar da grande diferença de demandas, a carência de N é limitante no processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular. Quando parte do C disponível é de difícil ataque, como a lenhina, celulose e hemicelulose, é aconselhável utilizar uma relação C/N maior, pois o C biodisponível é inferior ao C total. Quando há um decréscimo da relação C/N inicial de 35 a 40/1 para uma relação final de 18 a 20/1, traduz-se normalmente por um avanço no grau de maturação. Por outro lado, se o material for rico em nitrogênio, ou seja, com baixa relação C/N (10/1 ou inferior), com o avanço da degradação a relação C/N tende a aumentar devido à perda do nitrogênio (ZUCCONI et al, 1987).

## **2.2 Vermicompostagem**

A vermicompostagem pode ser definida como a transformação e estabilização da matéria orgânica, resultante da ação combinada das minhocas, da microflora que vive em seu trato digestório e de microrganismos (AQUINO, 1992; SUTHAR, 2009a).

Os resíduos orgânicos gerados pelos sistemas produtivos, agropecuários, industriais e até pelas atividades domésticas, podem ser transformados, pelo processo de vermicompostagem, em fonte de nutrientes, tanto para a produção agrícola quanto para a produção de minhocas, que podem ser utilizadas na alimentação animal (VIEIRA, 1997). Diversos estudos foram realizados para o emprego da vermicompostagem como tecnologia de reciclagem de resíduos

orgânicos em diferentes setores produtivos, como têxteis (ROSA et al., 2007), destilaria (SUTHAR; SINGH, 2008), papel (GARG et al., 2006; GUPTA; GARG, 2009), indústrias alimentícias (SCHULDT et al., 2005), bem como lodos de estações de tratamento de efluentes (SUTHAR, 2009a).

Realizando vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes em mistura com palha, Suthar (2009a) observou, no vermicomposto produzido, uma redução do C orgânico (entre 4,8 e 12,7%) e do K trocável (entre 3,2 e 15,3%), e um aumento nos teores de N total (entre 5,9 e 25,1%), P disponível (entre 1,2 e 10,9%), Ca (entre 2,3 e 10,9%), e Mg trocáveis (entre 4,5 e 14,0%). Em outro experimento utilizando resíduos vegetais de supermercados em misturas com esterco bovino, palha de trigo e chorume de biodigestores em diferentes proporções, Suthar (2009a), verificou uma diminuição do C orgânico (entre 12,7 e 28%) e da relação C/N (entre 42,4 e 57,8%), e um aumento do N total (entre 50,6 e 75,8%), P disponível (entre 42,5 e 110,4%), e K trocável (entre 36,0 e 78,4%). Garg et al. (2009) verificaram que os resíduos de papel não reciclável podem ser adicionados em até 30% em mistura com esterco animal para produção de húmus. No estudo, os autores observaram uma redução nos teores de cinza e C orgânico total (entre 42,5 e 56,8%), e aumento do N total (200%), K total (200%), P total (150%), e diminuição da relação C/N de 82%, após 91 dias de vermicompostagem.

### **2.2.1 Minhocas**

As minhocas são animais que fazem parte da macrofauna edáfica, e compõem grande parte dos ecossistemas terrestres (BARTLETT et al., 2010). Darwin (1881) foi o primeiro a estudar e reconhecer o importante papel das minhocas na formação do solo. Sua atuação na pedogênese e formação do perfil do solo é significativa, pois elas podem ingerir de duas a trinta vezes o seu peso corporal em solo por dia (LEE, 1985), realizando importantes transformações químicas, microbiológicas, e de propriedades físicas do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001). O papel desempenhado pelas minhocas nos solos, seja pela formação de galerias ou pelos seus excrementos, reveste-se de suma importância, uma vez que sua intervenção é importante e decisiva para a formação do húmus natural, componente imprescindível às terras férteis. Elas modificam profundamente as características físicas do solo, misturando seus horizontes e aumentando a aeração,

a drenagem e o poder de retenção de água e de nutrientes. Em suas dejeções, concentram-se nutrientes necessários ao crescimento dos vegetais, como N, P, K, e Ca, dentre outros (MOTTER et al., 1990).

#### **2.2.1.1 Espécie**

A maioria dos estudos de vermicompostagem foi realizada utilizando as espécies *Eisenia foetida*, *Eisenia andrei* (Bouché), *Eudrilus eugeniae* (Kinberg), *Perionyx excavatus* (Perrier) ou *Perionyx sansibaricus* (Perrier), embora a eficiência de transformação dos resíduos e a qualidade do produto excretado varia de acordo com a espécie e com as características e concentrações dos resíduos utilizados (BUTT, 1993; EMMERLING; PAULSCH, 2001; TOGNETTI et al., 2005; KHWAIRAKPAM; BHARGAVA, 2009). Para vermicompostagem, a espécie mais recomendada é a *Eisenia andrei*, também conhecida como Vermelha-da-Califórnia, por apresentar rápida taxa de crescimento, adaptabilidade às condições de cativeiro e alta taxa de multiplicação (ANTONIOLLI et al., 2002; BROWN; JAMES, 2007).

#### **2.2.1.2 Fisiologia**

As minhocas possuem o corpo dividido em anéis, separados por sulcos transversais. Esses anéis constituem os chamados segmentos ou metâmeros, que correspondem com exatidão à segmentação existente internamente. A boca da minhoca está localizada no primeiro segmento, sendo recoberta por um pequeno lóbulo, chamado prostômio. O ânus fica localizado no último segmento, e é conhecido como pigídio, e tem o formato de fenda vertical (SOUZA, 2010).

O sistema digestório da minhoca é constituído por um tubo que percorre todo o corpo, da boca até o ânus. A boca, que tem a função de sucção, se comunica com a faringe, onde existem glândulas que produzem uma saliva com ação proteolítica, que tem a função de umedecer os alimentos, os quais, por meio de um esôfago, são conduzidos a um papo, onde são guardados. As paredes do esôfago abrem-se em três pares de glândulas calcíferas, que secretam carbonato de cálcio, que age como neutralizante sobre a acidez dos alimentos. Depois disso, o alimento passa por uma moela, onde é triturado com a ajuda de grãos de areia ingeridos. A moela comunica-se com o intestino e este prolonga-se até a abertura do ânus. O húmus é expelido

na forma de um composto orgânico rico em nutrientes e de fácil absorção pelas plantas (SOUZA, 2010).

Os ceca são duas bolsas fechadas nas extremidades e dirigidas para frente, localizadas no intestino da minhoca e que oferecem espaço ao alimento durante sua lenta digestão. Nestas expansões laterais, que fazem dilatar a espessura do intestino da minhoca, podendo ocupar até três segmentos, encontra-se a amilase, a enzima que desdobra o amido de alimentos vegetais (RUPPERT et al., 2005).

As minhocas possuem cerdas (pequenos espinhos amarelados e voltados para trás), que auxiliam na locomoção, servindo de apoio e fixação às paredes das galerias. As minhocas não possuem visão nem audição, mas são lucífagas ou fotossensíveis (fogem da luz), enquanto o olfato e o tato são bastante aguçados (MORSELLI, 2009). Desse modo, elas buscam o alimento pelo cheiro e fogem do ambiente quando percebem odores estranhos.

Além de enzimas digestivas comuns, o epitélio intestinal das minhocas secreta também celulase (para digerir a parede celular das plantas) e quitinase (para digerir a parede celular de fungos), que são produzidas, também, por bactérias (RUPPERT et al., 2005). A amônia é o principal produto de excreção das minhocas, juntamente com a uréia (RUPPERT et al., 2005).

### **2.2.1.3 Reprodução**

As minhocas são hermafroditas que não se autofecundam. A permuta de sêmen ocorre quando dois vermes se justapõem, com formação de um casulo 48 h após a cópula. Uma camada mucosa é produzida sobre o clitelo, endurecendo gradativamente ao ser exposta ao ar. O interior dos casulos é preenchido por uma substância albuminóide da qual os embriões se nutrem. São expelidos por contração do animal e permanecem cerca de duas a três semanas no solo, ambiente onde eclodem os ovos. Cada casulo contém 10 a 20 ovos, onde se desenvolvem de dois a três indivíduos, em média (BIDONE, 2001).

O casulo contém as reservas nutritivas para o desenvolvimento do embrião, que leva de 14 a 44 dias, com uma média de 23 dias, ocorrendo então a eclosão das minhocas-filhas. Cada casulo pode dar origem a um número de minhocas que varia



de um a nove, com frequência média de três minhocas por casulo (VENTER; REINECKE, 1988). Em condições favoráveis, as minhocas-filhas atingem a maturidade sexual e com completa formação do clitelo, dentro de 40 a 60 dias, quando então estarão aptas à reprodução (AQUINO et al., 1992).

A densidade da população de minhocas no processo de vermicompostagem também é afetada pela mortalidade das minhocas adultas, como resultado da falta de alimento decorrente da produção do húmus. Em razão disso, a redução da densidade das minhocas adultas é esperada, como observada por Aquino et al. (1994).

### **2.2.2 Mineralização da matéria orgânica e produção de húmus**

Incorporando-se resíduos ao solo, dispondo-os em pilhas ou utilizando a ação combinada de minhocas e da microflora que vive em seu trato digestório, mantendo-se condições favoráveis e havendo a presença de microrganismos, haverá uma rápida decomposição, que decrescerá com o tempo. Como resultado dessa intensa digestão da matéria orgânica por esses organismos, haverá liberação de elementos químicos, como N, P, K, Ca e Mg, os quais deixam a forma orgânica, dita imobilizada, para passarem à forma de nutrientes para as plantas. Esta transformação é denominada mineralização da matéria orgânica (CARVALHO et al., 2009).

No processo de vermicompostagem, o produto final pode ser definido como adubo orgânico, obtido com o uso de substratos de origem animal e/ou vegetal, pré-estabilizados e, posteriormente, processados por minhocas. A partir daí, é produzido o húmus, um composto coloidal rico em nutrientes, principalmente N, Ca, P, Mg e K, oriundos das dejeções das minhocas (AMORIN et al., 2005). A qualidade do vermicomposto, em termos de concentração de nutrientes e efeito na produtividade das plantas, não pode ser generalizada porque depende dos resíduos usados e da tecnologia empregada (TOGNETTI et al., 2005).

O processo de digestão dos alimentos no tubo digestório, cujas secreções contêm enzimas que desdobram os carboidratos, as proteínas, as gorduras e até mesmo a celulose, tem seqüência no longo e reto canal do intestino. É no intestino, na sua posição terminal, que se dá a absorção dos principais nutrientes necessários

a alimentação das minhocas (OLIVEIRA, 2001). No final do intestino, os restos orgânicos que não foram digeridos, bem como os que não foram assimilados, são expelidos, na forma de um composto orgânico rico em nutrientes, de fácil assimilação pelas plantas (ROSSI; SHIMODA, 1996).

As bactérias e fungos são responsáveis por 90% da decomposição da matéria orgânica do solo (BERG; LASKOWSKI, 2005), mas sua atividade é fortemente afetada pela macrofauna do solo que atua em conjunto (CRAG; BARDGETT, 2001; WARDLE, 2006). As minhocas são vetores de microrganismos, que incluem fungos e actinomicetos. Dependendo da espécie, elas podem aumentar a colonização destes no solo ou no substrato em que estão. As minhocas estão envolvidas na estimulação indireta de populações microbianas através da moagem da matéria orgânica, que resulta em uma maior área de superfície disponível para colonização microbiana e sua decomposição (SEEBER et al., 2008). Elas também podem modificar a atividade microbiana da biomassa através da digestão, estimulação e dispersão no substrato (DOMINGUEZ, 2004). Além disso, o material excretado contém populações microbianas diferentes daquelas contidas no material antes da ingestão (KNAPP et al., 2009). Alguns estudos recentes sugerem que a degradação da matéria orgânica pelas minhocas causa um efeito negativo sobre a biomassa microbiana (DOMINGUEZ et al., 2009). Gomes-Brandon et al. (2010) avaliaram o impacto das minhocas sobre a abundância de diferentes grupos de microrganismos, sua influência sobre a atividade microbiana total e na atividade de enzimas envolvidas nos ciclos do C e do N. De acordo com o estudo, as minhocas possuem intensa interação com a microbiota dos substratos, modificando também a atividade enzimática.

Enquanto micróbios são responsáveis pela degradação bioquímica da matéria orgânica, as minhocas são importantes condutores do processo, levando ao condicionamento do substrato e alterando a atividade biológica. Dominguez (2004) ressalta que na vermicompostagem, as minhocas promovem a fragmentação e homogeneização da matéria orgânica, aumentando a área de superfície exposta aos microrganismos, tornando favorável para a atividade microbiana de decomposição da biomassa, modificando assim seus aspectos físicos e químicos, reduzindo gradualmente a sua relação C/N.

Segundo TAN (1994), a matéria orgânica pode ser dividida em compostos humificados e compostos não humificados. Os primeiros referem-se aos carboidratos, aminoácidos, proteínas, lipídios e lignina, que são resultantes da decomposição dos tecidos animais e vegetais. Estes compostos participam na síntese de outras substâncias, que, através do processo de humificação, dão origem ao húmus, constituído pelos ácidos húmicos e fúlvicos.

De acordo com Silva Filho e Silva (2000), a fase inicial da biodegradação microbiana é caracterizada pela perda rápida dos compostos orgânicos prontamente disponíveis (açúcares, proteínas, amido, celulose), sendo as bactérias especialmente ativas nesta fase de decomposição. Na fase seguinte, produtos orgânicos intermediários e protoplasma microbiano recentemente formado são biodegradados por uma grande variedade de microrganismos, com a produção de nova biomassa e liberação de  $\text{CO}_2$ . O estágio final é caracterizado pela decomposição gradual de compostos mais resistentes, exercida pela atividade de actinomicetos e fungos. Desde o ponto de vista da evolução da matéria orgânica do solo, existem conceitualmente dois processos, a degradação ou mineralização, e a humificação. No processo de mineralização, os microrganismos envolvidos consomem de 70 a 80% do material orgânico envolvido, transformando-os em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , restando de 20 a 30% de compostos fenólicos e compostos lignificados parcialmente transformados que darão origem às substâncias húmicas.

Segundo Tsai e Rosseto (1992), os microrganismos assimilam o fósforo orgânico, utilizando-o na formação e no desenvolvimento de suas células, sendo necessário para a síntese dos ácidos nucléicos e para os fosfolipídios componentes da membrana celular. Kiehl (2004) ressalta que o fósforo imobilizado nas células microbianas é liberado quando o microrganismo morre, estando novamente disponível às plantas.

A diminuição do conteúdo de matéria orgânica e, conseqüentemente, o aumento do teor de cinzas que ocorre no processo, é devido à simultânea humificação e mineralização dos resíduos orgânicos (CARVALHO et al., 2009). O processo de mineralização da matéria orgânica e formação do húmus faz com que diminua o teor de carbono no substrato. Em experimentos de vermicompostagem de

lodo de esgoto e palha, o teor de carbono orgânico total diminuiu nos tratamentos que continham maior porcentagem de lodo, sendo atribuído a mineralização da matéria orgânica (YADAV; GARG, 2009). As minhocas contribuem também com o aumento do N mineral no solo, através das interações com a comunidade microbológica do solo, assim como, o N mineral é excretado (urina e muco) pelas minhocas ativas e também pelos tecidos de minhocas mortas (BLAIR et al., 1995; WILLEMS et al., 1996; WHALEN et al., 1999; HODGE et al., 2000).

De acordo com Cardoso et al. (1992), os microrganismos são responsáveis pela mineralização de 1/3 da quantidade total de K contido nas células e ligado aos complexos orgânicos de plantas e microrganismos. Os outros 2/3 do K, por estarem fracamente ligados, são imediatamente solúveis, não ocorrendo a intervenção de microrganismos.

A relação C/N é o parâmetro tradicionalmente considerado para se determinar o grau de maturidade do composto e definir sua qualidade agronômica (KIEHL, 1985). À medida que os microrganismos e as minhocas vão consumindo o C, e liberando CO<sub>2</sub>, a relação C/N diminui (AQUINO et al., 2005). A ação conjunta das minhocas e dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica faz com que diminua os teores de C e aumente os teores de N (GOMEZ-BRANDÓN et al., 2010), o que contribui para redução da relação C/N. Aquino et al. (2005), trabalhando na vermicompostagem de esterco bovino em mistura com bagaço de cana observou a redução da relação C/N de 36/1 para 18/1 em 126 dias de experimentação. Neste estudo, o esterco serviu como fonte de microrganismos e N, possibilitando a degradação da matéria orgânica pela ação das minhocas, pois o bagaço de cana puro apresenta relação C/N de aproximadamente 200/1, com grande quantidade de constituintes resistentes a decomposição, como celulose (50%), lignina (10%) e hemicelulose (28%).

De uma maneira geral, o vermicomposto necessita estar estabilizado para poder ser utilizado como adubo orgânico. Berna et al. (1996), consideram que com a relação C/N abaixo de 20 o vermicomposto encontra-se relativamente estável. De outro modo, Paullus et al. (2000) e Kiehl (1995), afirmam que a estabilização do material só é garantida quando a relação C/N do vermicomposto for inferior a 18/1,

sendo que o material completamente humificado apresenta relação C/N próxima de 10/1 (KIEHL, 1985).

De acordo com a legislação brasileira (MAPA, 2005), o vermicomposto para poder ser comercializado como fertilizante orgânico deve apresentar as seguintes características: matéria orgânica total (mínimo de 40%), N total (mínimo de 1%), pH (mínimo de 6,0), relação C/N (máximo de 18/1) e umidade (máximo de 50%).

### 2.2.3 pH

De acordo com Garcia e Zidko (2006), o pH deve estar próximo de 7,0 (neutro), mas minhocas toleram ambientes com pH entre 5,0 e 9,0. Fora desse intervalo, elas tentam escapar do substrato ou morrem.

Elvira et. al. (1998), concluíram que a produção de CO<sub>2</sub> pela decomposição microbiana durante a vermicompostagem reduz o pH do substrato. Da mesma forma, alguns estudos (NDEGWA et. al., 2000; YADAV e GARG, 2009), apontaram que uma mudança no pH pode estar relacionada com a mineralização do N e P em nitritos e nitratos, ortofosfatos e bioconversão da matéria orgânica em espécies intermediárias dos ácidos orgânicos.

Contudo, as minhocas possuem glândulas calcíferas que liberam carbonato de cálcio no esôfago, controlando o teor desse elemento no organismo do animal e regulando o pH do sangue e do líquido celomático (BIDONE, 1995; GARCIA; ZIDKO, 2006). Além disso, o CO<sub>2</sub> produzido pela respiração é eliminado com o excesso de cálcio absorvido do solo, formando o CaCO<sub>3</sub>, que é lançado ao exterior junto com partículas não digeridas, na forma de excrementos. Assim, as constantes adições de carbonato de cálcio contribuem para o aumento do pH.

O pH também é influenciado pelo poder de tamponamento da matéria orgânica. O poder tampão da matéria orgânica se deve aos íons hidrogênio pouco dissociados que agem tamponando-a contra a presença de álcalis e aos íons básicos como Ca, K e Mg, adsorvidos ao húmus, que atuam também no tamponamento contra alterações que alguma substância possa causar (KIEHL, 1985).

### 2.2.4 Umidade

De acordo com Aquino (1992), é necessário manter a umidade do substrado da vermicompostagem em torno de 75%. Para Garcia e Zidko (2006) a umidade em torno de 80% é mais recomendada. Entretanto para Morselli (2009), a umidade deve estar entre 40 e 50%. A umidade é indispensável às minhocas, pois elas respiram e excretam resíduos através da pele, que tem que estar úmida. No entanto, demasiada umidade pode diminuir a quantidade de oxigênio, o que também é prejudicial às minhocas.

A taxa de assimilação de matéria orgânica pelas minhocas é uma função da umidade e da temperatura. Para o tipo *Lumbricus sp* e *Eisenia foetida*, a taxa é máxima em 15°C e 20°C, respectivamente; e a umidade, para todos os casos, vem a ser ótima próxima de 85% (Lima, 1995).

As substâncias húmicas têm imensa capacidade de reter água no solo, mediante a formação de agregados. Pela propriedade coloidal das substâncias húmicas, a agregação das moléculas pelas ligações covalentes com o hidrogênio, formando estruturas esponjosas, com grandes espaços vazios, consegue reter grandes quantidades de água no solo, liberando-a lentamente para a planta, controlando sua água capilar (SILVA FILHO; SILVA, 2000). Kiehl (1985), cita que a matéria orgânica fresca tem capacidade de retenção de água em torno de 80% do seu peso. À medida que vai sendo humificada, essa capacidade se eleva para cifras médias de 160%.

### 2.2.5 Temperatura

A vermicompostagem deve ser realizada de maneira que a temperatura da biomassa não supere 35°C, pois temperaturas superiores inviabilizam a sobrevivência das minhocas (HAIMI; HUHTA, 1986; EDWARDS, 1995). A temperatura ideal deve ficar na faixa entre 16°C e 30°C. Entretanto, Morselli (2009), ao realizar diversos trabalhos, observou um bom comportamento das minhocas em temperaturas inferiores a 16°C e superiores a 30°C. Alguns autores (BIDONI, 2001; VERAS; POVINELLI, 2004) recomendam a compostagem prévia de alguns materiais antes da inoculação das minhocas, devido à elevação da temperatura que ocorre no período inicial. Essa elevação é comum devido à alta carga de material orgânico, a

qual favorece a atividade de microrganismos exotérmicos. Assim, após a estabilização do material, pode-se realizar a vermicompostagem, que dá início ao processo de humificação.

As estações do ano têm influência no desenvolvimento dos processos, ocorrendo maiores perdas de C e N durante o verão e outono, quando comparadas com inverno e primavera, assim como maiores reduções nos teores de matéria seca e no volume do substrato (AMORIN et al, 2005). Jager et al. (2003) avaliaram a atividade alimentar de minhocas *Eisenia andrei* com a vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes e esterco bovino em diferentes temperaturas, e observaram que em temperaturas abaixo de 10°C o tempo de retenção do alimento no intestino foi duas vezes maior do que em temperaturas acima de 20°C.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Experimento**

O estudo consistiu na vermicompostagem, em caixas de madeira, de esterco de vacas em fase de lactação recebendo suplementação de concentrado e mantidas a campo, cinza de casca de arroz e serragem. Foram estabelecidos cinco tratamentos com quatro repetições cada um, totalizando vinte unidades experimentais.

#### **3.2 Local e duração do experimento**

O experimento foi conduzido durante o período de 26 de julho a 23 de setembro de 2010, totalizando 60 dias, no Minhocário do Laboratório de Ensino e Experimentação Zootécnica Prof. Renato Rodrigues Peixoto (LEEZO), pertencente ao Departamento de Zootecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas – UFPEL, localizado em área pertencente a EMBRAPA – Clima Temperado, situado na região sul do Rio Grande do Sul, no município de Capão do Leão.

#### **3.3 Material experimental**

##### **3.3.1 Resíduos orgânicos**

###### **3.3.1.1 Esterco**

Foi utilizado esterco de vacas em lactação oriundo do setor leiteiro do Campus Conjunto Agrotécnico Visconde da Graça – CAVG, do Instituto Federal de Educação Tecnológica Sul-Rio-Grandense – IFSUL. O esterco foi coletado do piso de cimento do estábulo em que as vacas ficavam após a ordenha (Fig. 1) a partir do mês de abril, e transportado em bombonas plásticas para o LEEZO/UFPEL, onde foi armazenado sobre lona plástica em local coberto até a montagem do experimento (Fig. 2), sofrendo durante esse período decomposição aeróbia.





**Figura 1** – Coleta de esterco no estábulo (UFPEL, 2010).



**Figura 2** – Esterco armazenado após a coleta (UFPEL, 2010).

### 3.3.1.2 Serragem

Foi utilizada serragem produzida do corte de madeiras de pinus (*Pinus spp*) em serraria comercial localizada no município de Pelotas – RS.

### 3.3.1.3 Cinza de casca de arroz

A cinza de casca de arroz utilizada foi cedida por uma empresa\* localizada no município de Pelotas – RS. A cinza de coloração preta foi produzida pela queima parcial da casca de arroz em forno para aquecimento de caldeiras (Fig. 3).



**Figura 3** – Cinza de casca de arroz sendo queimada no forno para aquecimento da caldeira (UFPEL, 2010).

### 3.3.2 Minhocas

Foram utilizadas 300 minhocas adultas (cliteladas) da espécie *Eisenia andrei* em cada unidade experimental. As minhocas foram obtidas do minhocário do LEEZO, onde eram alimentadas com esterco bovino.

\* IRGOVEL – Divisão da Nutracel – Indústria de refino de óleo.



### 3.4 Vermicompostagem

A vermicompostagem foi conduzida em caixas de madeira com dimensões de 40cm x 50cm x 30cm (Fig. 4). Foram utilizados cinco tratamentos (Tab. 1) com quatro repetições cada um, totalizando vinte caixas. As caixas com os tratamentos foram dispostas de forma casualizada dentro do minhocário. Para o preenchimento das caixas, utilizou-se como base o volume total da caixa e o volume do resíduo de acordo com a proporção de cada tratamento. Assim, com o auxílio de uma fita métrica e um lápis, foi marcado na caixa a altura de acordo com a proporção de cada resíduo, conforme o tratamento (Fig. 5).



**Figura 4** – Caixa de madeira utilizada para vermicompostagem (UFPEL, 2010).



**Figura 5** – Marcação das caixas de acordo com a proporção dos tratamentos (UFPEL, 2010).

**Tabela 1** – Proporção dos resíduos utilizados em cada tratamento (UFPEL, 2010).

Tratamentos	Resíduos (%)		
	Esterco de bovinos	Serragem de pinus sp.	Cinza de casca de arroz
Tratamento 1	100	0	0
Tratamento 2	50	25	25
Tratamento 3	33	33	33
Tratamento 4	25	50	25
Tratamento 5	25	25	50

Após o preenchimento das caixas (Fig. 6) foi feito manualmente a mistura e homogeneização do material (Fig. 7). Em seguida foram inoculadas as 300 minhocas selecionadas em cada caixa (Fig. 8). Foi adicionado 5L de água em cada caixa (Fig. 9), no dia da montagem do experimento, para manutenção da umidade,

e, posteriormente, nos dias 27 de julho, 02 de agosto e 18 de agosto, foi adicionado água conforme a necessidade observada (5L em cada caixa), de acordo com a metodologia desenvolvida por Morselli (2009). Todas as caixas foram cobertas com uma camada de palha para retenção da umidade, também de acordo com a metodologia estabelecida por Morselli (2009) (Fig. 10).



**Figura 6** – Unidades experimentais preenchidas com os resíduos (UFPEL, 2010).





Figura 7 – Homogeneização das misturas de resíduos (UFPEL, 2010).



Figura 8 – Inoculação das minhocas *Eisenia andrei* (UFPEL, 2010).





Figura 9 – Adição de água (UFPEL, 2010).



Figura 10 – Caixas cobertas com palha para retenção da umidade (UFPEL, 2010).

### 3.4.1 Manejo

Durante o período experimental foi monitorado diariamente a presença de formigas, centopéias, sanguessugas, larvas de moscas e outros predadores. Não houve a ocorrência de predadores em nenhum dos substratos durante todo o período experimental.

### 3.5 Coletas das amostras

Foram realizadas três coletas de amostras durante o período experimental. A primeira foi feita logo após a montagem do experimento, no dia zero, sendo coletadas as misturas de cada caixa e também as matérias primas utilizadas (Tab. 2). Aos 45 e aos 60 dias foram novamente coletadas amostras das vinte caixas. As coletas foram realizadas utilizando-se amostragem simples, sendo que o material de cada caixa foi completamente revolvido e homogeneizado antes da retirada da amostra. O vermicomposto foi armazenado em sacos plásticos de 2L, que foram guardados sob refrigeração até a realização das análises químicas.

**Tabela 2** – Caracterização química das matérias-primas utilizadas na vermicompostagem. Valores avaliados (UFPEL, 2010).

Características	Matérias-primas		
	Esterco de bovinos	Serragem de pinus sp.	Cinza de casca de arroz
pH	7,97	5,68	9,15
MS (%)	43,76	53,70	45,47
Umidade (%)	58,07	42,15	53,09
MO (%)	70,60	99,04	8,48
CZ (%)	29,39	0,96	91,52
N (%)	2,64	0,06	0,21
C (%) *	39,23	55,02	4,71
C/N *	15,71	464,72	22,42
P (g kg <sup>-1</sup> )	7,93	0,35	2,74
K (g kg <sup>-1</sup> )	13,02	0,99	13,67
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	10,25	0,11	4,95
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	14,52	0,02	6,82

MS – Matéria Seca; MO – Matéria Orgânica; CZ – Cinzas; N – Nitrogênio; C – Carbono; P – Fósforo; K – Potássio; Mg – Magnésio.

\* Valor calculado.



### 3.6 Variáveis analisadas

#### 3.6.1 Análises químicas

As análises de potencial hidrogeniônico (pH), matéria seca (MS), cinzas (CZ), matéria orgânica total (MO), carbono orgânico total (C), nitrogênio total (N), relação C/N e o preparo da solução mineral, foram realizadas no Laboratório de Nutrição Animal – LNA, do Departamento de Zootecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Os macrominerais, como fósforo total (P), potássio total (K) e magnésio total (Mg), foram determinados no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, a partir a solução mineral preparada no LNA.

As metodologias utilizadas para a determinação das variáveis estudadas são descritas a seguir:

##### 3.6.1.1 pH

O pH foi determinado em água conforme metodologia descrita por Silva e Queiroz (2004).

##### 3.6.1.2 Matéria seca

A matéria seca foi obtida pela secagem da amostra em estufa com temperatura a 105°C, conforme metodologia descrita por Silva e Queiroz (2004).

##### 3.6.1.3 Cinzas

O teor de cinzas foi determinado pela combustão total da amostra em forno mufla a 600°C por aproximadamente 4h até obtenção de cinza clara, conforme metodologia descrita por Silva e Queiroz (2004).

##### 3.6.1.4 Matéria orgânica

O teor de matéria orgânica foi obtido através da equação **MO = 100 - % cinzas**, conforme metodologia descrita por Kiehl (1985).

### **3.6.1.5 Carbono orgânico**

O carbono orgânico total foi obtido através do fator de Bemmelen:  $C = MO \times 1,8^{-1}$ , descrito por Kiehl (1985).

### **3.6.1.6 Nitrogênio**

O nitrogênio total foi determinado pela digestão da amostra em ácido sulfúrico e posterior destilação em aparelho Kjeldahl, conforme descrito por Silva e Queiroz (2004).

### **3.6.1.7 Relação C/N**

A relação C/N foi obtida pela equação  $C/N = \% C \times \% N^{-1}$ , conforme descrito por Tedesco et al. (1995).

### **3.6.1.8 Fósforo**

O teor de fósforo total foi determinado pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro ultravioleta visível (TEDESCO et al., 1995).

### **3.6.1.9 Potássio**

O teor de potássio total foi determinado pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro de chama (TEDESCO et al., 1995).

### **3.6.1.10 Magnésio**

O magnésio total foi determinado pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro de absorção atômica (TEDESCO et al., 1995)

### 3.6.2 Análise estatística

O delineamento utilizado para análise estatística foi inteiramente casualizado, em que cada tratamento teve quatro repetições. O modelo estatístico utilizado pode ser descrito pela equação:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + E_{ij}$$

Onde:

$Y_{ij}$  = representa a observação da j-ésima unidade experimental do tratamento i;

$\mu$  = representa a constante comum a todas as observações (média geral);

$T_i$  = representa o efeito fixo do tratamento i (i = 1, 2, 3, 4);

$E_{ij}$  = representa o erro experimental.

Os erros foram considerados normalmente e independentemente distribuídos, com um valor esperado de 0 (zero) e variância  $s^2$  para todas as populações (tratamentos). A análise de variância para o modelo é apresentada na tab. 3 e foi realizada com o uso do programa SAS (1998), sendo que as médias dos tratamentos foram comparadas através do teste de Tukey a 5%.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no experimento, para as variáveis analisadas, são apresentados e discutidos a seguir.

### 4.1 pH

Na Tabela 3 estão apresentados os valores de pH dos substratos nos dias zero, 45 e 60. Pode-se observar que o pH manteve-se alcalino em todos os substratos durante todo o período experimental de 60 dias. O substrato T1, contendo o maior teor de esterco bovino, apresentou o menor pH, tanto aos 45 dias como aos 60 dias de experimento. O substrato T5, contendo o maior teor de cinza de casca de arroz, por outro lado, apresentou o maior pH ao final do experimento.

**Tabela 3** – Valores de pH dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0		45		60							
		CV(%)**		CV(%)**		CV(%)**						
1	7,97	b	0,87	7,79	b	1,66	7,45	c	1,47			
2	8,21	ab	A	2,80	8,16	a	A	2,57	7,76	b	B	2,19
3	8,13	ab	A	3,07	8,08	a	A	2,47	7,94	b	B	1,63
4	8,02	b	A	3,49	8,05	a	A	1,61	7,95	b	B	0,62
5	8,38	a		1,55	8,26	a		2,30	8,33	a		1,08

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Observa-se também que, entre os substratos, o pH foi maior naqueles com maior conteúdo de cinza de casca de arroz. Contudo, os valores de pH estiveram na faixa de aceitação para sobrevivência das minhocas, entre 5,0 e 9,0 (GARCIA; ZIDKO, 2006), e dentro da faixa exigida pela legislação brasileira para ser comercializado como fertilizante orgânico, que deve ser no mínimo de 6,0 (MAPA,

2005), bem como da classificação de ótimo de acordo com a tabela de. Os valores de pH também ficaram em níveis ótimos (APÊNDICE A) de acordo com a classificação de Kiehl (1985) para adubos orgânicos (ANEXO A).

O pH alcalino é influenciado, na vermicompostagem, pela liberação de carbonato de cálcio através de glândulas calcíferas presentes nas minhocas (BIDONE, 1995; RUPPERT, 2005; GARCIA E ZIDKO, 2006; SOUZA, 2010), o que contribui para o controle do pH, que tende a diminuir conforme as reações causadas pela mineralização dos compostos orgânicos. Dessa forma, o pH resultante fica próximo de 7,0 ou superior.

Durante a decomposição da matéria orgânica ocorrem variações no pH, que fica ácido ou básico, dependendo das reações que ocorrem. Suthar (2009a) realizou vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes municipais misturado com palha picada, e observou uma redução do pH entre 3,5% e 9,5%. Em vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico, Gupta e Garg (2008) observaram que o pH passou de alcalino (8,0-8,2) para ácido ou neutro (6,87-7,70). Essa mudança foi atribuída à atividade microbiana para decomposição dos substratos. Haimi e Hutha (1986) e Elvira et al. (1998), concluíram que a produção de CO<sub>2</sub> pela decomposição microbiana durante a vermicompostagem reduz o pH do substrato. Esse fato foi observado no substrato T1 (100% esterco) em que o pH foi menor, e da mesma forma, houve redução dos teores de carbono (Tabela 8) e da matéria orgânica (Tabela 7), o que demonstra maior atividade microbiana.

Algumas pesquisas (NDEGWA et. al., 2000; YADAV e GARG, 2009), apontaram que uma modificação no pH pode estar relacionada com a mineralização do N e P em nitritos e nitratos, ortofosfatos e bioconversão da matéria orgânica em espécies intermediárias dos ácidos orgânicos.

Contudo, os ácidos orgânicos e os traços de ácidos minerais que se formam reagem com bases liberadas da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina (Sharma et al., 1997; Jahnel et al., 1999; Dai Prá, 2006). Também, quando ocorre a formação de ácidos húmicos, eles reagem com os elementos químicos básicos, formando humatos alcalinos. Assim, o pH aumenta a medida que o

processo se desenvolve, atingindo muitas vezes, níveis superiores a 8,0 (Kiehl, 2004).

No estudo em questão, embora em alguns tratamentos (T2, T3 e T4) tenha ocorrido a queda no pH com o passar do tempo, nos demais tal queda não foi verificada, mantendo-se todos dentro nos níveis alcalinos iniciais (Tabela 3).

#### 4.2 Matéria Seca

Na Tabela 4 estão apresentados os valores de matéria seca (MS) dos substratos no dia zero, aos 45 e aos 60 dias. Verificou-se que o substrato T1 (100% esterco) e o substrato T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz) reduziram a MS já aos 45 dias e mantiveram valores aproximados aos 60 dias. O substrato T3 (33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz) e o substrato T4 (25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz) tiveram uma redução aos 45 dias com relação ao dia zero, e aos 60 dias aumentaram para valores próximos aos iniciais do dia zero. Já o substrato T5 (25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de arroz), teve os valores de MS aumentados, mas sem diferença estatística com relação ao dia zero.

**Tabela 4** – Teor de matéria seca (%) dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0		CV(%)**		45		CV(%)**		60		CV(%)**	
1	43,76	a A	18,74	25,30	d B	3,00	24,84	d B	3,06			
2	38,68	ab A	8,71	29,80	c B	4,77	29,85	c B	3,48			
3	36,90	ab AB	4,36	33,41	ab B	4,34	36,19	ab A	6,33			
4	40,10	ab A	12,39	32,78	b B	4,79	35,42	b A	7,74			
5	34,98	b AB	19,64	35,31	a B	7,28	38,82	a A	5,74			

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

O teor de MS está relacionado com o teor de umidade do substrato. Ocorre um acréscimo de MS conforme diminui o teor de umidade, em função da evaporação e da atividade dos microrganismos (PRAKASH; KARMEGAM, 2010). A umidade é um fator importante para o processo de vermicompostagem, pois as minhocas respiram e secretam líquido celomático através da pele, que deve estar úmida. Além disso, a mineralização da matéria orgânica no processo de vermicompostagem também é influenciada pelo teor de umidade do meio. De acordo com Morselli (2009) as minhocas toleram níveis de até 40% de umidade e de acordo com a legislação brasileira (MAPA, 2005) o nível máximo para o vermicomposto ser comercializado como fertilizante orgânico é de 50%. No estudo em questão, o nível mínimo obtido foi de 59% de umidade no substrato contendo 25% de esterco, 25% de serragem e 50% de cinza de casca de arroz (T5), enquanto que o nível máximo (72,5%) foi obtido no substrato contendo 100% de esterco (T1). A média de umidade obtida ao final do experimento foi de 64,6%, o que ficou acima da recomendação do Ministério da Agricultura e classificado como excessivo (APÊNDICE A) para todos os substratos de acordo com a tabela de adubos orgânicos (ANEXO A) estabelecida por Kiehl (1985).

A perda de umidade no substrato é esperada devido à atividade dos microrganismos que liberam água juntamente na sua respiração (SILVA FILHO; SILVA, 2000; KAVIRAJ; SHARMA, 2003; DOMINGUEZ; EDWARDS, 2004; PRAKASH; KARMEGAM, 2010), e também devido à evaporação superficial que ocorre. Dessa forma é necessária a adição de água ao substrato para manutenção da umidade exigida pelas minhocas e pelos microrganismos. Sendo assim, foi adicionado, no decorrer do experimento, 5L de água em todos os substratos, inclusive naqueles com menos necessidade, o que possivelmente influenciou nos resultados de matéria seca.

### **4.3 Cinzas**

Pode-se observar na Tabela 5, que o substrato controle (T1) com 100% de esterco teve os teores de cinzas aumentados significativamente aos 45 e 60 dias com relação ao dia zero. Da mesma forma, o substrato T3 (33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz) também apresentou um aumento

significativo aos 60 dias com relação ao dia zero. Os substratos T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz) e T4 (25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz) não apresentaram diferença significativa no teor de cinzas. Já no tratamento T5 (25% esterco + 25% serragem + 50% cinza) que possui maior quantidade de cinza de casca de arroz, ocorreu um decréscimo no teor de cinzas aos 45 dias com relação ao valor inicial do dia zero.

Era esperado que o substrato T5, em função de apresentar uma maior concentração inicial de cinza de casca de arroz (50%), mantivesse os maiores teores de cinzas do início ao final do processo de vermicompostagem, o que realmente aconteceu.

**Tabela 5** – Teor de cinza (%) dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0				45				60			
				CV (%)**				CV (%)**				CV (%)**
1	29,39	c	B	18,27	38,88	c	A	24,20	42,61	c	A	21,66
2	51,27	b		28,11	55,98	ab		23,83	51,57	bc		11,71
3	45,07	b	B	21,23	49,44	bc	AB	8,29	55,18	b	A	10,09
4	44,48	b		15,11	42,48	c		12,62	43,31	c		15,44
5	71,89	a	A	9,40	62,10	a	B	4,06	69,22	a	AB	7,90

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Gupta e Garg (2008), também observaram elevação no teor de cinzas na vermicompostagem de esterco puro, e diminuição nos tratamentos com diferentes misturas de esterco com lodo de esgoto. Quanto maior a quantidade de lodo adicionado, maior foi a redução do teor de cinzas. O aumento no teor de cinzas é uma indicação de estabilização e mineralização do material orgânico (YEDAV; GARG, 2009). A diminuição do conteúdo de matéria orgânica e, conseqüentemente, o aumento do teor de cinzas que ocorre no processo, é devido à simultânea humificação e mineralização dos resíduos orgânicos (CARVALHO et al., 2009), que



neste caso foi mais evidente no tratamento contendo 100% de esterco (T1), portanto mais sujeito ao processo de humificação.

#### 4.4 Nitrogênio

A análise inicial dos substratos no dia zero demonstrou diferença significativa no teor de N entre os tratamentos, apresentando maiores níveis nos que possuíam maior concentração de esterco (T1 e T2). Já os substratos T3, T4 e T5 não apresentaram diferença entre si no dia zero. Resultado semelhante foi observado na análise realizada entre os substratos aos 45 dias e aos 60 dias de experimento. Apenas o substrato controle (100% esterco) apresentou diferença nos teores de N entre os 45 e os 60 dias, mas estes valores não diferiram do valor inicial do dia zero.

De um modo geral, ao longo do experimento, os valores de N, inicialmente observados, se mantiveram. Não houve redução significativa do teor de N nos tratamentos durante o processo de vermicompostagem, o que era esperado, uma vez que tal redução não é objetivada na vermicompostagem, pois a mineralização da matéria orgânica faz com que aumente o teor de N disponível para as plantas (ROSSI; SHIMODA, 1996; AMORIM et al., 2005).

**Tabela 6** – Teor de nitrogênio total (%) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)								
	0		45		60				
		CV (%)**		CV (%)**		CV (%)**			
1	2,64	a AB	21,21	2,93	a A	22,18	2,36	a B	2,54
2	1,25	b	31,20	1,12	b	13,39	1,00	b	12,00
3	0,71	c	33,80	0,69	bc	13,04	0,57	c	10,53
4	0,55	c	32,73	0,57	c	29,82	0,52	c	34,62
5	0,49	c	30,61	0,52	c	7,69	0,51	c	13,73

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Garg e Gupta (2011) realizaram vermicompostagem de esterco bovino misturado com restos de vegetais e verificaram um aumento do teor de N e diminuição da relação C/N. Contudo, a concentração de nutrientes no vermicomposto produzido não pode ser generalizada, pois depende das características dos substratos utilizados e da tecnologia empregada (TOGNETTI et al., 2005). Como pode ser observada na Tabela 2, a análise química das matérias primas antes da mistura demonstrou que a serragem (N=0,06%) e a cinza de casca de arroz (N=0,21%) possuem teores de N inferiores ao esterco bovino (N=2,64%), o que certamente contribuiu para os valores reduzidos no vermicomposto produzido.

A mudança do pH para condições ácidas tem sido atribuída à mineralização do N e P em nitritos e nitratos e ortofosfatos; bioconversão da matéria orgânica em espécies intermediárias de ácidos orgânicos (NDEGWA, 2000), entretanto o pH manteve-se alcalino nas análises realizadas (Tabela 3), o que poderia demonstrar que não houve a mineralização adequada.

Contudo, há relatos contraditórios com relação ao conteúdo de N e sua variação na vermicompostagem (GUPTA; GARG, 2007). Ndegwa et al. (2000) e Mitchell (1997), não encontraram diferença significativa nas concentrações de N total entre o substrato original e o vermicomposto produzido. Já Parvaresh et al. (2004), observaram uma grande variação nas concentrações de N total durante o período de vermicompostagem. A razão para as discrepâncias observadas é atribuída ao fato de que a qualidade do substrato utilizado para alimentação das minhocas, juntamente com a estrutura física e química, afeta a mineralização do N e a sua quantidade disponível no vermicomposto (BOHLER et al., 1999).

De acordo com o Ministério da Agricultura (MAPA, 2005) o teor de N deve ser de no mínimo 1% para o vermicomposto ser considerado um fertilizante orgânico. Dessa forma, somente os substratos T1 (100% esterco) e T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz) ficaram enquadrados nessa classificação. Mesmo assim, de acordo com a classificação de Kiehl (1985) para adubos orgânicos (ANEXO A), o teor de N no substrato T1 foi considerado alto e nos demais substratos foi considerado baixo (APÊNDICE A).

#### 4.5 Matéria orgânica

A análise das misturas dos substratos adicionados no dia zero demonstrou diferença nos teores de matéria orgânica (MO) entre o substrato controle (100% esterco) e os demais substratos, que continham variadas proporções de cinza de casca de arroz e serragem, principalmente entre os substratos T1 e T5, em função da sua composição (Tabela 7). O substrato controle teve o teor de MO significativamente reduzido, de 70,60% para 57,97%, já nos primeiros 45 dias de vermicompostagem, e permaneceu assim até os 60 dias. Com esta redução, os valores de MO aproximaram-se daqueles obtidos para os demais substratos.

**Tabela 7** – Teor de matéria orgânica (%) total nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)					
	0		45		60	
		CV (%)**		CV (%)**		CV (%)**
1	70,60	a A 7,64	57,97	a B 17,11	57,38	a B 16,09
2	48,72	b 29,58	40,90	bc 34,25	48,42	ab 12,47
3	54,92	b A 17,43	47,95	ab AB 8,84	44,81	b B 12,43
4	55,51	b 12,11	54,98	a 10,20	56,68	a 11,87
5	28,10	c 24,06	34,95	c 8,15	30,77	c 17,78

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

A redução da MO é esperada devido a sua mineralização. De acordo com Silva Filho e Silva (2000), no processo de mineralização, os microrganismos envolvidos consomem de 70 a 80% do material orgânico envolvido, transformando-os em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, restando de 20 a 30% de compostos fenólicos e compostos lignificados parcialmente transformados que darão origem às substâncias húmicas.

#### 4.6 Carbono orgânico

Na tabela 8 estão apresentados os valores do teor de carbono (C) orgânico nos substratos nos dias zero, 45 e 60. Pode-se observar que apenas o substrato T1 com 100% de esterco bovino, apresentou redução do C orgânico no vermicomposto aos 45 e aos 60 dias, com relação ao substrato inicial do dia zero. O substrato T3 apresentou redução aos 60 dias, com diferença significativa do substrato no dia zero. Os demais tratamentos não tiveram seus teores de C orgânico alterados.

A redução do C orgânico é atribuída à liberação do CO<sub>2</sub> resultante da respiração das minhocas e dos microrganismos envolvidos na degradação dos resíduos orgânicos (SILVA FILHO; SILVA, 2000; KAVIRAJ; SHARMA, 2003; DOMINGUEZ; EDWARDS, 2004; PRAKASH; KARMEGAM, 2010). De acordo com Gupta e Garg (2009), no processo de vermicompostagem as minhocas mineralizam a matéria orgânica, convertendo parte em biomassa de tecidos e em produtos da sua respiração, e o restante sendo dejetado, ficando disponível no vermicomposto.

**Tabela 8** – Teor de carbono orgânico total (%) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)					
	0		45		60	
		CV (%)**		CV (%)**		CV (%)**
1	39,22	a A 7,60	32,20	a B 17,11	31,87	a B 16,10
2	27,07	b 29,55	22,72	b 34,24	26,90	ab 12,45
3	30,51	b A 17,40	26,64	a AB 8,82	24,90	b B 12,41
4	30,84	b 12,09	30,54	a 10,18	31,49	a 11,88
5	15,61	c 24,02	19,41	b 8,14	17,09	c 17,79

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Gupta e Garg (2008) observaram a redução no teor de C orgânico no vermicomposto produzido a partir de esterco bovino e lodo de esgoto. De modo semelhante, Kaviraj e Sharma (2003), relataram reduções de 20 a 45% no C

orgânico total durante a vermicompostagem de resíduos orgânicos municipais e industriais. Da mesma forma, Yadav e Gard (2011) relataram reduções nos teores de C orgânico total, variando de acordo com os substratos utilizados. A maior redução de C (38%) foi observada utilizando 75% de esterco bovino e 25% de esterco de aves, seguido do esterco bovino puro (31%). A redução do C foi menor (15%) nos tratamentos que continham menos de 50% de esterco e maior quantidade de lodo de indústrias de alimentos. Realizando vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes em mistura com palha, Suthar (2009a) observou, no vermicomposto produzido, reduções do C orgânico que variaram de 4,8% a 12,7% dependendo do tratamento utilizado. Resultados semelhantes foram observados no experimento em questão, onde se verificou no substrato T1 uma redução do C orgânico cerca de 18%. Já no substrato T3, 12,7% (45 dias) e 18,3% (60 dias). Isso demonstra que a atividade microbiana depende das características químicas do material utilizado, resultando na decomposição diferenciada para cada material, como foi observado também no presente experimento.

A análise química de cada uma das matérias primas em separado (Tabela 2) demonstrou que a cinza da casca de arroz possui baixo teor de C (4,71%), sendo inferior ao esterco (39,23%) e à serragem, que contem o teor mais elevado de C (55,02%). Isso refletiu nos teores de C dos substratos iniciais, do dia zero, como pode ser observado na Tabela 8. Os teores de C dos substratos iniciais no dia zero foram diferentes, sendo que o substrato T1, com 100% de esterco, apresentou o maior valor (39,22), e o substrato T5 com 25% de esterco e 50% de cinza apresentou o menor valor (15,61). Os substratos T2, T3 e T4 não apresentaram diferença significativa entre si no dia zero, entretanto, ao final do experimento, os valores de C foram maiores naqueles com maior quantidade de esterco e menores naqueles com maior quantidade de cinza, apesar de não apresentarem diferença estatística.

Os teores de C apresentados aos 45 e aos 60 dias (Tabela 8), também estão relacionados com os teores de N presentes nas matérias primas. Pois, de acordo com Russo (2003), a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém a sua eficiência não é 100% e a demanda de C é maior que a do N. Apesar da grande diferença de demandas, a carência de N é limitante no

processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular dos microrganismos. Como se pode observar, os substratos com maior quantidade de esterco continham também teores de N mais elevados (Tabela 6), devido ao teor de N do esterco (Tabela 2). Dessa forma, a atividade microbiana foi mais intensa no substrato T1, fazendo com que reduzisse o teor de C já aos 45 dias do experimento, o que não se verificou nos demais substratos.

O substrato T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz), apesar de não apresentar diferença estatística no teor de C durante o período experimental, demonstrou uma redução, principalmente nos primeiros 45 dias de experimento. O alto teor de C presente na serragem (tabela 2) adicionada em 25% neste substrato, pode ter influenciado nesse resultado, tornando mais lenta a sua degradação. Neste caso, o período de 60 dias pode não ter sido suficiente para sua total mineralização.

Outro fator importante a ser considerado é que as minhocas podem modificar a atividade microbiana da biomassa através da digestão, estimulação e dispersão no substrato (DOMINGUEZ, 2004). Além disso, o material excretado contém populações microbianas diferentes daqueles contidos no material antes da ingestão (KNAPP et al., 2009). Alguns estudos recentes sugerem que a degradação da matéria orgânica pelas minhocas causa um efeito negativo sobre a biomassa microbiana (DOMINGUEZ et al., 2009). Gomes-Brandon et al. (2010) avaliaram o impacto das minhocas sobre a abundância de diferentes grupos de microrganismos, sua influência sobre a atividade microbiana total e na atividade de enzimas envolvidas nos ciclos do C e do N. De acordo com o estudo, as minhocas possuem intensa interação com a microbiota dos substratos, modificando também a atividade enzimática. Isso reforça a importância da qualidade química dos substratos utilizados como alimento para as minhocas e microrganismos, para que ocorra uma adequada atividade microbiana de mineralização desses materiais.

#### **4.7 Relação C/N**

A relação C/N dos vermicompostos produzidos pode ser observada na Tabela 9. Nota-se que não houve mudança significativa dos valores no substrato controle

T1 (100% esterco) entre os dias zero, 45 e 60, e dos demais substratos aos 45 e 60 dias com relação ao dia zero.

A relação C/N é o parâmetro tradicionalmente considerado para se determinar o grau de maturidade do composto e definir sua qualidade agrônômica (KIEHL, 1985; MOREL et al., 1985). De acordo com Paullus et al. (2000), a relação C/N do vermicomposto estabilizado, pronto para ser utilizado como adubo, deve ser menor do que 18/1. Contudo o vermicomposto é considerado humificado quando apresenta relação C/N em torno de 10/1 (KIEHL, 1985; HUANG et al. 2004). No presente experimento, somente o substrato T1 (100% esterco) apresentou relação C/N dentro da faixa considerada como vermicomposto estabilizado.

A ação conjunta das minhocas e dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica faz com que diminua os teores de C e aumente os teores de N (GOMEZ-BRANDÓN et al., 2010), pois consomem o C e o liberam através da respiração na forma de CO<sub>2</sub>, fazendo com isso, que ocorra a diminuição da relação C/N (AQUINO et al., 2005). Esse fato pode ser observado no substrato T1 (100% esterco) que demonstrou uma tendência, embora não significativa, de redução da relação C/N durante o período experimental (Tabela 9).

**Tabela 9** – Relação C/N dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)								
	0		CV (%)**	45		CV (%)**	60		CV (%)**
1	15,71	c	34,82	11,21	c	20,87	13,54	d	17,80
2	23,62	c AB	41,41	20,26	c B	34,01	26,82	cd A	9,43
3	45,73	ab AB	25,96	38,87	b B	14,61	43,86	b A	8,73
4	60,88	a AB	37,98	56,09	a B	26,49	63,90	a A	28,12
5	32,66	bc	12,92	35,88	b	12,15	33,88	c	22,67

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

A relação C/N depende, obviamente, dos teores C e de N que, neste estudo, também não tiveram comportamento adequado para todos os substratos. Os teores de C não foram significativamente alterados nos substratos T2, T4 e T5 (Tabela 8), e nos substratos T2, T3, T4 e T5, os teores de N permaneceram próximos dos valores iniciais (Tabela 6). Como conseqüência, a relação C/N de todos os substratos aos 60 dias foi semelhante às inicialmente apresentadas no dia zero.

As características das matérias primas também contribuíram para as variações dos resultados. A relação C/N das matérias primas utilizadas neste trabalho foram diferenciadas e bastante elevadas (Tabela 2), o que resultou também na relação C/N elevada dos substratos apresentados no dia zero (Tabela 9). Pode-se observar que o substrato T4 que continha 50% de serragem, apresentou, durante todo o período experimental, uma relação C/N superior aos demais substratos (Tabela 9), sendo a mais elevada (63,90) aos 60 dias. Isso ocorreu, possivelmente, devido à alta relação C/N existente na serragem, que foi de 464,72 (Tabela 2).

Yadav e Garg (2011) obtiveram a redução da relação C/N, que inicialmente era de 22/1 para 12/1 ao final de 91 dias de vermicompostagem de esterco bovino em mistura com esterco de aves e lodo industrial. Nota-se que as matérias primas utilizadas pelos autores no estudo eram fontes de N, sendo assim a relação C/N inicial foi inferior as do presente experimento. Da mesma forma, o tempo de vermicompostagem utilizado foi superior (91 dias) aos 60 dias deste experimento, o que sugere a possibilidade de que materiais diferentes podem necessitar um período maior para sua degradação.

Conforme relatado anteriormente, de acordo com Russo (2003), a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém a sua eficiência não é 100% e a demanda de C é maior do que a do N. Quando parte do C disponível é de difícil ataque, como a lenhina, celulose e hemicelulose, presentes na serragem (substratos T2, T3, T4 e T5), é aconselhável uma relação C/N maior, pois o C biodisponível é inferior ao C total. Entretanto, apesar da grande diferença de demandas, a carência de N é limitante no processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular, como pode ser observado através das transformações do N (Tabela 6), da MO (Tabela 7), e do C (Tabela 8), o que refletiu



nas relações C/N dos substratos T2, T3, T4 e T5, conforme apresentado na Tabela 11.

Quando há um decréscimo da relação C/N inicial de 35 a 40/1 para uma relação final de 18 a 20/1, traduz-se normalmente por um avanço no grau de maturação. Por outro lado, se o material a decompor for rico em N, ou seja, com baixa relação C/N inicial (10/1 ou inferior), com o avanço da degradação a relação tende a aumentar devido à perda do N (ZUCCONI et al., 1987). Este fato pode ser observado no substrato T1, que aos 45 dias apresentou relação C/N de 11,21 e, posteriormente, aos 60 dias, apresentou uma tendência, embora não significativa, de aumento, passando para 13,54, em consequência da redução no teor de N ocorrida nesse mesmo período (Tabela 8).

Contudo, os valores de relação C/N apresentados pelos substratos, com exceção do substrato T1 (100% esterco), ficaram com valores bem acima daqueles exigidos pela legislação de fertilizantes orgânicos (MAPA, 2005) e de acordo com a classificação de Kiehl (1985) (ANEXO A), a relação C/N do substrato T1 foi considerada boa e a dos demais substratos alta (APÊNDICE A).

#### **4.8 Fósforo**

Na Tabela 10 estão apresentados os teores de P no dia zero, aos 45 dias e aos 60 dias. Pode-se observar que, aos 45 dias, o teor de P no substrato controle (100% esterco) foi menor do que no dia zero. O substrato T2 também apresentou diferença com um aumento do P aos 45 dias. Já aos 60 dias, o teor de P foi maior em todos os substratos, em relação aos dias zero e 45, o que demonstra que ocorreu a mineralização e disponibilização desse nutriente.

O Teor de P é geralmente maior no vermicomposto do que no material de origem devido as reações de mineralização que ocorrem no processo de vermicompostagem (GARG; GUPTA, 2011). Yadav e Garg (2011), da mesma forma, verificaram aumento no teor de P no vermicomposto produzido a partir de esterco bovino, esterco de aves e lodo de indústria de alimentos. O aumento foi maior no tratamento que continha somente esterco bovino e o menor acréscimo se deu no tratamento com 50% de lodo, 25% de esterco de aves e 25% de esterco bovino.

Sangawn et al. (2010), também relataram um aumento de 1,5 vezes no teor de P na vermicompostagem de lodo prensado.

O aumento do teor de P é atribuído à ação direta das enzimas (fosfatase alcalina e fosfatase ácida) presentes no intestino das minhocas e, indiretamente, por estimulação da microflora (LE BAYON; BINET, 2006). A grande quantidade de microrganismos da microflora presente no intestino das minhocas pode desempenhar um importante papel no aumento do P no vermicomposto (VINOTHA, 2000; ADI; NOOR, 2009).

A ação de microrganismos presentes no substrato original, também pode ser responsável pela solubilização de P na vermicompostagem (PRAKASH; KARMEGAM, 2010). Segundo Tsai e Rosseto (1992), os microrganismos assimilam o P orgânico, utilizando-o na formação e no desenvolvimento de suas células, sendo necessário para a síntese dos ácidos nucléicos e para os fosfolipídios componentes da membrana celular. Kiehl (2004) ressalta que o P imobilizado nas células microbianas é liberado quando o microrganismo morre, ficando novamente disponível.

**Tabela 10** – Teor de fósforo total ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0			45			60					
		CV (%)**			CV (%)**			CV (%)**			CV (%)**	
1	7,93	a A	5,30	2,13	c B	1,88	11,72	c A	11,77			
2	4,09	b B	22,98	5,05	a A	3,96	5,48	c A	10,04			
3	3,07	c B	17,92	3,41	b B	13,49	19,09	ab A	98,59			
4	2,27	c B	17,18	2,86	b B	24,83	27,21	b A	25,10			
5	3,00	c B	9,67	3,51	b B	4,84	30,33	a A	7,85			

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Neste sentido, é importante observar que a disponibilização do P foi maior nos substratos com maiores níveis de cinza de casca de arroz e de serragem do que esterco bovino. O substrato T5, que continha 50% de cinza de casca de arroz, teve um incremento de 10 vezes no seu teor de P no final do experimento em relação ao valor inicial, e o substrato T4, que continha 50% de serragem, teve um incremento de 12 vezes no mesmo período. Já o substrato controle (T1), com 100% de esterco, aumentou cerca de 1,5 vezes o seu teor de P aos 60 dias com relação ao dia zero.

Os maiores valores de P foram observados aos 60 dias nos substratos T3 (33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz) com  $19,09 \text{ g kg}^{-1}$ , T4 (25% esterco + 50% serragem + 25 % cinza de casca de arroz) com  $27,21 \text{ g kg}^{-1}$  e T5 (25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz) com  $30,33 \text{ g kg}^{-1}$ , não apresentando diferença significativa entre si (Tabela 10). Dessa forma, convertendo os valores de P para fosfato ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )(Apêndice A), as concentrações apresentadas foram consideradas altas de acordo com os parâmetros estabelecidos por Kiehl (1985) para adubos orgânicos (Anexo A), com exceção do substrato T2 que obteve concentração média.

#### 4.9 Potássio

Pode-se observar na Tabela 11, que o teor de K no substrato T1, reduziu no vermicomposto aos 45 e 60 dias com relação ao substrato inicial do dia zero. O substrato T5 também apresentou redução do K aos 60 dias da vermicompostagem com relação aos 45 dias e a mistura inicial do dia zero. Os demais substratos T2, T3 e T4, não apresentaram variação significativa com relação ao substrato inicial.

A análise estatística entre os substratos no dia zero (Tabela 11) revelou que a quantidade de K observada foi semelhante em todos os substratos, diferindo apenas o substrato controle (T1) que continha 100% esterco bovino. A mesma comparação realizada aos 45 dias apresentou somente diferença no substrato T5 (25% esterco + 25% serragem + 50% cinza), sendo os demais semelhantes. Já aos 60 dias ocorreu variação no teor de K entre os substratos, apresentando diferenças significativas.

Convertendo os teores de K verificados aos 60 dias para óxido de potássio ( $\text{K}_2\text{O}$ )(Apêndice A), e comparando com a tabela de Kiehl (1985) para adubos

orgânicos (Anexo A), pode-se observar que o substrato T4 foi considerado com baixa concentração de  $K_2O$  e os demais com concentração média.

**Tabela 11** – Teor de potássio total ( $g\ kg^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0			45			60			CV (%)**		
1	13,02	a	A	5,68	5,09	b	B	6,48	6,18	a	B	5,34
2	6,05	b		45,12	4,83	b		5,18	5,65	ab		10,97
3	6,05	b		28,43	4,48	b		7,59	4,91	BC		5,91
4	5,09	b		33,40	3,98	b		24,37	4,35	c		26,44
5	7,63	b	A	6,55	8,23	a	A	45,44	5,71	ab	B	8,93

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Os resultados aqui obtidos diferem dos estudos realizados por alguns pesquisadores, que encontraram concentrações maiores de K no vermicomposto do que nos substratos iniciais. Yadav e Garg (2011) em vermicompostagem de esterco bovino, esterco de aves e lodo de indústria de alimentos, observou um acréscimo de 35% no teor de K no vermicomposto final. Da mesma forma Suthar (2008) relatou um acréscimo de 160% do teor de K, ao realizar a vermicompostagem de esterco bovino misturado com lodo de indústria de destilaria, e Sangwan et al. (2010) também verificaram aumento de K após a vermicompostagem de resíduos da indústria de açúcar.

Realizando vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes em mistura com palha, Suthar (2009a) também observou, no vermicomposto produzido, uma redução no teor de K e atribuiu a possível perda por lixiviação do mineral. Em estudos realizados em que houve diminuição no teor de nutrientes, Garg e Gupta (2011) também sugeriram a possível lixiviação como justificativa. Benitez et al. (1999), analisou a solução lixiviada e encontrou altas concentrações de minerais, como K e P, por exemplo. Isso pode ter acontecido no

presente estudo, pois as adições de água realizadas para manutenção da umidade necessária para as minhocas, foram iguais em todas as caixas, sendo que em algumas foi observado o escoamento de água em excesso. Entretanto, não foi medida a concentração de nutrientes presentes no lixiviado.

Outra possibilidade é de que parte do K possa estar imobilizada nas células dos tecidos dos microrganismos. Pois de acordo com Cardoso et al. (1992), os microrganismos são responsáveis pela mineralização de 1/3 da quantidade total de K contido nas células e ligado aos complexos orgânicos de plantas e microrganismos. Os outros 2/3 do K, por estarem fracamente ligados, são imediatamente solúveis, não ocorrendo à intervenção de microrganismos.

#### **4.10 Cálcio**

Na Tabela 12 estão apresentados os teores de Ca dos substratos nos dias zero, 45 e 60. Pode-se observar que todos os substratos tiveram seus teores de Ca aumentados nos vermicompostos produzidos. O aumento pode ser percebido já aos 45 dias em todos os substratos com diferença significativa em relação ao dia zero. O substrato controle T1 (100% esterco), apresentou valor ainda maior aos 60 dias, com relação aos 45 dias. Os substratos T2 e T4 não apresentaram diferença significativa aos 60 dias, com relação aos 45 dias, mas foram superiores ao dia zero. Os substratos T3 e T5 aos 60 dias reduziram os teores de Ca com relação aos 45 dias, mas ainda ficaram superiores aos valores iniciais do dia zero.

O incremento no teor de Ca no vermicomposto é esperado na vermicompostagem, pois as minhocas possuem glândulas calcíferas que secretam carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) para neutralizar a acidez do substrato (RUPPERT, 2005; SOUZA, 2010). Garg e kaushik (2005), também observaram um aumento no teor de Ca na vermicompostagem de resíduos industriais, e relataram que no processo de vermicompostagem, governado pelas minhocas e pelos microrganismos, ocorre a transformação do Ca da forma imobilizada para formas livres, resultando em acréscimos de Ca disponível no vermicomposto produzido.

**Tabela 12** – Teor de cálcio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) dos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)											
	0				45				60			
			CV (%)**				CV (%)**				CV (%)**	
1	14,52	a	C	1,86	17,45	a	B	4,18	23,90	a	A	6,36
2	7,65	b	B	18,43	10,66	b	A	2,35	11,46	b	A	7,42
3	4,70	c	B	19,36	7,64	c	A	8,64	5,39	c	B	19,11
4	3,62	c	B	41,99	6,52	c	A	19,94	5,53	c	A	25,68
5	4,36	c	C	12,84	7,40	c	A	6,89	6,37	c	B	8,16

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Contudo, o teor de Ca também depende da natureza da matéria prima empregada na vermicompostagem. Realizando vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes em mistura com palha, Suthar (2009a) observou, no vermicomposto produzido, um acréscimo no teor de Ca que variou entre 2,3% e 10,9%. Yadav e Garg (2011), verificaram um aumento nos teores de Ca após a vermicompostagem de esterco bovino, esterco de aves e lodo de indústria de alimentos, sendo que os maiores acréscimos foram observados no tratamento com 100% de esterco e, nos tratamentos com maior quantidade de lodo, o aumento foi menos expressivo. Esse fato também foi observado no presente estudo, em que os maiores incrementos de Ca ocorreram no substrato controle (100% de esterco) aos 45 dias (1,2 vezes) e aos 60 dias (1,6 vezes), em relação ao início do experimento. Já o substrato T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz), aumentou 1,5 vezes o teor de Ca aos 60 dias com relação ao dia zero.

Nota-se que os teores de Ca do substrato T1 foram significativamente superiores aos demais substratos durante todo o período experimental (Tabela 12). O substrato T2 foi diferente de todos os demais nos dias zero, 45 e 60, apresentando valor inferior ao substrato T1 e superior aos demais substratos. No dia

zero, aos 45 e também aos 60 dias de experimento, os substratos T3, T4 e T5 não diferiram entre si, e apresentaram valores inferiores aos demais substratos.

Os maiores teores de Ca no substrato com 100% de esterco (T1), podem estar relacionados com uma maior liberação de  $\text{CaCO}_3$  devido a necessidade de neutralizar as reações ácidas provenientes da mineralização da MO, que foi mais intensa nesse material (Tabela 7).

Contudo, os valores de Ca aos 60 dias convertidos para óxido de cálcio (CaO) (Apêndice A), demonstraram que os substratos T2, T3, T4 e T5 tiveram baixa concentração se comparados com os valores da tabela de Kiehl (1985) para adubos orgânicos (Anexo A), e o substrato T1 teve alta concentração de CaO.

#### **4.11 Magnésio**

Na Tabela 13 estão apresentados os teores de magnésio (Mg) nos substratos nos dias zero, 45 e 60. Verificou-se uma redução nos valores em todos os substratos, entretanto não houve diferença estatística para os substratos T3, T4 e T5, entre os dias zero, 45 e 60. O substrato controle T1 apresentou diferença significativa aos 45 dias e aos 60 dias, com relação ao dia zero, mas entre os 45 e 60 dias os valores não diferiram entre si. O substrato T2 apresentou diferença aos 60 dias, com relação aos 45 e ao dia zero.

Pode-se observar que a composição dos substratos iniciais no dia zero foi diferente entre os tratamentos com relação ao teor de Mg (Tabela 13). O substrato T1 (100% esterco) apresentou o maior valor ( $10,24 \text{ g kg}^{-1}$ ) com diferença significativa dos demais. O substrato T2 (50% esterco + 25% serragem + 25% cinza) no dia zero apresentou valor inferior ( $4,71 \text{ g kg}^{-1}$ ) ao substrato T1, e não diferiu do substrato T5 (25% esterco + 25% serragem + 50% cinza). Os substratos T3 (33% esterco + 33% serragem + 33% cinza) e T4 (25% esterco + 50% serragem + 25% cinza) apresentaram os menores valores de Mg, sem diferença entre si. Essa variação entre os substratos também ocorreu aos 45 e aos 60 dias, sendo que todos os substratos tiveram seus teores de Mg reduzidos durante esse período (Tabela 13).

**Tabela 13** – Teor de magnésio total ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos substratos nos dias 0, 45 e 60 (UFPEL, 2010).

Tratamento*	Tempo (dias)																
	0			CV(%)**			45			CV(%)**			60			CV(%)**	
1	10,24	a	A	7,13	8,27	a	B	4,47	8,55	a	B	3,27					
2	4,77	b	A	13,21	4,66	b	A	0,21	3,65	b	B	32,33					
3	3,41	cd		9,97	3,64	cd		14,56	3,05	bc		16,72					
4	3,18	d		17,92	3,05	d		16,39	2,84	c		15,85					
5	4,01	bc		13,47	3,85	c		7,01	3,44	bc		7,27					

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma coluna, e por letras maiúsculas diferentes na mesma linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Coeficiente de variação.

Realizando vermicompostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes em mistura com palha, Suthar (2009a) observou, no vermicomposto produzido, um acréscimo no teor de Mg que variou de 4,5% a 14%. No processo de vermicompostagem, além de outros minerais, o Mg também é transformado da forma orgânica imobilizada, para formas inorgânicas disponíveis, devido a ação de microrganismos e de enzimas presentes no tubo digestório das minhocas e no substrato (CARVALHO et al., 2009). Dessa forma, o acréscimo de Mg no vermicomposto final é esperado.

Os baixos teores apresentados na Tabela 13, não evidenciam a mineralização do Mg. O que pode ter ocorrido, possivelmente, foi a lixiviação do nutriente solubilizado quando foi adicionado água para manutenção da umidade, da mesma forma que foi sugerida ao K (Tabela 11), o qual também teve seus teores reduzidos durante o período experimental. De acordo com Benitez et al. (1999), e Garg e Gupta (2011), o excesso de água que escoar pode lixiviar nutrientes solúveis.

Contudo é importante ressaltar que a serragem, analisada em separado (Tabela 2) apresentou baixo teor de Mg ( $0,11 \text{ g kg}^{-1}$ ), seguido da cinza de casca de arroz com valor superior ( $4,95 \text{ g kg}^{-1}$ ) e do esterco bovino ( $10,25 \text{ g kg}^{-1}$ ) que continha o teor mais elevado entre esses resíduos. A composição química dessas matérias



primas certamente refletiu na composição das misturas adicionadas no início do experimento e possivelmente também nos resultados dos vermicompostos produzidos.

Os teores de Mg apresentados aos 60 dias e convertidos para óxido de magnésio (MgO) (Apêndice A), foram comparados com os valores da tabela de Kiehl (1985) para adubos orgânicos (Anexo A) e pode-se observar que o substrato T1 apresentou concentração média e os demais substratos concentração baixa de MgO.

## **5. CONCLUSÕES**

A vermicompostagem de esterco bovino é uma alternativa para o tratamento desse resíduo gerado no sistema de produção de gado de leite. O húmus produzido possui ótimas características químicas para ser utilizado na agricultura ou comercializado.

A cinza de casca de arroz representa uma boa fonte de minerais para produção de vermicomposto, entretanto possui baixos teores de N e de C, o que limita a utilização em grandes proporções, sendo necessária a mistura com outro material com alto teor desses minerais.

As proporções utilizadas, neste estudo, nas misturas de esterco bovino, serragem e cinza de casca de arroz, não produziram um vermicomposto com características agronômicas conforme a legislação, ficando seus parâmetros diferentes dos níveis exigidos, recomendando-se o uso da compostagem.

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os resíduos utilizados, serragem e cinza de casca de arroz, podem ser utilizados como alimento para minhocas no processo de vermicompostagem, não apresentando elementos tóxicos para as mesmas.

A serragem para ser utilizada no processo de vermicompostagem, necessita ser misturada com material com alto teor de N, pois possui elevada relação C/N devido o seu alto teor de C.

É recomendado que sejam realizados novos estudos, utilizando menores concentrações de cinza de casca de arroz e serragem, em mistura com esterco de bovinos ou de outro animal, que contenha um maior teor de nitrogênio. Também é recomendado a avaliação do tempo de vermicompostagem utilizando um período maior do que 60 dias.

## 7. REFERÊNCIAS

- ABREU JUNIOR, C. A.; BOARETTO, A. E.; MUROAKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Ciência do Solo**, n.4, p.391-470, 2005.
- ADI, A. J.; NOOR, Z. M. Waste recycling: Utilization of coffee grounds and kitchen waste in vermicomposting. **Bioresource Technology**, v.100, p.1027-1030, 2009.
- AMORIN, A. C.; LUCAS JUNIOR, J.; RESENDE, K. T. De. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.57-66, 2005.
- ANTONIOLLI, Z. I. **Minhocultura e vermicompostagem**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria: Departamento de Solos, 2002. 24 p.
- ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, J. P. K.; STEFFEN, R. B. Utilização de casca de arroz e esterco bovino como substrato para multiplicação de *Eisenia fétida* Savigny (1986). **Ciência agrotécnica**, v.33, n.3, p.824-830, 2009.
- ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: Angra FNP Pesquisas, 2009, 360p.
- AQUINO, A. M. de; ALMEIDA, D. L. de; FREIRE, L.R.; DE-POLLI, H. Reprodução de minhocas (Oligochaeta) em esterco bovino e bagaço de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.29, p.161-168, 1994.
- AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L. de; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio orgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.11, p.1087-1093, 2005.
- AQUINO, A. M. de; ALMEIDA, D. L. de; SILVA, V. F. da. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: Vermicompostagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n.8, p.1-6, 1992.
- BARTH, L.C. Odor sensation theory and phenomena and their effect on olfactory measurements. Transactions of the ASAE, St. Joseph, v.16, n.2, p.340-347, 1973.
- BARTLETT, M. D.; BRIONES, M. J. I.; NEILSON, R.; SCHMIDT, O.; SPURGEON, D.; CREAMER, R. A critical review of current methods in earthworm ecology: From individuals to populations. **European Journal of Soil Biology**, n.46, p.67-73, 2010.

BENITEZ, E.; NOGALES, R.; ELVIRA, C.; MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludge composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology*, n.67, p.297–303, 1999.

BERG, B.; LASKOWSKI, R. Decomposers: Soil microorganisms and animals. **Advances Ecology Research**, n.38, p.73-100, 2005.

BERNA, M. P.; NAVARRO, A. F.; ROIG, A.; CEGARRA, J.; GARCÍA, D. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. **Biology and Fertility of Soils**, v.22, p.141-148, 1996.

BHATTACHARYA, A.K.; MANDAL, S.N.; DAS, S.K. Adsorption of Zn (II) from aqueous solution by using different adsorbents. **Chemical Engineering Journal**, v.123, p.43-51, 2006.

BIDONE, F. R. A. A vermicompostagem de resíduos sólidos de curtume, brutos e previamente lixiviados, utilizando composto de lixo urbano como substrato. 184p. **Tese...** (Doutorado em engenharia ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade Federal de São Paulo. 1995.

BIDONE, F. R. A. Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: reciclagem e disposição final. **Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 240 p.

BOHLEN, P. J.; PARMELLE, R. W.; ALLEN, M. F.; KETTERINGS, G. M. Differential effects of earthworms on nitrogen cycling from various nitrogen 15 labelled substrate. *American Journal Science society*, n.63, p.882-890, 1999.

BROWN, G. G.; JAMES, S. W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. **Minhocas na América Latina: Biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa Soja, 2007. 545 p.

BLAIR, J. M.; PARMELEE, R. W.; LAVELLE, P. Influence of earthworms on biogeochemistry. In: HENDRIX, P. F., **Earthworm Ecology and Biogeography**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 1995, p.127-158.

BUTT, K. R. Utilization of soil paper-mill sludge and spend brewery yeast as a feed for soil-dwelling earthworms. **Bioresource Technology**, v.44, p.105-107, 1993.

CAMPOS, A. T.; FERREIRA, W. A.; PACCOLA, A. D.; LUCAS JUNIOR, J.; ULBANERE, R. C.; CARDOSO, R. M.; CAMPOS, A. T. Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos em sistema intensivo de produção de leite. **Ciência Agrotécnica**, v.26, n.2, p.426-438, 2002.

CAMPOS, A. T. **Tratamento de dejetos de bovinos de leite**. 2008. Disponível em: <<http://www.cnpqgl.embrapa.br/nova/sala/noticias/jornaldoleite.php?id=383>> Acesso em 28/07/2010.

CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. 360p.

CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S., COTTA, J. A. O.; LIMA, E. N. Utilização de diferentes resíduos no processo de vermicompostagem e estudo da humificação. In: Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos. **Anais...** Vitória-ES, Brasil, 2009.

DAÍ PRÁ, Marcos Antonio. **Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos**. 2006. 127f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia)- Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS.

DARWIN, C. **The formation of vegetable mould, through the action of worms, with observations on their habits**. London: William Clowes and Sons Limited, 1881.

DELLA, V. P.; KÜHN, I.; HOTZA, D. Caracterização de cinza de casca de arroz para uso como matéria prima na fabricação de refratários de sílica. **Química Nova**, v.24, n.6, p.778-782, 2001.

DOMINGUEZ, J., AIRA, M., GÓMEZ-BRANDÓN, M. El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. **Ecosistemas** 18, 20–31, 2009.

DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, C.A. 2004. Vermicomposting organic wastes: a review. In: Shakir, S.H., Mikha, W.Z.A. (Eds.), **Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century**. Cairo, p.369–396, 2004.

DOMINGUEZ, J. State of the earth and new perspectives on vermicomposting research. 2004. In: EDWARDS, C. A. **Earthworm Ecology**. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, p. 401-424.

EDWARDS, C. A. Historical overview of vermicomposting. **Biocycle**, p.56-58, 1995.

ELVIRA, C.; SAMPEDRO L.; BENITEZ, E.; NOGALES, R. Vermicomposting of sludges from paper Mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: a pilot scale study. **Bioresource Technology**, v.63, p.205-211, 1998.

EMMERLING, C. e PAULSCH, D. Improvement of earthworm (lumbricidae) community and activity in mine soils from open-cast coal mining by the application of different organic waste materials. **Pedobiologia**, v.45, p.396-407, 2001.

FAO – Food and Agricultural Organization. “Global agriculture towards 2050”. High level expert forum. Roma, 12 e 13 de outubro de 2009. Disponível em: <[http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/Issues\\_papers/HLEF2050\\_Global\\_Agriculture.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/Issues_papers/HLEF2050_Global_Agriculture.pdf)>, Acesso em: 24/07/2010.

FINSTEIN, M. S. Temperature implications for process design and control. In: FINSTEIN, M. S. **Composting: theory and practice for city, industry and farm**. Ed. J.G. Press, p.150-157, 1982.

GARCIA, F. R. M.; ZIDKO, A. **Criação de minhocas: As operárias do húmus**. Porto Alegre: Editora Ríegel, 2006, 112p.

GARCIA VAQUERO, E. **Projeto e construção de alojamento para animais**. 2. ed. Lisboa: Litexa Portugal, 1981. 237 p.

GARG, P.; GUPTA, A.; SATYA, S. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study. **Bioresource Technology**, v.97, p.391-395, 2006.

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

GOMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; LORES, M.; DOMINGUEZ, J. Detritivorous earthworms modify microbial community structure and accelerate plant residue decomposition. **Applied Soil Ecology**, v.44, p.237-244, 2010.

GUPTA, R.; GARG, V.K. Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. **Journal Hazardous Materials**, n.153, p.1023–1030, 2008.

GUPTA, R.; GARG, V. K. Vermiremediation and nutrient recovery of non-recyclable paper waste employing *Eisenia foetida*. **Journal of Hazardous Materials**, n.162, p.430-439, 2009.

GUPTA, R.; MUTIYAR, P. K.; RAWAT, N. K.; SAINI, M. S.; GARG, V. K. Development of a water hyacinth based vermireactor using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Bioresources Technology**, n.98, p.2605–2610, 2007.

HAIMI, J.; HUTHA, Y. Capacity of various organic residues to support adequate earthworm biomass for vermicomposting. **Biology and Fertility of Soils**, v.2, p.23-27, 1986.

HEIJ, G. J.; ERISMAN, J. W. Acid Atmospheric Deposition and its Effects on Terrestrial Ecosystems in the Netherlands. The Third and Final Phase (1991-1995). **Studies in Environmental Science**, v.69; p.716-726, 1997.

HEIJ, G. J.; ERISMAN, J. W. Acidrain research: do we have enough answers? 1995. In: Proceedings of a Speciality Conferences-Hertogenbosch, **Studies in Environmental Science**, v.64, p.516-528, 1995.

HODGE, A.; STEWART, J.; ROBINSON, D.; GRIFFITHS, B. S.; FITTER, A. H. Plant N capture and microfaunal dynamics from decomposing grass and earthworm residues in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.32, p.1763–1772, 2000.

HUANG, G. F. A.; 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.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **Pesquisa da Pecuária Municipal**, 2009.

JAGER, T.; FLEUREN, R. H. L. J.; ROELOFS, W.; GROOT, A. C. Feeding activity of the earthworm *Eisenia andrei* in artificial soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.35, p.313-322, 2003.

JAHNEL, M. C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, v.56, n.2, 1999.

KAUSHIK, P.; GARG, V.K. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. **Bioresource Technology**, v.94, p.203-209, 2004.

KAVIRAJ, J.; SHARMA, S. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. **Bioresource Technology**, v.90, p.169–173. 2003.

KHWAIRAKPAM, M.; BHARGAVA, R. Vermitechnology for sewage sludge recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v.161, p.948-954, 2009.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres Ltda, 1985, 492p.

KIELING, A. G. Influência da segregação no desempenho de cinzas de casca de arroz como pozolanas e material adsorvente. 130p. **Dissertação...** (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo – RS, 2009.

KIST, G. P.; STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I.; BERTOLAZZI, V. T. Tratamento físico-químico de casca de arroz para seu aproveitamento na minhocultura. In: **XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Gramado-RS, 2007.

KNAPP, B. A.; PODMIRSEG, S. M.; SEEGER, J.; MEYER, E.; INSAN, H. Diet-related composition of the gut microbiota of *Lumbricus rebellus* as revealed by a molecular fingerprinting technique and cloning. **Soil Biology Biochemistry**, n.41, p.2299-2307, 2009.

LAMIN, S. S. M. **Caracterização de vermicomposto de esterco bovino e estudo da absorção competitiva de cádmio, cobre, chumbo e zinco**. 1995. 121 f. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001.



LE BAYON, R. C.; BINET, F. Earthworms change the distribution and availability of phosphorus in organic substrates. **Soil Biology and Biochemistry**, n.38, p.235-246, 2006.

LEE, K. E. **Earthworms: Their ecology and relationship with soils and land use**. Sydney: Academic press, 1985.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3. ed. São Paulo: Hemus, 1995. 261p.

LYNCH, J. M. Lignocellulosis in composts. In: BERTOLDI, E. M.; ZUCCONI, F. **Proceedings compost: Production, quality and use**. Elsevier Applied Science, p.178-189, 1985.

MAPA. Instrução Normativa nº. 23, de 31 de agosto de 2005. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, **Diário Oficial**, Seção 1, 12p.

MARTINEZ, A. A. **A grande e poderosa minhoca – manual prático do minhocultor**. Guaíba: FUNEP, Editora Agropecuária, 1995. 137p.

MARINEZ, J.; DABERT, P.; BARRINGTON, S.; BURTON, C. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. **Bioresource Technology**, v.100, n.22, p.5527-5536, 2009.

MARTINS, P. R. G.; SILVA, C. A. da; FISCHER, V.; RIBEIRO, M. E. R.; STUMPF JUNIOR, W.; ZANELA, M. B. Produção e qualidade do leite na bacia leiteira de Pelotas-RS em diferentes meses do ano. **Ciência Rural**, v.36, n.1, p.209-214, 2006.

MITCHELL, A. Production of *Eisenia foetida* and vermicomposting from feedlot cattle manure. **Soil Biology and Biochemistry**, n.29, p. 763-766, 1997.

MORSELLI, T. B. G. A. **Minhocultura**. Pelotas: Editora e Gráfica Universitária da UFPEL, 2009, 114p.

MOTTER, O.F.; KIEHL, E.J.; KAWAI, H.; MEDEL, L.E.; YOSHIMOTO, H. **Utilização de minhocas na produção de composto orgânico**. São Paulo: CETESB, 1990. 8p.

MÜLLER, W. Effects of odour on man and animals. In: STRAUCH, D. (Ed.). **Animal production and environmental health**. 6. ed. Amsterdam: Elsevier, p.21- 26, 1987.

NAIYA, T. K.; BHATTACHARYA, A. K.; SAILENDRANATH MANDAL, S.; DAS, S. K. The sorption of lead (II) ions on rice husk ash. **Journal of Hazardous Materials**, v.163, n.2-3, p.1254-1264, 2009.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A.; DAS, K. C. Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. **Bioresource Technology**, v.71, p.5-12, 2000.

NORÉN, O. Odours from animal production. In: STRAUCH, D. (Ed.). Animal production and environmental health. 6.ed. Amsterdam: Elsevier, p.1-20, 1987.

NUNES, W. A. G. A. Uso agrícola de resíduos orgânicos. 2010. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2010\\_1/ResiduosOrganicos/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2010_1/ResiduosOrganicos/index.htm)>. Acesso em: 24/3/2011

OLIVEIRA, S. **Compostagem e Vermicompostagem**. Botucatu-SP: UNESP/FCA, p.6-9, 2001.

PARVERESH, A.; MOVAHEDIAN, H.; HAMIDIAN, L. Vermistabilization of municipal waste water sludge with *Eisenia foetida*. Iranian Journal Environment Health Science, n.1, v.2, p.43-50, 2004.

PAULUS, G.; MULLER, A. M.; BARCELLOS, L. A. R. **Agroecologia aplicada: práticas e métodos para uma agricultura de base ecológica**. Porto Alegre: EMATER/RS, 2000, 86p.

PEREIRA, E.W.; AZEVEDO, C.M.S.B. Produção de vermicomposto em diferentes proporções de esterco bovino e palha de carnaúba. **Caatinga**, v.18, p.112-116, 2005.

PEREIRA NETO, J. T. On the Treatment of Municipal Refuse and Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting - a Low Technology Approach. 376p. **Ph.D. Tesis...** (Doutorado em Engenharia Sanitária Ambiental), University of Leeds, UK. 1987.

PLAZA, C.; NOGALES, R.; SENESI, N.; BENITEZ, E.; POLO, A. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. **BioresourceTechnology**, n.99, p.5085–5089, 2008.

PRAKASH, M.; KARMEGAM, N. Vermistabilization of press mud using *Perionyx ceylanensis* Mich. **Bioresources Technology**, n.101, p.8464–8468, 2010.

PRAMANIK, P.; GHOSH, G. K.; GHOSAL, P. K.; BANIK, P. 2007. Changes in organic-C, N, P and K and enzymatic activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. **Bioresource Technology**, n.98, p.2485–2494, 2007.

ROSA, E. V.; GIURADELLI, T. M.; CORRÊA, A. X.; RÖRIGAND, L. R.; SCHWINGEL, P. R.; RESGALLA, C. Ecotoxicological evaluation of the short term effects of fresh and stabilized têxtil esludges before application in forest soil restoration. **Environmental Pollution**, v.146, p.463–469, 2007.

ROSTON, D. M. e SILVA, E. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: Lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. In: I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais e Tratamento de Dejetos de Animais. **Anais...**, Florianópolis – SC, Brasil, 2009, p.561-565.

ROSSI, F., SHIMODA, E. **Criação de minhocas: manual**. Viçosa: CPT, 1996. 28p.

RUPPERT, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. **Zoologia de Invertebrados**. São Paulo: Roca, 7ªed., 2005.

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

SANGWAN, P.; KAUSHIK, C. P.; GARG, V.K. Vermicomposting of sugar industry waste (press mud) mixed with cow dung employing an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Waste Management Resources**, n.28, p.71–75, 2010.

SANTOS, S. Avaliação e melhoramento de equipamentos para manejo mecânico de cobertura vegetal. 90p. **Dissertação...** (Mestrado em engenharia de produção). Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 1997.

SAS INSTITUTE (Cary, Estados Unidos). **SAS/STAT user's Guide: version 6**. 4. Ed. Cary. V. 1, 1998.

SCHIAVON, G. de A.; SCHIEDECK, G.; ARAÚJO, J. M. G.; SCHWENGBER, J. E. Efeito da casca de arroz no crescimento e reprodução de minhocas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.2, p.995-999, 2007.

SCHULDT, M.; RUMI, A.; GUTIERREZ GREGORIC, D. E.; CALONI, N.; BODNAR, J.; REVORA, N. Culture of *Eisenia fétida* (Annelida, lumbricidae) on puffed Rice scrap in outdoors and laboratory conditions. **Ecologia austral**, v.15, p.217-227, 2005.

SEEBER, J.; SEEBER, G. U. H.; LANGEL, R.; SCHEU, S.; MEYER, E. The effect of macroinvertebrates and plant litter of different quality on the replease of N from litter to plant on alpine pastureland. **Biology Fertility Soils**, n.44, p.783-790, 2008.

SHARMA, V. K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA, G. Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: review. **Energy Conversion and Management**, v.38, n.5, p.453-478, 1997.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. de. **Análise de Alimentos – Métodos Químicos e Biológicos**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2004. 235p.

SILVA FILHO, A. V.; SILVA, M. I. V. A importância das substâncias húmicas. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, 2000.

SOUZA, V. C. E. **Construção e manejo do minhocário, colheita do húmus e comercialização**. Brasília: Lkeditora, 2010, 16p.

- SRIVASTANA, V. C.; MALL, I. D.; MISHRA, I. M. Characterization of mesoporus Rice husk ash (RHA) and adsorption kinetics of metal ions from aqueous solution onto RHA. **Journal of Hazardous Materials**, v.134, p.257-267, 2006.
- SRIVASTANA, V. C.; MALL, I. D.; MISHRA, I. M. Removal of cadmium (II) and Zinc (II) metal ions from binary aqueous solution by Rice husk ash. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v.32, p.172-178, 2008.
- SUTHAR, S. Bioremediation of aerobically treated distillery sludge mixed with cow dung by using an epigeic earthworm *Eisenia fetida*. **Environmentalist**, n.28, p.76–84, 2008.
- SUTHAR, S.; SINGH, S. Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry. **Science of the Total Environment**, v.394, p. 237-243, 2008.
- SUTHAR, S. Vermicomposting of vegetable-market solid waste using *Eisenia foetida*: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. **Ecological Engineering**, v.35, p.914-920, 2009b.
- SUTHAR, S. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). **Journal of Hazardous Materials**, v.163, p.199-206, 2009a.
- TAN, K. H. **Environmental Soil Science**. New York: Marcell Dekker, 1994, 255p.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia/UFRGS, p.174, 1995.
- TOGNETTI, C.; LAOS, F.; MAZZARINO, M.J.; HERNANDES, M.T. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. **Compost Science & Utilization**, v.13, p.6-13, 2005.
- TSAI, S. M.; ROSSETTO, R. Transformações microbianas do fósforo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, p.231-242.
- VENTER, J.M.; REINECKE, A.J. The life-cycle of the compost worm *Eisenia foetida* (Oligochaeta). **South African Journal of Zoology**, v.23, n.3, p.161-165, 1988.
- VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J. A Vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciadas com composto de lixo urbano. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.3, p.218-224, 2004.
- VIEIRA, M.L. Produção de minhocas em dejetos suínos estabilizados e valor nutritivo da farinha de minhocas para suínos. 1997. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia). Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 59p.

VINOTHA, S. P.; PARTHASARTHI, K.; RANGANATHAN, L. S. Enhanced phosphatase activity in earthworm casts is more of microbial origin. **Current Science**, n.79, p.1158–1159, 2000.

WARDLE, D. A. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. **Ecology Letter**, n.9, p.870-886, 2006.

WHALEN, J. K.; PARMELEE, R. W.; MC'CARTNEY, D. A.; VAN ARSDALE, J. L. Movement of N from decomposing earthworm tissue to soil microbial and plant N pools. **Soil Biology e Biochemistry**, v.31, p.487–492, 1999.

WILLEMS, J. J. G. M.; MARINISSEN, J. C. Y.; BLAIR, J., 1996. Effects of earthworms on nitrogen mineralization. **Biology and Fertility of Soils**. v.23, p.57–63.

YADAV, A.; GARG, V. K. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p.262-268, 2009.

ZOCCAL, R.; SOUZA, A. D. de; GOMES, A. T.; LEITE, J. L. B. Produção de leite na agricultura familiar. **Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**. 2010. Disponível em: <[www.soberg.org.br/palestra/12/090433.pdf](http://www.soberg.org.br/palestra/12/090433.pdf)>, Acesso em: 12 dez 2010.

ZUCCONI, F.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. Biological evaluation of compost maturity. **Biocycle**, n.22, v.4, p.27-29, 1987.

## **Apêndice**

## APÊNDICE A

Apêndice A - Classificação dos substratos aos 60 dias de acordo com os parâmetros de qualidade de adubos orgânicos estabelecidos por Kiehl (UFPEL, 2010)

Tratamentos*	pH	MS	U	N	MO	C	C/N	g kg <sup>-1</sup>			
								P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> **	K <sub>2</sub> O**	CaO**	MgO**
%											
T1	7,45 Bom	24,84	72,48 Excessivo	2,36 Alto	57,38	31,87	13,54 Bom	26,83 Alto	7,41 Médio	33,46 Alto	14,53 Médio
T2	7,76 Ótimo	29,85	67,89 Excessivo	1,00 Baixo	48,42	26,90	26,82 Alto	12,54 Médio	6,78 Médio	11,6 Baixo	6,2 Baixo
T3	7,94 Ótimo	36,19	61,59 Excessivo	0,57 Baixo	44,81	24,90	43,86 Alto	43,71 Alto	5,89 Médio	7,54 Baixo	5,18 Baixo
T4	7,95 Ótimo	35,42	62,16 Excessivo	0,52 Baixo	56,68	31,4	63,90 Alto	62,76 Alto	5,22 Baixo	7,74 Baixo	4,82 Baixo
T5	8,33 Ótimo	38,42	62,16 Excessivo	0,51 Baixo	30,77	17,09	33,88 Alto	69,45 Alto	6,85 Médio	8,91 Baixo	5,84 Baixo

pH – Potencial hidrogeniônico; MS – Matéria seca; U - Umidade; N – Nitrogênio; MO – Matéria orgânica; C – Carbono; C/N – Relação carbono nitrogênio; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – Fosfato; K<sub>2</sub>O – Óxido de potássio; CaO – Óxido de cálcio; MgO – Óxido de magnésio.

\* Tratamentos

1 – 100% esterco;

2 – 50% esterco + 25% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

3 – 33% esterco + 33% serragem + 33% cinza de casca de arroz;

4 – 25% esterco + 50% serragem + 25% cinza de casca de arroz;

5 – 25% esterco + 25% serragem + 50% cinza de casca de arroz.

\*\* Valor calculado.

**Anexo**



## Anexo A

Anexo A – Quadro para interpretação de dados de análise de húmus.

Elemento	Teores (%)		
	Baixo	Médio	Alto
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	<0,5	Entre 0,5 e 1,5	>1,5
Potássio (K <sub>2</sub> O)	<0,5	Entre 0,5 e 1,5	>1,5
Cálcio (CaO)	<2,0	Entre 2,0 e 4,0	>4,0
Magnésio (MgO)	<1,0	Entre 1,0 e 2,0	>2,0
Enxofre (S)	<2,0	Entre 0,2 e 0,5	>0,5
Indicativo de:	Indesejável	Bom	Ótimo
Índice pH	<6,0	Entre 6,0 e 7,5	>7,5
Relação C/N	>18/1	De 12/1 a 18/1	De 8/1 a 12/1
Teor de umidade (%)	Excessivo	Bom	Ótimo
	>35	Entre 25 e 35	<25
Teor de Nitrogênio (%)	Deverá estar em torno de 1,7 ou apresentar no máximo de 4 a 5		

Fonte: Kiehl (1985).