

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS  
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



Tese

**Tecnologias aeróbias no tratamento de resíduos da  
produção animal: compostagem e vermicompostagem**

**Beatriz Simões Valente**

Pelotas, 2013

**Beatriz Simões Valente**

**Tecnologias aeróbias no tratamento de resíduos da  
produção animal: compostagem e vermicompostagem**

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

Orientador: Prof. Ph. D. Eduardo Gonçalves Xavier

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

Pelotas, 2013

**Banca examinadora:**

---

Prof. Dr. Eduardo Gonçalves Xavier – UFPEL

---

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

---

Prof. Dr. Jerri Teixeira Janusso – UFPEL

---

Prof. Dr. Marcos Antonio Anciuti – IF-SUL

---

Prof<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup> Fabiane Pereira Gentilini – IF-SUL

*Dedico*

*Aos meus pais,  
Fernando Schoroeder Valente (in memoriam)  
e Dilma Simões Valente pela oportunidade  
de chegar até este momento. À Virgínia Tavares Vieira, que com  
muita paciência e carinho esteve a meu lado nos momentos de dificuldades.*

## **AGRADECIMENTOS**

Completos sete anos de convivência nesse universo, que considero uma segunda casa para mim, é hora de agradecer àquelas pessoas que de alguma forma, contribuíram para que me tornasse uma profissional. Pessoas que me incentivaram de diferentes maneiras e me possibilitaram não só a realização da minha dissertação e tese, mas outras formas de expressão. E assim fui me constituindo e sendo constituída no decorrer desse tempo.

Primeiramente agradeço ao meu orientador, professor Eduardo Gonçalves Xavier, por ter me recebido há sete anos atrás como aluna de mestrado, sem conhecer a mim e ao meu trabalho. Até hoje foste à pessoa que eu recorri nos momentos de dificuldades e de dúvidas profissionais. Os teus ensinamentos e o tempo dedicado a minha orientação, te fizeram a pessoa mais importante durante essa minha caminhada em busca da profissionalização. Somado a isso, a tua “emoção” no dia da minha defesa é algo que me marcou profundamente e levarei essa lembrança para sempre. Eduardo, eu devo muito a ti e sou imensamente grata!

Não poderia deixar de agradecer a professora Tânia Beatriz Araújo Gamboa Morselli pelos ensinamentos, carinho e amizade desde a época da graduação e que permanecem até hoje.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, pelo suporte aos diversos projetos de pesquisa.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Agradecimento especial aos colegas da sala 412 pelas conversas e momentos de descontração.

Agradecimento mais que especial ao “Juca” e a todos os estagiários do Grupo NEMA PEL pelo apoio incondicional em todos os projetos executados. Sem vocês nada seria possível!

Finalmente, a todos que possa ter esquecido de mencionar, mas que me auxiliaram das mais diversas e imagináveis maneiras... Direta e indiretamente, Consciente e inconsciente.

A todos vocês o meu sincero “MUITO OBRIGADO”!

## RESUMO

VALENTE, Beatriz Simões. 2013. 103p. **Tecnologias aeróbias no tratamento de resíduos da produção animal: compostagem e vermicompostagem**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Objetivou-se estudar a compostagem e a vermicompostagem no tratamento de resíduos da produção animal. Foram realizados dois experimentos. No primeiro, objetivou-se avaliar a casca de arroz como agente de estruturação da compostagem, bem como a proporção entre resíduos da filetagem de pescado marinho e casca de arroz e o processo de compostagem. O sistema de compostagem consistiu de duas etapas: composteira em alvenaria e pilhas de compostagem. As proporções testadas no decorrer de 90 dias do processo foram: 3 kg de casca de arroz : 1 kg de resíduos da filetagem de pescado marinho (T1) e 3 kg de casca de arroz : 3 kg de resíduos da filetagem de pescado marinho (T2), com cinco repetições. A evolução da temperatura da biomassa em ambos os tratamentos demonstrou que a população mesofílica manteve-se presente em todo o período experimental. A linearidade do modelo de equação e o seu elevado coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,98$ ) demonstraram que a temperatura ambiente do ar influenciou a temperatura da biomassa no T2, que apresentou uma resposta quadrática. A relação carbono/nitrogênio do T1 foi significativamente superior a do T2 ( $P < 0,05$ ) aos 60 dias de compostagem. No segundo experimento objetivou-se: (1) avaliar os sistemas de compostagem pelos métodos aeração ativa e passiva, bem como o processo de vermicompostagem na mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária, através do monitoramento de transformações químicas em função do tempo de biodegradação; (2) comparar a associação entre compostagem aeração passiva e ativa com a compostagem aeração passiva seguida de vermicompostagem; (3) comparar o composto e o vermicomposto obtido ao final do estudo. Na compostagem pelo método aeração passiva foi utilizada uma estrutura nas dimensões de 12 m de comprimento, 2 m de largura e 1,80 m de altura, coberta com filme de polietileno de baixa densidade (PEBD), que comportou três caixas de plástico reforçado com fibra de vidro, com capacidade de 1000L cada uma. Para a compostagem pelo método aeração ativa foi formada uma pilha de parte da biomassa da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária. Na vermicompostagem, as 12 unidades experimentais constaram de caixas de madeira. Foram inoculadas 200 minhocas adultas e cliteladas da espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na mistura dos substratos. A compostagem aeração passiva promoveu redução significativa dos teores de matéria orgânica total, carbono orgânico total, pH e potássio, enquanto que o teor de cinzas, fósforo total e cálcio total aumentaram significativamente ( $P < 0,05$ ) no decorrer do processo. A compostagem aeração ativa favoreceu os decréscimos significativos nos teores de matéria orgânica total, carbono orgânico total, relação carbono/nitrogênio e potássio total. Diferentemente, houve um aumento significativo do teor de cinzas, nitrogênio total e pH ( $P < 0,05$ ). A vermicompostagem promoveu reduções significativas no teor de matéria orgânica total, carbono orgânico total, relação carbono/nitrogênio, cinzas, nitrogênio total, fósforo total e potássio total ( $P < 0,05$ ). A combinação entre

compostagem aeração passiva e vermicompostagem proporcionou uma redução significativa dos teores de matéria orgânica total, de carbono orgânico total e na relação carbono/nitrogênio. Acréscimos significativos do pH e dos teores de cinzas, de nitrogênio e cálcio totais foram observados. O vermicomposto foi significativamente superior ao composto como fertilizante orgânico ( $P < 0,05$ ).

**Palavras-chave:** cama de aviário, casca de arroz, dejetos, reciclagem, pescado.

## ABSTRACT

VALENTE, Beatriz Simões. 2013. 103p. **Aerobic technologies for treating residues of animal production: composting and vermicomposting.** Ph.D. Dissertation – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Brazil.

This study aimed to evaluate composting and vermicomposting for treating residues of animal production. Two trials were conducted. The objective of the first trial was to evaluate rice hulls as structuring agent of composting, along with the proportion of residues of marine fish and rice hulls and the composting process. The composting system had two steps: composting cells and composting pile. The mixture proportions evaluated during 90 days of trial were: 3kg of rice hulls : 1kg of residues of marine fish (T1) and 3kg of rice hulls : 3kg of residues of marine fish (T2). Both had five replications. Biomass temperature showed that mesophilic population was present during the whole experimental period in both treatments. The linearity of the equation model and its high coefficient of determination ( $R^2 = 0.98$ ) showed that air environmental temperature influenced biomass temperature in T2, with a quadratic trend. The C/N ratio of T1 at 60 days of composting was significantly higher than T2 ( $P < 0.05$ ). The objectives of the second trial were: (1) to evaluate composting systems through active and passive aeration methods, along with vermicomposting of a mixture of bovine liquid residues and poultry bed; (2) to compare the association between passive and active aeration composting with passive aeration composting followed by vermicomposting; (3) to compare the compost and vermicompost obtained at the end of trial. For composting through passive aeration a 12m length, 2m width and 1.80m height structure covered with film of low density polyethylene was used. Such structure housed three 1000L plastic boxes reinforced with glass fiber. For composting through active aeration, a pile was formed containing part of the biomass from the mixture of bovine liquid residues and poultry bed. The 12 experimental unities for vermicomposting were the wooden boxes. A total of 200 adult *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) earthworms were mixed with the substrates. The composting through passive aeration significantly reduced total organic matter, total organic carbon, pH and potassium levels. In contrast, ash, total phosphorus and total calcium were significantly increased ( $P < 0.05$ ) during the process. The composting through active aeration favored significant decreases of total organic matter, total organic carbon, carbon/nitrogen ratio and total potassium. Additionally, there was a significant increase of ash, total nitrogen and pH ( $P < 0.05$ ). Vermicomposting led to significant reductions of total organic matter, total organic carbon, carbon/nitrogen ratio, ash, total nitrogen, total phosphorus and total potassium ( $P < 0.05$ ). The combination of composting through passive aeration and vermicomposting led to a significant reduction of total organic carbon, carbon/nitrogen ratio and carbon/nitrogen ratio. Significant increase of pH, ash, nitrogen and calcium were observed. In conclusion, vermicompost was significant superior than composting as an organic fertilizer ( $P < 0.05$ ).

**Key words:** poultry bed, rice hulls, waste, fish production, recycling.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Capítulo 1</b>	<b>COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA FILETAGEM DE PESCADO MARINHO E CASCA DE ARROZ.....</b>	<b>45</b>
Figura 1	Célula de compostagem.....	47
Figura 2	Disposição dos resíduos de peixe sobre a camada de casca de arroz e adição de água .....	49
Figura 3	Médias da temperatura da biomassa e do ambiente durante a compostagem de diferentes proporções de resíduos da filetagem de pescado e casca de arroz.....	52
<b>Capítulo 2</b>	<b>COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS LEITEIROS E CAMA AVIÁRIA.....</b>	<b>60</b>
Figura 1	Estrutura utilizada na compostagem pelo método aeração passiva.....	64
Figura 2	Incorporação de dejetos a cama aviária e tubulação de PVC utilizada na aeração passiva da massa em compostagem.....	65
Figura 3	Caixas de madeira não aromáticas utilizadas na vermicompostagem.....	66
Figura 4	Médias da temperatura da biomassa durante os processos de COM passiva e COM ativa na mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária.....	69

## LISTA DE TABELAS

<b>Capítulo 1</b>	<b>COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA FILETAGEM DE PESCADO MARINHO E CASCA DE ARROZ.....</b>	<b>45</b>
Tabela 1	Composição química dos substratos utilizados na compostagem.....	50
Tabela 2	Teores médios, desvios padrão e coeficientes de variação da composição química durante a compostagem de resíduos de pescado marinho e casca de arroz.....	54
Tabela 3	Temperaturas médias semanais, em °C, durante o primeiro estágio do processo de compostagem .....	58
<b>Capítulo 2</b>	<b>COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS LEITEIROS E CAMA AVIÁRIA.....</b>	<b>60</b>
Tabela 1	Composição química dos substratos cama aviária e dejetos líquidos de bovinos leiteiros, antes de cada impregnação.....	67
Tabela 2	Composição química da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária submetidos a diferentes tempos de compostagem aeração passiva e ativa e de vermicompostagem.....	72
Tabela 3	Composição química da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária submetidos aos processos de COM e C + VER.....	76
Tabela 4	Composição química do composto e do vermicomposto obtidos ao final de 100 dias de COM e da C + VER.....	77

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>15</b>
2.1 Tecnologias de tratamento de resíduos orgânicos .....	15
2.1.1 Compostagem .....	16
2.1.1.1 Fatores que afetam a compostagem .....	19
2.1.1.1.1 Micro-organismos .....	19
2.1.1.1.2 Umidade .....	20
2.1.1.1.3 Aeração .....	23
2.1.1.1.4 pH .....	26
2.1.1.1.5 Relação carbono/nitrogênio .....	28
2.1.1.1.6 Temperatura .....	30
2.1.1.1.7 Granulometria .....	32
2.1.1.1.8 Dimensão das leiras .....	35
2.1.2 Vermicompostagem .....	35
2.1.2.1 Fatores que afetam a vermicompostagem .....	39
2.1.2.1.1 Temperatura .....	39
2.1.2.1.2 Umidade .....	41
2.1.2.1.3 Relação carbono/nitrogênio .....	41
2.1.2.1.4 pH .....	43
<b>3 CAPÍTULO 1 – COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA FILETAGEM DE PESCADO MARINHO E CASCA DE ARROZ .....</b>	<b>45</b>
3.1 Introdução .....	45
3.2 Material e Métodos .....	47
3.3 Resultados e Discussão .....	51
3.4 Conclusão .....	59
<b>4 CAPÍTULO 2 – COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS LEITEIROS E CAMA AVIÁRIA .....</b>	<b>60</b>
4.1 Introdução .....	60
4.2 Material e Métodos .....	63
4.2.1 Compostagem pelo método aeração passiva (COM passiva) .....	63
4.2.2 Compostagem pelo método aeração ativa (COM ativa) .....	65
4.2.3 Vermicompostagem (VER) .....	66

4.3 Resultados e Discussão .....	68
4.4 Conclusões .....	78
<b>5 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>79</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os crescimentos, populacional e econômico, geraram uma alta demanda por alimentos, fazendo com que diferentes sistemas zootécnicos aumentassem sua produção, a fim de suprir o grande consumo por parte da população. Desta forma, os sistemas de produção de origem animal modernos apontam para um modelo de confinamento em pequenas áreas, permitindo assim o aumento da escala de produção (KUNZ; ENCARNAÇÃO, 2007; PERISSINOTO et al., 2009).

Este cenário é permeado por problemas sanitários e ambientais (HERRERO et al., 2006), devido ao aumento da produção de resíduos, pois a sua taxa de geração é muito maior do que a de degradação (FIORI et al., 2008). Aliado a isso, a resistência por parte dos produtores em realizar o manejo adequado dos resíduos colabora para a contaminação ambiental local e regional. Isso acontece porque dejetos líquidos e esterco animais sempre foram vistos pelo ser humano como fertilizante do solo, o que torna o tratamento desnecessário (KUNZ; ENCARNAÇÃO, 2007). Outro fato importante é a aplicação de recursos financeiros, o que muitas vezes acaba não sendo viável para o produtor rural. Assim, o despejo de resíduos orgânicos é uma prática usual, que acaba produzindo mudanças físicas, químicas e biológicas no meio ambiente (ORRICO JUNIOR et al., 2012).

De outra forma, os adubos orgânicos, utilizados pelos produtores, como esterco, cama aviária e dejetos, tem sido associado a contaminações de hortaliças por *Salmonella sp*, *Scherichia coli* e *Staphylococcus aureus* (OLIVEIRA; NUNES; ARRIADA, 2001; ABREU et al., 2010), a processos de eutrofização das águas superficiais e subterrâneas (MORI et al., 2009) e a contaminação de alimentos por nitratos (DÍAZ-ZORITA; BARRACO, 2002), o que demonstra a necessidade da adoção de práticas adequadas de tratamento dos resíduos orgânicos localmente produzidos (KUNZ; ENCARNAÇÃO, 2007). Adicionalmente, a disposição inadequada de resíduos da atividade pesqueira na região sul do Rio Grande do Sul também tem sido relacionada ao aumento significativo da concentração de fósforo e nitrogênio nos recursos hídricos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Desta forma, conciliar a produtividade à preservação do meio ambiente tem sido um dos grandes desafios dos sistemas produtivos e das instituições governamentais. A Constituição Federal prevê que o Estado através das agências ambientais federais, estaduais e municipais, deverá manter pessoas capacitadas que conduzam ações de pesquisa com o objetivo de monitorar e avaliar as condições físicas, químicas e bacteriológicas do ar, do solo e da água, gerando informações e assistência técnica aos produtores, a fim de minimizar os riscos de degradação ambiental (BRASIL, 1988).

A busca de conceitos técnico-científicos e a sua aplicabilidade são as soluções para os impasses do desenvolvimento e da sustentabilidade da produção animal (PALHARES, 2007). No entanto, maiores investigações e desenvolvimento de tecnologias de fácil acesso aos produtores são demandas corrente no meio rural. Lazcano, Gómez-Brandón e Dominguez (2008) salientam que tecnologias apropriadas de gerenciamento associadas à superprodução de resíduos orgânicos animais podem mitigar os riscos ambientais através da sua estabilização prévia para posterior uso ou disposição no solo. Porém, a escolha do melhor tratamento é sempre uma tarefa bastante difícil, uma vez que não existe um sistema que possa ser aplicado universalmente para todos os resíduos (PERDOMO; OLIVEIRA; KUNZ, 2003). Sendo assim, a estratégia a ser adotada dependerá da característica do resíduo, das necessidades e da qualidade desejada do efluente final após seu tratamento (KUNZ, 2010).

Objetivou-se com o presente trabalho avaliar a compostagem e a vermicompostagem, bem como a associação entre os dois processos na reciclagem de resíduos orgânicos, como ferramentas de baixo custo no desenvolvimento e na sustentabilidade ambiental da produção animal.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Tecnologias de tratamento de resíduos orgânicos**

A crescente necessidade de preservação do meio ambiente e de bem-estar da população vem desafiando a comunidade científica no que tange aos processos de tratamento de resíduos da produção animal (MARTINEZ et al., 2009). Odores desagradáveis são regularmente associados a sistemas intensivos de produção (MARTINEZ et al., 2009), devido ao grande volume de resíduos na forma líquida, que normalmente são manejados em esterqueiras ou em lagoas de estabilização (KUNZ; ENCARNAÇÃO, 2007). Oliveira e Silva (2004) comentam que o uso de esterqueiras para o armazenamento de dejetos é muito difundido entre os sistemas de produção animal, porém apresenta sérios inconvenientes, como a emissão de odores, lodo e efluentes com alto potencial poluente, necessidade de áreas agrícolas suficientes para a aplicação adequada do dejetos armazenado, geração de gases de efeito estufa e alto risco ambiental pelo rompimento da esterqueira.

Desta forma, tecnologias apropriadas de gerenciamento associadas à superprodução de resíduos orgânicos animais podem mitigar os riscos ambientais através da sua estabilização prévia para posterior uso ou disposição no solo (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Porém, a escolha do melhor tratamento é sempre uma tarefa bastante difícil, uma vez que não existe um sistema que possa ser aplicado universalmente para todos os resíduos (PERDOMO; OLIVEIRA; KUNZ, 2003). Sendo assim, a estratégia a ser adotada dependerá da característica do resíduo, das necessidades e da qualidade desejada do efluente final após seu tratamento (KUNZ, 2010). Kunz, Miele e Steinmetz (2009) salientam que o manejo dos resíduos na forma líquida exige maior cuidado e, também, um maior investimento em estrutura e equipamentos para armazenagem, transporte e distribuição do que na forma sólida. Perdomo (2001) verificou que a baixa concentração de nutrientes por unidade de volume (2 a 4 kg/m<sup>3</sup> de dejetos) limita,

sob o ponto de vista econômico, a sua utilização como fertilizante orgânico, em face da elevação dos custos de armazenagem, transporte e distribuição.

A maioria das tecnologias utilizadas no tratamento de resíduos da produção animal se baseia em processos biológicos de digestão aeróbia e/ou anaeróbia, devido à alta biodegradabilidade do material orgânico que compõe a matriz (KUNZ, BORTOLI; HIGARASHI, 2008). No processo aeróbio, a matéria orgânica é oxidada originando gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), enquanto que na digestão anaeróbia ocorre a produção de ácidos orgânicos como acético, propiônico, butírico, isobutírico e fórmico, que são utilizados pelas bactérias metanogênicas para produzir metano ( $\text{CH}_4$ ) (MARTINEZ et al., 2009; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011). Os mesmos autores acrescentam que o tratamento anaeróbio de dejetos é um processo que requer menos energia do que o aeróbio. Corroborando com a afirmação, Adhikari, Barrington e Martinez (2006) ressaltam que a aeração do dejetos é um processo dispendioso que requer uma quantidade de energia e este parâmetro deve ser considerado durante a avaliação da viabilidade, do benefício e do impacto ambiental da tecnologia. Entretanto, Kalemelawa et al. (2012) avaliando a eficiência de métodos de compostagem aeróbio e anaeróbio na degradação de resíduos de banana, verificaram que a decomposição foi significativamente mais rápida em condições de compostagem aeróbia.

### **2.1.1 Compostagem**

A compostagem é uma das biotecnologias mais antigas de reciclagem, durante a qual as mais diversas fontes orgânicas são transformadas em fertilizante, proporcionando o retorno da matéria orgânica e de nutrientes ao solo (LARNEY; HAO, 2007). Estudos sobre a compostagem demonstram a sua eficiência na degradação de diferentes resíduos orgânicos (LIAO; MAY, CHIENG, 1995; LAOS et al., 2002; KUNZ; BORTOLI; HIGARASHI, 2008; LECONTE et al., 2009; RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010; SANES et al., 2011; LÓPEZ-MOSQUERA et al., 2011; GUO et al., 2012). Essa tecnologia de tratamento normalmente é aplicada a substratos não fluídos (AMINE-KHODJA et al., 2006), porém os resíduos líquidos também podem ser passíveis de compostagem (VALENTE et al., 2009).

A utilização da compostagem no tratamento de resíduos fluídos foi inicialmente desenvolvida como um método alternativo a tecnologias anaeróbias



utilizadas no manejo de dejetos líquidos de suínos, como lagoas de estabilização e esterqueiras, que contribuem para a poluição atmosférica (OLIVEIRA; DAI PRÁ; KONZEN, 2004). Porém, o seu uso também se apresentou como uma boa alternativa na redução do impacto ambiental causado por outros sistemas de produção de animais confinados (KUNZ; BORTOLI; HIGARASHI, 2008), como por exemplo, a bovinocultura leiteira. Kunz e Encarnação (2007) salientam que um sistema de confinamento de vacas leiteiras com 100 animais, considerando o peso de cada animal em torno de 660 kg, produzirá, em média,  $50 \text{ kg dia}^{-1}$  de esterco por animal, que somado a urina, a água de bebida desperdiçada e de lavagem da sala de ordenha, passará a  $10.000 \text{ kg dia}^{-1}$  de dejetos.

A transformação de dejetos líquidos em um material sólido por meio da compostagem permite a evaporação do excedente de água (KIM, 2008). Entretanto, para que os dejetos sejam passíveis de compostagem haverá a necessidade de misturá-los à agentes de estruturação, como serragem, maravalha, palha e casca de arroz, a fim de que certas características físico-químicas como o teor de umidade, a relação carbono/nitrogênio e os espaços porosos entre as partículas sejam ajustados (IQBAL; SHAFIQ; AHMED, 2010; DOUBLET et al., 2011).

Entretanto, Vergnoux et al. (2009) salientam que independentemente da fonte orgânica, o método de compostagem apresenta características e processos similares, caracterizando-se por uma sucessão de diferentes populações de micro-organismos aeróbios que colonizam a biomassa no decorrer do processo (BARRENA et al., 2009). Liu et al. (2011a) ressaltam que durante a compostagem ocorre produção de calor e desprendimento de  $\text{CO}_2$ , sendo estas características relacionadas ao metabolismo exotérmico e à respiração dos micro-organismos que colonizaram a biomassa (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Sendo assim, o desenvolvimento da temperatura é dependente da intensidade da atividade dos micro-organismos decompositores, estando estritamente relacionada à diversificação e a concentração de nutrientes (PEREIRA NETO, 2007). Mondini, Fornasier e Sinicco (2004) acrescentam que a microbiota produz a maior parte das modificações físico-químicas na biomassa e determina a fase em que se encontra o processo de compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A fase inicial, mesófila, ocorre nos primeiros três dias de compostagem, sendo marcada pela presença de bactérias e fungos mesofílicos, que degradam componentes simples como açúcares, aminoácidos e proteínas, provocando

rapidamente o aumento da temperatura, devido à liberação de calor por parte do metabolismo microbiano (VERGNOUX et al., 2009). À medida que a temperatura se eleva ocorre a morte dos micro-organismos mesófilos e o surgimento de uma microflora termofílica (BERNAL et al., 1996), caracterizando assim a segunda fase da compostagem. Na fase termófila, os micro-organismos termófilos são responsáveis pela decomposição das gorduras, bem como da celulose, hemicelulose e lignina (TUOMELA et al., 2000). Nesta fase ocorre a máxima degradação da matéria orgânica e também a inativação de micro-organismos patogênicos (BARRENA et al., 2009). A última fase é a de resfriamento ou criófila, que se caracteriza pela diminuição da temperatura, devido à redução da atividade microbiológica associada à depleção dos substratos orgânicos degradados, havendo assim o surgimento de uma nova população mesofílica, hábil em degradar componentes remanescentes como açúcares, celulose e hemicelulose (AMIR et al., 2008). No decorrer das diferentes fases, haverá produção de CO<sub>2</sub>, amônia (NH<sub>3</sub>), H<sub>2</sub>O, ácidos orgânicos e calor devido à degradação dos componentes orgânicos pelos micro-organismos (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Contudo, An et al. (2012) ressaltam que os resíduos orgânicos apresentam uma grande variabilidade nas suas propriedades físico-químicas, determinando assim a eficiência do processo de compostagem, que é afetada pela interdependência e pelo interrelacionamento de fatores como a umidade, a taxa de oxigênio, a relação C/N e a porosidade (VALENTE et al., 2009). Ho et al. (2013) ressaltam que alterações desfavoráveis no meio ambiente dos micro-organismos aeróbios envolvendo alimento, oxigênio, acidez e temperatura do composto podem levar a morte ou a inativação das bactérias. Entretanto, diferentes estratégias de aeração, de misturas de substratos e de agentes de estruturação têm sido utilizadas para reduzir o tempo de compostagem, os custos e melhorar a qualidade do produto final (MICHEL et al., 2004; SOLANO et al., 2011).

### **2.1.1.1 Fatores que afetam a compostagem**

#### **2.1.1.1.1 Micro-organismos**

Conforme Miller (1992), o processo de compostagem é marcado por uma contínua mudança das espécies de micro-organismos envolvidos, devido às

modificações nas condições do meio, sendo praticamente impossível identificar todos os presentes. Moreira e Siqueira (2002) ressaltam que o entendimento dos processos microbianos é importante para o conhecimento da ciclagem de nutrientes e da dinâmica da matéria orgânica. Além disso, a intensidade da atividade dos micro-organismos decompositores nos processos de compostagem está estritamente relacionada à diversificação e a concentração de nutrientes (PEREIRA NETO, 2007), sendo que a microbiota do composto determina a taxa de velocidade do processo de compostagem e produz a maior parte das modificações químicas e físicas do material (TIQUIA; TAM, 2000; MONDINI; FORNASIER; SINICCO, 2004). Turan, Akdemir e Ergun (2009) verificaram no início da compostagem de cama aviária, um aumento da temperatura e atribuíram aos componentes orgânicos facilmente disponíveis para os micro-organismos.

Os principais nutrientes encontrados nos resíduos vegetais e animais estão na forma orgânica e são decompostos em diferentes estágios (KIEHL, 1985), com diferentes intensidades e por diferentes populações de micro-organismos, que secretam enzimas e digerem o seu alimento fora da célula (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Intensa atividade microbiana conduz a mineralização da matéria orgânica e a perda de água, resultando na diminuição das partículas dos substratos compostados e na redução da relação C/N (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010). A capacidade dos micro-organismos em assimilar a matéria orgânica depende da sua habilidade em produzir enzimas necessárias para a degradação do substrato (TUOMELA et al., 2000; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002) dentre as quais se pode destacar a celulase, a protease e a xilanase (MONDINI; FORNASIER; SINICCO, 2004).

Segundo Chroni et al. (2009), a predominância de determinadas espécies de micro-organismos e a sua atividade metabólica determina a fase em que se encontra o processo de compostagem. Gautam et al. (2010) verificaram que o *Flavobacterium* foi mais ativo durante a compostagem de materiais lignocelulósicos e teve um maior desenvolvimento em temperaturas mesófilas e em pH 6,0. Bernal, Albuquerque e Moral (2009) afirmam que no início da decomposição dos resíduos orgânicos, na fase mesófila, predominam bactérias, que são responsáveis pela quebra inicial da matéria orgânica, promovendo a liberação de calor na massa em compostagem. Corroborando com os autores, Sidelko et al. (2010) constataram que a temperatura aumentou rapidamente durante os primeiros 10 dias de compostagem, resultando em transformações bioquímicas na biomassa, representada pelas reações

exotérmicas durante o período. Nesta fase ocorre também a atuação de fungos, que são seres heterotróficos, pois utilizam a matéria orgânica sintetizada pelas bactérias e outros micro-organismos, como fonte de energia (PEREIRA NETO, 2007). Esses micro-organismos são produtores de ácidos, que degradam as proteínas, os amidos e os açúcares (TURNER, 2002). Com o aumento da temperatura, devido à liberação de calor, ocorre a morte de micro-organismos mesófilos (BERNAL et al., 1996), havendo a multiplicação de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos (LIU et al., 2011a). Adicionalmente, as bactérias degradam os lipídeos e frações de hemicelulose, enquanto que a celulose e a lignina são decompostas pelos actinomicetos e fungos (KIEHL, 1985). Karadag et al. (2013) verificaram uma maior diversidade bacteriana no estágio termófilo do que na fase mesófila do processo de compostagem.

Em todo o processo de mineralização há um componente de imobilização, uma renovação da matéria orgânica e uma assimilação de nutrientes minerais, que promovem o crescimento e a manutenção da biomassa (AQUINO et al., 2005). Além disso, durante todo o processo ocorre produção de calor, com liberação de CO<sub>2</sub> e de vapor de água, sendo estas características relacionadas ao metabolismo exotérmico dos micro-organismos, à sua respiração e à evaporação de água, que é favorecida pelo aumento da temperatura gerada no interior da massa em compostagem (CHRONI et al., 2009).

#### **2.1.1.1.2 Umidade**

A umidade é indispensável para a atividade metabólica e fisiológica dos micro-organismos. A umidade considerada ideal para a compostagem varia entre 50 e 60% (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008). Richard et al. (2002) afirmam que materiais com 30% de umidade inibem a atividade microbiana, podendo também entrar em dormência (TUOMELA et al., 2000), sendo que um meio com umidade acima de 65% proporciona uma decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes. O excesso de umidade reduz a penetração de oxigênio na leira, uma vez que a matéria orgânica decomposta é hidrófila e as moléculas de água se aderem fortemente à superfície das partículas, saturando os seus micro e macroporos (KIEHL, 1985), afetando as propriedades físicas e químicas do composto (TIQUIA; TAM; HODGKISS, 1998). Liu et al. (2011a) afirmam que o alto teor de umidade

inicial no substrato favorece o metabolismo fermentativo e resulta na decomposição incompleta dos ácidos orgânicos. Pesquisadores lembram que o excesso de umidade (80-90%) acarreta redução da porosidade e da disponibilidade de O<sub>2</sub>, havendo o acúmulo de CO<sub>2</sub> e condições de anaerobiose no interior de qualquer sistema de compostagem (IQBAL, SHAFIQ, AHMED, 2010; JOLANUN, TOWPRAYOON, CHIEMCHAISRI, 2008). Entretanto, Petric, Sestan e Sestan (2009) salientam que a mistura de dois substratos permite melhorar o controle do teor de umidade e também balancear os nutrientes para os micro-organismos realizarem o processo de compostagem.

A umidade interfere também indiretamente na temperatura do processo de compostagem, que é uma consequência da atividade metabólica dos micro-organismos, que ocorre na fase aquosa. De acordo, Margesin, Cimadom e Schinner (2006) estudaram a atividade biológica durante a compostagem de lodo de esgoto e verificaram que a redução do teor de umidade prejudicou a atividade metabólica dos micro-organismos, afetando assim diretamente a temperatura. Liang, Das e McClendon (2003) também observaram redução da atividade microbiológica na mistura de substratos com teor de umidade entre 30 a 40% e a temperatura de 57°C. Kumar, Ou e Lin (2010a) verificaram que durante os primeiros três dias de compostagem da mistura de resíduos de podas com restos de alimentos, a temperatura de 65°C reduziu o teor de umidade dos substratos para 35%, o que posteriormente proporcionou uma redução da temperatura até o final do experimento.

Vários estudos foram realizados objetivando obter o melhor nível de umidade que pudesse afetar positivamente o desenvolvimento dos micro-organismos e, conseqüentemente, a temperatura do composto. Nos experimentos, a umidade testada variou de 40 a 70%. Barrington et al. (2003) estudaram o efeito da aeração passiva e ativa na compostagem de dejetos de suínos com três substratos diferentes (maravalha, palha e feno) e com níveis de 60%, 65% e 70% de umidade, concluindo que a umidade é um fator determinante nos padrões de temperatura alcançados durante a compostagem, principalmente no caso dos substratos maravalha e palha. Verificaram ainda que, no caso da maravalha, a umidade de 65% influenciou no aumento da temperatura nos regimes de aeração adotados. Já no caso da palha, a umidade de 70% proporcionou as temperaturas mais altas para

os regimes de aeração. No entanto, os mesmos pesquisadores concluíram que o fator umidade afetou a temperatura apenas entre o 2º e o 6º dia.

Em outro experimento, realizado por Tiquia, Tam e Hodgkiss (1996) foi avaliado o efeito de três níveis de umidade (50, 60 e 70%) sobre a atividade microbiana em compostagem de cama de suínos. Os resultados indicaram um efeito significativo da umidade sobre a atividade microbiana e, conseqüentemente, sobre a temperatura da massa em compostagem. Os pesquisadores observaram que o teor de umidade entre 50 e 60% permitiu uma atividade microbiana significativamente maior do que níveis de umidade na ordem de 70%, devido às trocas gasosas e a penetração do oxigênio na massa em compostagem. Em pesquisa recente, Tiquia (2010) verificou que 60% de umidade e revolvimento a cada quatro dias no substrato esterco de suíno proporcionou um composto sem fitotoxicidade em menos tempo (56 dias). Porém, Sellami et al. (2008) estudaram a compostagem da mistura de resíduos da produção de azeite de oliva, de excretas de aves e de casca de gergelim e constataram que o teor de umidade na faixa de 50 a 70°C provocou um aumento da degradação da matéria orgânica. Da mesma forma, estudo realizado por Petric, Sestan e Sestan (2009) demonstrou que o teor de umidade inicial de 69% foi ideal para a compostagem da mistura de excretas de aves e palha de trigo.

A umidade parece ter, juntamente com a aeração, o pH, a relação C/N, a granulometria do material e as dimensões das leiras, um efeito direto sobre o desenvolvimento de micro-organismos e indireto sobre a temperatura do processo de compostagem, sendo que a considerada ótima varia em função do tipo de material a ser compostado e do material celulósico utilizado (VALENTE et al., 2009; GUO et al., 2012). Contudo, Guo et al. (2012), em estudo sobre a compostagem da mistura de dejetos de suínos e palha de milho, verificaram que o teor de umidade e a relação C/N não tiveram um efeito significativo sobre a temperatura da biomassa. Valente et al. (2011a) também não verificaram influência da adição de água sobre a temperatura da pilha de compostagem de carcaças de frangos de corte e cama de aviário. Porém, Jay (2005) lembra que a necessidade de água dos micro-organismos deve ser considerada em termos de atividade de água do meio e que a presença de nutrientes aumenta o intervalo de atividade de água no qual os micro-organismos sobrevivem.

### 2.1.1.1.3 Aeração

De acordo com a disponibilidade de oxigênio, a compostagem pode ser classificada como aeróbia ou anaeróbia. A compostagem aeróbia corresponde à decomposição dos substratos orgânicos na presença de oxigênio, sendo que os principais produtos do metabolismo biológico são  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e energia. De outra forma, na compostagem anaeróbia, a decomposição dos substratos orgânicos ocorre na ausência de oxigênio, produzindo  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , além de produtos intermediários, como ácidos orgânicos de baixo peso molecular (KIEHL, 2004). Neste sentido, Inácio e Miller (2009) explicam que durante o processo de compostagem é comum a formação de microsítios e até zonas internas anaeróbias (< 10% de  $\text{O}_2$ ), devido ao intenso consumo de  $\text{O}_2$  pelo metabolismo microbiano que pode superar o suprimento de  $\text{O}_2$  via difusão passiva ou mesmo com aeração forçada.

Entretanto, quando se busca a compostagem como tratamento de resíduos orgânicos, procura-se oferecer um ambiente aeróbio para que os micro-organismos se desenvolvam, diminuindo assim a emissão de odores e de gases causadores do efeito estufa como o  $\text{CH}_4$  e o  $\text{N}_2\text{O}$ . Além disso, diferentemente do que ocorre na compostagem anaeróbia, a presença de oxigênio na massa faz com que ocorra uma decomposição mais rápida da matéria orgânica. A aeração é o fator mais importante a ser considerado no processo de decomposição da matéria orgânica, sendo classificado como o principal mecanismo capaz de evitar altos índices de temperatura durante o processo de compostagem, de aumentar a velocidade de oxidação, de diminuir a liberação de odores e reduzir o excesso de umidade de um material em decomposição (BERNAL, ALBUQUERQUE, MORAL, 2009). Miyatake e Iwabuchi (2006) avaliaram a relação entre a temperatura e a atividade microbiana na compostagem de esterco de bovinos leiteiros, em função da taxa de aeração. Os resultados indicaram que durante o período de elevação da temperatura de  $20^\circ\text{C}$  para  $70^\circ\text{C}$ , houve um pico no consumo de oxigênio entre  $43^\circ\text{C}$  e  $60^\circ\text{C}$ , que foi atribuído ao aumento do número de micro-organismos mesófilos quando a temperatura atingiu  $40^\circ\text{C}$  e a elevação da população de micro-organismos termófilos a  $60^\circ\text{C}$ .

As leiras podem ser aeradas por meio de revolvimentos manuais ou mecânicos, fazendo com que as camadas externas se misturem às internas, que

estão em decomposição mais adiantada (KIEHL, 1985; PEREIRA NETO, 2007). Richard et al. (2002) afirmam que as concentrações de oxigênio acima de 10% são consideradas ótimas para a manutenção da compostagem em condições de aerobiose. Entretanto, a aeração deve ser muito bem controlada, uma vez que um suprimento excessivo de ar pode fazer com que a perda de calor seja mais intensa do que a produção de calor microbiano (LAU et al., 1992). Taxas diferentes de aeração foram recomendadas em alguns estudos prévios, incluindo 0,04-0,08 L min<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> matéria orgânica na compostagem de dejetos de suínos (LAU et al., 1992); 0,43-0,86 L min<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> matéria orgânica na compostagem de resíduos de alimentos (LU et al., 2001); 0,25 L min<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> matéria orgânica na compostagem da mistura de esterco bovino e palha de arroz (LI; ZHANG; PANG, 2008); e 0,4 L min<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> matéria orgânica na compostagem de resíduos sólidos municipais (RASAPOOR et al., 2009). Porém, a taxa ótima de aeração está intimamente relacionada a composição físico-química dos substratos compostados e aos diferentes processos de compostagem (GAO et al., 2010).

Kader et al. (2007) afirmam que a aeração excessiva pode aumentar a emissão de gases poluentes como a NH<sub>3</sub> e o N<sub>2</sub>O. Os mesmos autores, trabalhando com a compostagem de esterco bovino e de esterco de peru, em células, que receberam diferentes tipos de tratamentos (compactação, revolvimento e adição de água), verificaram que a redução de oxigênio entre 20 a 60% nos tratamentos compactação e adição de água, reduziu a emissão de NH<sub>3</sub> e o N<sub>2</sub>O, que ficou entre 30 e 70%. Guo et al. (2012) estudaram o efeito de diferentes taxas de aeração (0,24, 0,48 e 0,72 L kg<sup>-1</sup> matéria seca min<sup>-1</sup>) sobre a compostagem da mistura de esterco de suínos e palha de milho. Os autores verificaram que o emprego de 0,72 L kg<sup>-1</sup> matéria seca min<sup>-1</sup> propiciou uma maior transformação do NH<sub>3</sub> aquoso em NH<sub>3</sub> gasoso, enquanto que 0,24 L kg<sup>-1</sup> matéria seca min<sup>-1</sup> acarretou menores perdas de NH<sub>3</sub>, sendo imobilizado na forma de NH<sub>4</sub> pela microbiota. O aumento do conteúdo de oxigênio pode ocorrer devido a redução do teor de umidade (PONSÁ; PAGANS; SÁNCHEZ, 2009), o que proporciona um aumento da porosidade, possibilitando uma melhor circulação de ar (RUGGIERI et al., 2008a).

Um experimento foi realizado com o objetivo de testar diferentes frequências de aeração na compostagem de cama, oriunda do sistema de criação de suínos, com umidade corrigida para 50% no início do período experimental (TIQUIA; TAM; HOGGKISS, 1997). Os pesquisadores verificaram que o revolvimento da pilha a



cada 2 ou 4 dias foi mais adequado ao processo de compostagem em comparação ao revolvimento realizado a cada 7 dias. Zhu et al. (2004) avaliaram a influência de três sistemas de aeração (ativa, passiva e natural) nas características físico-químicas de compostagem da mistura de dejetos sólidos de suínos e casca de arroz. Os resultados indicaram que a temperatura aumentou significativamente quando foi utilizada a aeração forçada. Para as demais características (pH, C, N, relação C/N e matéria orgânica, não houve diferença significativa entre os três sistemas. No entanto, Barrington et al. (2003) estudaram o efeito da aeração passiva e ativa na compostagem de dejetos de suínos com três substratos diferentes (maravalha, palha e feno) em umidades de 60, 65 e 70% e concluíram que a aeração passiva foi tão eficiente quanto a aeração ativa em manter temperaturas estabilizadas em 55°C para todos os substratos utilizados e para as três umidades testadas. Entretanto, Valente et al. (2011a) verificaram que a aeração passiva por meio de tubos de PVC perfurados não foi eficiente na evaporação do excedente de água e na oxigenação da mistura de cama de aviário e/ou maravalha e dejetos de bovinos leiteiros, não devendo ser utilizada na compostagem da mistura de resíduos líquidos e sólidos da produção animal.

Os revolvimentos deveriam ser realizados de acordo com o teor de oxigênio no interior da leira (KIEHL, 1985; KOMILLIS; HAN, 2003), porém, devido à dificuldade de se determinar a concentração de oxigênio no centro da leira, o momento adequado para se fazer o revolvimento é decidido em função de outros fatores, incluindo a temperatura, a umidade e o intervalo de dias. Sellami et al. (2008) trabalhando com a compostagem da mistura de resíduos da produção de azeite de oliva, excretas de aves e casca de gergelim, em leiras estáticas aeradas, tomaram como parâmetro para a frequência dos revolvimentos, a temperatura interna de 55°C. De outra forma, Benito, Masaguer e Moliner (2006) compostando resíduos de plantas, realizaram os revolvimentos quando a temperatura excedeu os 80°C, ou então quando a taxa de oxigênio saturado, no interior da leira, fosse inferior a 82%. A temperatura parece ser um dos parâmetros mais utilizados pelos pesquisadores para determinar a frequência dos revolvimentos, já que expressa a atividade dos micro-organismos no interior da massa.

#### 2.1.1.1.4 pH

A faixa de pH considerada ótima para o desenvolvimento dos micro-organismos responsáveis pela compostagem situa-se entre 5,5 e 8,5, uma vez que a maioria das enzimas encontram-se ativas nesta faixa de pH (RODRIGUES et al., 2006). Porém, Pereira Neto (2007) afirma que a compostagem pode ser desenvolvida em uma faixa de pH entre 4,5 e 9,5, sendo que os valores extremos são automaticamente regulados pelos micro-organismos, por meio da degradação dos compostos, que produzem subprodutos ácidos ou básicos, conforme a necessidade do meio. Contudo, Tuomela et al. (2000) afirmam que a capacidade dos micro-organismos em assimilar os componentes da matéria orgânica depende de sua habilidade em produzir enzimas necessárias para a degradação do substrato. Exemplificando, Moreira e Siqueira (2002) salientam que os micro-organismos responsáveis pela nitrificação necessitam de um pH na faixa de 7,0-7,6 para atingir o seu crescimento ideal.

Entretanto, em estudo mais recente, Valente et al (2009) concluíram que o pH ácido dos resíduos orgânicos é um fator que não deve ser levado em consideração quando se procura estabelecer condições adequadas para o desenvolvimento da compostagem, já que durante o processo ocorrem diversas reações químicas do tipo ácido-base e de óxido-redução que irão regular a acidez, gerando um produto final com pH entre 7,0 e 8,5. Todavia, Bernal, Albuquerque e Moral (2009) ressaltam que o pH é um fator importante no controle das perdas de nitrogênio pela volatilização de amônia, que pode ocorrer em valores maiores do que 7,5.

Na fase ativa do processo de compostagem ocorre a liberação de  $\text{NH}_3$ , formação de ácidos graxos (SUNDBERG et al., 2004; PAGANS et al., 2006; LIU et al., 2011a) e a incorporação de C orgânico ao protoplasma celular microbiano, o que torna o meio mais ácido em relação ao inicial (EL HAJJOUJI et al., 2008). Esta fase caracteriza-se pela presença de intensa atividade de micro-organismos mesófilos, que elevam a temperatura da massa em compostagem à aproximadamente 40-45°C e, em decorrência de sua atividade, liberam também C orgânico na forma de  $\text{CO}_2$  para a atmosfera (TUOMELA et al., 2000). Corroborando com as afirmações, An et al. (2012) salientam que a abundância de componentes orgânicos e a atividade microbiológica nos resíduos orgânicos podem induzir a produção de

metabólitos ácidos secundários, contribuindo significativamente para a diminuição do pH. Nas fases subsequentes, 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). Ponsá, Pagans e Sánchez (2009) salientam que a redução da temperatura no decorrer do processo de compostagem resulta na diminuição da liberação de  $\text{NH}_3$  e também na redução da biodegradação de ácidos graxos, o que promove a elevação do pH a valores alcalinos.

Visando estudar a compostagem de dejetos sólidos de suínos misturados com serragem, Zhang e He (2006) demonstraram que inicialmente o valor do pH encontrou-se levemente ácido e, ao longo do processo tornou-se alcalino, sendo que ao final tornou-se novamente ácido, porém em valores próximos da neutralidade, sendo um importante indicativo de estabilização da biomassa. Leconte et al. (2009) avaliando a compostagem em pilhas da mistura de casca de arroz e/ou serragem com excretas de aves, demonstrou que no início do processo as biomassas apresentaram-se alcalinas (pH=8,0-8,4) e, após 120 dias, a mistura de serragem e excretas de aves atingiu valores abaixo de 7,0, enquanto que no tratamento casca de arroz e excretas de aves, o valor de pH situou-se próximo da neutralidade (7,0). Cayuela et al. (2009) estudando a compostagem da mistura de resíduos de planta e animal, verificaram que o pH do composto A (62 kg de resíduo de algodão + 31 kg de palha de trigo + 7 kg de farelo de carne) aumentou continuamente de 7,8 para 8,1, enquanto que no composto B (63 kg de resíduo de algodão + 32 kg de palha de trigo + 2,5 kg de farelo de sangue + 2,5 kg de farelo de chifre + 2,5 de farelo de casco), o aumento ocorreu nos primeiros 21 dias (pH=7,9), diminuindo posteriormente até o final do processo (pH=7,7). Valente et al. (2009) lembram que as transformações químicas e físicas, que são realizadas pela atividade microbiana, são diretamente dependentes das características físico-químicas da mistura dos substratos utilizados no processo.

#### **2.1.1.1.5 Relação carbono/nitrogênio**

A relação C/N é um índice utilizado para avaliar os níveis de maturação de substâncias orgânicas (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010) e seus efeitos no crescimento microbiológico, já que a atividade dos micro-organismos heterotróficos,

envolvidos no processo, depende tanto do conteúdo de C como fonte de energia, quanto de N para síntese de proteínas e reprodução (ERICKSON et al., 2009). Em decorrência disso, as mudanças na relação C/N refletem a proporção de matéria orgânica decomposta, bem como a sua estabilização durante a compostagem (RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010). Assim, a relação C/N dos substratos compostados também é constantemente considerada como um indicador da disponibilidade de N para o processo de degradação biológica (FOURTI, 2013). A quantidade de N exigida por unidade de C varia com os tipos de micro-organismos envolvidos no processo (HUANG et al., 2004; ZHOU et al., 2004). Sánchez-Monedero et al. (2001) afirmam que o tempo necessário para que se processe a decomposição e a mineralização é, em grande parte, determinado pela concentração de N da matéria orgânica. Porém, Doublet et al. (2011) salientam que a qualidade do C, a ser digerido, também interfere na velocidade e na quantidade de C que será transformado em CO<sub>2</sub> durante a compostagem. Trabalhos realizados por Huang et al. (2008) e Orrico Junior et al. (2010) comprovam que a composição da fração fibrosa dos materiais de origem vegetal (celulose, hemicelulose e lignina) interfere significativamente na sua velocidade de degradação, principalmente quando a lignina aparece em grande quantidade. Sendo assim, as dietas oferecidas aos animais podem interferir de maneira significativa na composição final dos dejetos, aumentando ou diminuindo sua velocidade de degradação de acordo com a participação de volumoso (ORRICO JUNIOR et al., 2012). Kozloski (2009) ressalta que a susceptibilidade dos diferentes carboidratos e compostos nitrogenados à degradação bacteriana é amplamente variável, dependendo das suas características físico-químicas ou dos fatores que limitam o acesso das enzimas bacterianas ao substrato.

Desta forma, a escolha do agente de estruturação é importante porque altera a qualidade do composto (FOURTI, 2013), já que a degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem pode ser afetada pelo tipo de substrato utilizado (DOUBLET et al., 2011). Barrington et al. (2002) salientam a importância do tamanho das partículas como um fator que afeta a disponibilidade do C e conseqüentemente a imobilização de N pelos micro-organismos durante a compostagem. Paillat et al. (2005) constataram que a presença de pequena quantidade de C orgânico biodegradável na serragem aumentou a emissão de NH<sub>3</sub>, que foi reduzido pelo aumento da relação palha de trigo e esterco na compostagem.

Diferentemente, o emprego de substratos ricos em C disponível reduz as perdas de N durante a compostagem de resíduos orgânicos com alta concentração de N (LIANG et al., 2006). Guo et al. (2012) estudaram a compostagem da mistura de fezes de suínos e palha de milho. Os autores verificaram uma redução da taxa de degradação da matéria orgânica devido a maior granulometria da palha de trigo (3 cm) combinada com a baixa relação C/N (15/1) e a alta umidade (75%), que reduziu a difusão de oxigênio no interior das partículas, diminuindo assim a atividade microbiana e, conseqüentemente, a emissão de CO<sub>2</sub>. Guardia et al. (2008) salientam que o suprimento de oxigênio para a biomassa influencia a dinâmica do N, o que afeta os processos de amonificação e nitrificação.

Neste sentido, Hao, Chang e Larney (2004) constataram que a utilização de maravalha reduziu as perdas de C orgânico durante a compostagem de esterco bovino, devido à combinação de partículas grosseiras com a alta relação C/N e a natureza recalcitrante da maravalha (PARADELO; MOLDES; BARRAL, 2013). Paradelo, Moldes e Barral (2013) estudando a compostagem de resíduos lignocelulósicos da vitivinicultura por um período de cinco meses, verificaram que a celulose e a hemicelulose foram degradadas principalmente durante os primeiros três meses de compostagem. Dinel, Mehuys e Lévesque (1991) explicam que os micro-organismos heterotróficos utilizam preferencialmente os carboidratos como fonte de C, devido à lenta biodegradação da lignina, que se apresenta bastante resistente ao ataque enzimático, reduzindo assim o teor de celulose e hemicelulose nos primeiros 90 dias de decomposição. Lhadi et al. (2006) acrescentam que no decorrer do processo de compostagem, a degradação de componentes facilmente degradáveis conduz ao aumento da fração ligno-húmica recalcitrante.

Diversos pesquisadores demonstraram que a relação C/N ideal para iniciar o processo de compostagem está entre 20/1 e 25/1 (HUANG et al., 2004; ZHU, 2007; KUMAR et al., 2010a; IQBAL, SHAFIQ, AHMED, 2010; FOURTI, 2013). Embora os micro-organismos absorvam C e N da matéria orgânica na relação 30/1 (KIEHL, 2004), a relação C/N ideal não deve ser considerada um valor absoluto, já que é dependente da qualidade de carbono disponível para a biomassa microbiana, devendo variar com as características dos substratos a compostar. Os autores salientam ainda que quando parte do C disponível é de difícil degradação, como a celulose, a lignina e a hemicelulose, é aconselhável uma relação C/N inicial maior, pois o C biodisponível é inferior ao C total.

### 2.1.1.1.6 Temperatura

A temperatura é considerada por muitos pesquisadores como o mais importante indicador da eficiência do processo de compostagem, estando intimamente relacionada com a atividade metabólica dos micro-organismos, a qual é diretamente afetada pela taxa de aeração (LI; ZHANG; PANG, 2008), pelo teor de umidade (PETRIC; SESTAN; SESTAN, 2009; KUMAR; OU; LIN, 2010b; KARADG et al., 2013), pela granulometria (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009; BERNHARDT; FASINA, 2009; RUGGIERI et al, 2012) e pela disponibilidade de nutrientes (PIOTROWSKA-CYPLIK et al., 2013). Karadag et al. (2013) afirmam que a dinâmica das bactérias no processo de compostagem depende principalmente da temperatura, concordando com Rashad, Saleh e Moselhy (2010) que através das mudanças físico-químicas na biomassa, concluíram que a sucessão da população microbiana depende da temperatura de cada fase do processo de compostagem. Corroborando com as afirmações, Liu et al. (2011b) verificaram que a diversidade microbiológica diminui com o aumento da temperatura.

Desta forma, a taxa de degradação da matéria orgânica é o resultado da atividade metabólica proveniente de uma população microbiana heterogênea (RAUT et al., 2008; BELYAEVA; HAYNES, 2009), que se desenvolve em diferentes temperaturas ótimas (MARI et al., 2003), levando a uma estabilização do material compostado (ADANI et al., 2003). Karadag et al. (2013) investigaram a composição bacteriana nos diferentes estágios da compostagem de resíduos sólidos municipais e verificaram um maior número de *Bacillus* no estágio inicial do processo, enquanto espécies como *Acinotobacter* e *Sphingobacterium* foram observadas nos estágios termófilo e de maturação da compostagem.

Em outro sentido, Tiquia et al. (1997) estudando a compostagem da mistura de dejetos de suínos e serragem concluíram que a temperatura é um parâmetro que pode indicar a taxa de decomposição e a maturidade do composto, sendo considerado maduro, quando atingir valores próximos à ambiente. Zhu (2007) avaliando o efeito da baixa relação C/N na compostagem da mistura de dejetos de suínos e palha de arroz verificou que o composto atingiu a maturidade durante a fase termófila, sendo que esta também contribuiu para a eliminação dos micro-organismos patogênicos. Contudo, Valente et al. (2009) afirmam que a elevação da temperatura é apenas um indicativo do equilíbrio microbiológico, não podendo ser

utilizada isoladamente como parâmetro de maturidade do composto, já que outros fatores influenciam o processo de compostagem.

De outra forma, sabe-se da importância em se respeitar os limites máximos de temperatura, para que ocorra a redução de micro-organismos patogênicos. Neste sentido, temperaturas acima de 50°C proporcionam condições desfavoráveis para a sobrevivência e para o desenvolvimento dos micro-organismos patogênicos, que geralmente são mesofílicos (SIVAKUMAR et al., 2008). Porém, temperaturas acima de 70°C, por longos períodos, são consideradas desaconselháveis porque restringem o número de micro-organismos na massa de compostagem, podendo ocasionar a insolubilização de proteínas hidrossolúveis e o desprendimento de NH<sub>3</sub>, principalmente quando o material possui baixa relação C/N, sendo um caso típico da compostagem de esterco de frangos (KIEHL, 2004). Corroborando com as afirmações, Valente et al. (2011b) concluíram que a mistura de carcaças de frangos e cama de aviário acarreta baixa relação C/N inicial, favorece a volatilização do nitrogênio e, por consequência, o aumento da relação C/N no decorrer do processo de compostagem, fazendo-se necessário um tempo maior para a bioestabilização da biomassa.

A compostagem pode ser efetiva na redução da concentração de patógenos, mas nem sempre consegue alcançar a sanitização do material (ABOUELWAFI et al., 2008). Hahn et al. (2012) concluíram que o método de compostagem em pilhas estáticas elimina a *Escherichia coli* em até 60 dias e diminui a concentração do antibiótico salinomicina, sendo pouco eficaz para reduzir a população de eimérias. Ramaswamy et al. (2010) constataram que o processo de compostagem reduziu em 99% a concentração de salinomicina do esterco em um período de 38 dias. Em estudo mais recente, Ho et al. (2013) verificaram que mais de 99% dos nove antibióticos estudados foram removidos do esterco durante os 40 dias de compostagem.

#### **2.1.1.1.7 Granulometria**

A granulometria é uma importante característica a ser considerada, pois interfere no processo de compostagem. A decomposição da matéria orgânica é um fenômeno microbiológico cuja intensidade está relacionada à superfície específica do material a ser compostado, sendo que quanto menor a granulometria das

partículas, maior será a área que poderá ser atacada e digerida pelos micro-organismos, acelerando o processo de decomposição (KIEHL, 1985; BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Desta forma, em um primeiro momento, pode ser constatado que partículas mais finas seriam as mais adequadas ao processo de compostagem. Porém, Pereira Neto (1988) comenta que se condições como compactação e anaerobiose não prejudicassem o andamento do processo, as dimensões teoricamente ideais seriam mesmo as microscópicas. Bernal, Lopez-Real e Scott (1993) explicam que materiais com granulação muito fina geram poucos espaços porosos, dificultando a difusão de oxigênio no interior da leira, favorecendo assim o surgimento de condições anaeróbias, proporcionada pela presença de uma maior quantidade de microporos, levando a compactação e aumento da densidade do substrato compostado (KIEHL, 2004). De acordo, Bernhart e Fasina (2009) afirmam que o alto teor de umidade e a baixa granulometria são parâmetros que podem contribuir para a elevação da densidade da fração orgânica putrescível dos resíduos. Sabe-se que com o aumento da densidade ocorre uma diminuição na eficiência do processo, que pode estar relacionada com a dificuldade de distribuição dos micro-organismos, das enzimas e outros metabólitos microbianos, devido ao alto grau de compactação dos substratos e o alto teor de umidade (TUOMELA et al., 2000). Desta forma, corroborando com as afirmações, Bernal, Albuquerque e Moral (2009) afirmam que, também a distribuição do tamanho das partículas e a porosidade entre as mesmas afetam o balanço entre o conteúdo de água e o ar para cada nível de umidade. Ahn et al. (2008) investigaram os parâmetros físicos de compostos obtidos de compostagem em larga-escala e concluíram que a porosidade diminui de acordo com o aumento da densidade aparente, do teor de umidade e da capacidade de absorção do material compostado. Bernhart e Fasina (2009) estudando o efeito da umidade em cama de frango constituída por maravalha, verificaram que a densidade aparente diminuiu de 546 para 533 kg/m<sup>3</sup> enquanto que o teor de umidade aumentou de 10,3 para 30,6%. Leconte et al. (2009) constataram que as pilhas com casca de arroz reteram de 39 a 58% menos água do que as formadas por serragem, que absorveram de 42 a 65%. Kunz, Bortoli e Higarashi (2008) avaliaram diferentes substratos para a compostagem de dejetos líquidos de suínos e verificaram que a serragem teve uma maior eficiência em evaporar água do que a maravalha. Os autores atribuíram à menor granulometria do substrato, que reduziu a perda de calor para o meio externo fazendo com que fossem atingidas



temperaturas maiores, o que proporcionou uma maior perda de umidade. Valente et al. (2009) salientam que a serragem, por apresentar uma maior densidade e menor tamanho de partículas, possui uma maior capacidade de absorção de líquidos. Por outro lado, apresenta uma maior probabilidade de promover a compactação da mistura, afetando assim o desenvolvimento de microrganismos aeróbios, prejudicando o aumento da temperatura durante o processo.

Da mesma forma, Handreck (1983) estudou o tamanho das partículas e as propriedades físicas e concluiu que partículas menores que 0,5 mm e, em particular, entre 0,1 e 0,25 mm, tiveram uma maior influência sobre a porosidade e a retenção de água. Benito, Massaguer e Moliner (2006) avaliaram a compostagem de resíduos de podas de árvores e constataram que o melhor substrato foi aquele que apresentou partículas grosseiras, entre 0,25 e 2,5 mm, pois permitiu uma melhor taxa de umidade e uma adequada aeração. Contudo, Richard et al. (2002) ressaltam que partículas com dimensões maiores, como aparas de madeira, ajudam a manter a aeração da leira, mas fornecem menos C disponível por massa de material, afetando a atividade dos microrganismos. Desta forma, mesmo que quantidades iguais de C estejam contidas em massas idênticas de aparas de madeira e serragem, a maior superfície da serragem fará com que o C nela contido seja mais disponível aos micro-organismos (LYNCH; WOOD, 1985).

De modo semelhante ao que acontece com o teor de umidade, o teor de oxigênio e a relação C/N, o estabelecimento da granulometria ótima para a compostagem é bastante difícil, uma vez que cada material a ser compostado apresenta particularidades. Misturar vários tipos de resíduos orgânicos parece ser a maneira mais adequada para tentar corrigir o tamanho das partículas, favorecendo a homogeneização da massa em compostagem, obtendo assim uma melhor porosidade, o que acarretará uma menor compactação devido à maior capacidade de aeração. Além disso, aumentando-se a área superficial para a degradação, diminuirá o tempo de compostagem. Desta forma, Ruggieri et al. (2012) afirmam que as características físicas da mistura inicial são decisivas para o bom desenvolvimento do processo de compostagem.

Neste sentido, agentes de estruturação como serragem, maravalha, palha e casca de arroz têm sido misturadas com resíduos proteicos a fim de ajustar o teor de umidade, a relação C/N e os espaços porosos entre as partículas (IQBAL; SHAFIQ; AHMED, 2010). Adicionalmente, Ahn, Richard e Glanville (2008) e Guo et al. (2012)

salientam que o tipo de agente de estruturação afeta a relação entre teor de umidade, atividade de água, porosidade e permeabilidade.

Pesquisadores ressaltam que a proporção de agente de estruturação depende diretamente de suas propriedades físico-químicas (LIAO; MAY; CHIENG, 1995; DOUBLET et al., 2011; RUGGIERI et al., 2012). Neste sentido, Lhadi et al. (2006) estudaram a evolução da matéria orgânica durante a compostagem da mistura da fração orgânica de resíduos municipais e esterco de aves. A mistura básica inicial dos resíduos foi de 3:2, ou seja, 3 kg de resíduos municipais e 2 kg de esterco de aves, com granulometria de 1 cm, correspondendo assim a leira A, sendo que para a leira B, foi utilizado a proporção de 2:3, com granulometria de 0,2 cm. Através dos resultados obtidos, os autores verificaram que as diferentes proporções não influenciaram a composição da matéria orgânica final do composto. No entanto, houve influência do tamanho das partículas que apresentaram 0,2 cm, sendo atribuído ao aumento da degradação dos compostos, concordando com Lynch e Wood (1985). Tiquia e Tam (2000) trabalhando com compostagem de dejetos de suínos, utilizaram a proporção de 2:1, ou seja, duas partes de cama de aviário para uma parte destes dejetos, com aeração forçada, por um período de 77 dias. Diferentemente, Lau et al. (1992) estudando a taxa e a frequência de aeração em sistemas de compostagem de dejetos de suínos, recomendam a proporção de 5:1, isto é, cinco partes de cama de aviário para uma parte de dejetos. No caso das pesquisas realizadas por Lau et al. (1992) e Tiquia e Tam (2000) não ficou claro o tipo de material celulósico utilizado como cama para as aves. Sabe-se que a casca de arroz, a maravalha e a serragem são os materiais mais utilizados na avicultura brasileira, sendo que cada um apresenta particularidades diferentes, como a relação C/N e a capacidade de absorção de líquidos, o que explica a diferença nas proporções das misturas (VALENTE et al., 2009).

#### **2.1.1.1.8 Dimensão das leiras**

O correto dimensionamento das leiras é também de suma importância para a compostagem de resíduos orgânicos. Uma leira de compostagem deve ter um tamanho suficiente para impedir a rápida dissipação de calor e umidade e, ao mesmo tempo, permitir uma boa circulação de ar (RODRIGUES et al., 2006). De acordo com Kiehl (2004), a altura do material deve estar entre 1,5 m e 1,8 m.

Diferentemente, Valente et al. (2009) afirmam que uma altura mínima de 0,80 m deve ser respeitada, abaixo da qual não existem condições adequadas para a formação e manutenção da temperatura.

Costa et al. (2006), em experimento com o objetivo de avaliar a compostagem de carcaças de aves em células com e sem aeração, onde as células foram preenchidas com os materiais até a altura de 1,80 m, observaram que as temperaturas mantiveram-se entre 40°C e 70°C, para ambos os sistemas. De outra forma, Valente (2008) avaliou a compostagem de carcaças de fêmeas de frangos de corte e de cortes nobres de fêmeas de frangos de corte, utilizando cama de aviário como material celulósico. Após a realização da primeira fase da compostagem, foram formadas leiras de 1,60 m de largura, 1,00 m de altura e 3,00 m de comprimento, sendo os revolvimentos realizados a cada 18 dias, bem como a adição de água à massa em compostagem. A autora verificou que a temperatura variou de 40°C e 70°C, aumentando imediatamente após cada revolvimento e diminuindo posteriormente, sendo atribuído a diminuição do teor de umidade no interior das leiras.

### **2.1.2 Vermicompostagem**

A vermicompostagem é uma alternativa à compostagem tradicional (HAIT; TARE, 2011), sendo considerada por Sen e Chandra (2009) um método rápido de converter polímeros complexos em moléculas mais simples. Diversos estudos foram realizados para o emprego da vermicompostagem como tecnologia de reciclagem de resíduos orgânicos em diferentes âmbitos da sociedade, como têxteis (ROSA et al., 2007), destilaria (SUTHAR; SINGH, 2008a), papel (GARG, GUPTA, SATYA, 2006; GUPTA; GARG, 2009), lodos de estações de tratamento de efluentes (SUTHAR, 2009; RODRÍGUEZ-CANCHÁ et al., 2010), produção animal (LOH et al., 2005; SANGWAN; KAUSHIK; GARG, 2008; MONROY; AIRA; DOMÍNGUEZ, 2009; AIRA et al, 2011; YADAV; GARG, 2011; GÓMEZ-BRANDÓN; LORES; DOMÍNGUEZ, 2013) e também no tratamento de fezes humanas (YADAV; TARE; AHAMMED, 2010, 2011, 2012).

A vermicompostagem é um processo aeróbio que envolve a fragmentação e a digestão parcial de resíduos orgânicos pelas minhocas, conjuntamente com a sua microflora intestinal, bem como a micro-organismos mesofílicos que estão presentes

na matéria orgânica (SUTHAR, 2009; SUTHAR, 2010a; VIG et al., 2011). Fornes et al. (2012) ressaltam que a fragmentação dos substratos aumenta a área de exposição aos micro-organismos, propiciando a aceleração do processo de vermicompostagem. Os micro-organismos produzem enzimas extracelulares que degradam a celulose e compostos fenólicos distintos, aumentando assim a degradação do material ingerido (DOMINGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009). Adicionalmente, a aeração e a homogeneização do substrato promovida pela ação das minhocas também favorecem a atividade microbiana e, por conseguinte, a decomposição dos resíduos orgânicos (DOMINGUEZ, 2004).

A atividade direta das minhocas aumenta significativamente a mineralização do C e do N no substrato e tais efeitos são proporcionais a densidade de minhocas (AIRA et al., 2008). O efeito indireto das minhocas na biomassa microbiana é de extrema importância (DOMÍNGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009) porque afeta diretamente as taxas de decomposição, através da estimulação ou redução da atividade da biomassa microbiana e enzimática (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2011a, 2011b), em consequência da redução de alimentos para os micro-organismos (DOMÍNGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009). Gómez-Brandón et al. (2010) estudaram o efeito da espécie *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) na população microbiana e verificaram uma redução da atividade de micro-organismos, mediante consumo seletivo de bactérias e fungos, bem como de enzimas como protease e celulase. Aira e Domínguez (2009) salientam que os efeitos indiretos incluem digestão e liberação de substâncias prontamente assimiláveis, como muco para a microbiota e, também, transporte e dispersão direta de micro-organismos. Ruppert et al. (2005) acrescentam que a  $\text{NH}_3$  é o principal produto de excreção das minhocas, juntamente com a  $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ , constituindo-se em uma fonte de nutrientes facilmente assimiláveis pelos micro-organismos (DOMÍNGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009). Entretanto, Gómez-Brandón, Lores e Dominguez (2013) lembram que é difícil separar os efeitos diretos e indiretos porque eles ocorrem simultaneamente no tempo e espaço.

Desta forma, com base na atividade das minhocas, a vermicompostagem compreende duas fases. Primeiramente, a fase ativa, onde as minhocas processam o substrato orgânico, modificando o seu estado físico e a sua composição microbiana (LORES et al., 2006) e, posteriormente, a fase de maturação, que é marcada pela migração das minhocas em direção as camadas de substrato que não

foi digerido (AIRA; MONROY; DOMÍNGUEZ, 2007b). Os autores salientam ainda que os micro-organismos continuam a decomposição do substrato previamente processado pelas minhocas. O tempo de maturação depende da composição físico-química do substrato inicial (SINGH et al., 2010) e da eficiência da fase ativa, que é determinada pela proporção de resíduo que é utilizado (AIRA; DOMÍNGUEZ, 2008), pela densidade e espécies de minhocas (SUTHAR; SING, 2008b), bem como pelos micro-organismos presentes no material que está sendo vermicompostado (PRAMANILK; GHOSH; BANIK, 2009). Tripathi e Bhardway (2004a) investigaram a eficiência das espécies *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) e *Lampito mauritii* na decomposição da mistura de resíduos de cozinha e esterco bovino. Os pesquisadores concluíram que ambas as espécies produziram uma mineralização moderada dos resíduos vermicompostados, porém a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) ocasionou uma decomposição mais rápida do que a *Lampito mauritii*.

A *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) é uma das espécies de minhoca mais amplamente utilizada em sistemas de vermicompostagem (GARG; GUPTA; SATYA, 2006; AIRA; MONROY; DOMÍNGUEZ, 2007a,b; SANGWAN; KAUSHIK; GARG, 2008, 2010; KHWAIRAKPAM; BHARGAVA, 2009a; VIVAS et al., 2009; YADAV; GARG, 2011; GÓMEZ-BRANDÓN; LORES; DOMÍNGUEZ, 2013), principalmente devido a sua alta taxa de consumo, digestão e assimilação de matéria orgânica (DOMÍNGUEZ; EDWARDS, 2010), o que conduz completamente a perdas de C total (GARG et al., 2006; AIRA; MONROY; DOMÍNGUEZ, 2007a,b; GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2011a). Além disso, apresentam ampla tolerância a fatores ambientais, maior capacidade reprodutiva e resistência (YADAV; TARE; AHAMMED, 2012). Os aspectos básicos do ciclo de vida dessa espécie são relativamente bem documentados devido a sua importância no manejo de resíduos. Pramanik e Chung (2011) verificaram que a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) proporcionou uma maior taxa de mineralização dos resíduos do que a *Eudrilus eugeniae*. No entanto, Dominguez, Velando e Ferreiro (2005) afirmam que a espécie *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) é mais recomendada para ser utilizada no processo de vermicompostagem porque apresenta maior taxa de crescimento e reprodução do que a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826).

Pesquisadores relatam que a integração entre os processos de compostagem e vermicompostagem tem sido uma alternativa para otimizar a reciclagem de resíduos da industrialização de cana de açúcar (KUMAR et al.,

2010a), de lodo do processamento de papel (KAUR et al., 2010), de lodo de esgoto (HAIT; TARE, 2011), de fezes humanas (YADAV. TARE; AHAMMED, 2012), de sobras de tomate (FORNES et al., 2012) e esterco bovino (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Diferentemente da compostagem, a vermicompostagem deve ser conduzida em temperaturas entre 25° a 35°C, pH neutro e alto teor de umidade (70-90%) a fim de garantir a sobrevivência das minhocas. No entanto, embora haja evidências de supressão de patógenos (MONROY; AIRA; DOMÍNGUEZ, 2008), as baixas temperaturas, necessárias para a sobrevivência das minhocas, não garantem um produto sanitizado ao final do processo (FORNES et al., 2012). Sendo assim, os autores esclarecem que o propósito de combinar os dois sistemas baseia-se na premissa de que a compostagem tem a capacidade de sanitização e eliminação de componentes tóxicos, enquanto que a vermicompostagem reduz rapidamente o tamanho das partículas dos substratos, aumentando os nutrientes disponíveis (FORNES et al., 2012), produzindo um adubo mais rico em N, P e K (NDEGWA; THOMPSON, 2001; KAUSHIK et al., 2008). Dominguez e Edwards (2010) afirmam que a presença de minhocas aumenta e acelera a taxa de mineralização de N. Xing et al. (2012) utilizando a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na vermicompostagem da mistura de cinco tipos de lodo de esgoto com esterco bovino, observaram que o C orgânico dissolvido, a demanda química de oxigênio (DQO) e a relação C/N dos substratos diminuíram significativamente após o processo. Ndegwa e Thompson (2001) compararam materiais idênticos obtidos a partir da vermicompostagem e duas combinações de tecnologias, vermicompostagem sucedido por compostagem e compostagem seguido pela vermicompostagem. Os resultados mostraram que a compostagem seguida pela vermicompostagem foi mais efetiva na estabilização de esterco bovino, acarretando menor impacto ambiental. Da mesma forma, Lazcano, Gómez-Brandón e Dominguez (2008) realizaram estudos sobre a compostagem seguida de vermicompostagem e confirmaram os resultados de Ndegwa e Thompson (2001). Em estudo mais recente, Subramanian, Sivarajan e Saravanapriya (2010) constataram que o vermicomposto da mistura de resíduos sólidos da indústria de sagu, esterco bovino e excretas de aves na proporção 1:1:1 obteve relação C/N mais desejável e maior valor nutricional do que o composto. Ngo et al. (2011) comparando os processos de vermicompostagem e compostagem, verificaram que a disponibilidade do composto para a biomassa microbiana do solo é

menor do que o vermicomposto, devido a componentes químicos recalcitrantes como a lignina. Vivas et al. (2009) estudando a compostagem e a vermicompostagem no tratamento de resíduos da fabricação de azeite, observaram maiores quantidade e diversidade bacteriana no vermicomposto do que no composto.

Outro aspecto importante é que a combinação das duas tecnologias reduz o tempo para obtenção do adubo orgânico (NDEGWA; THOMPSON, 2001; SINGH; SHARMA, 2002; KAUSHIK et al., 2008). Entretanto, Dominguez (2004) salienta que o crescimento e a reprodução das diferentes espécies de minhocas são afetados por diversos fatores, incluindo a qualidade do alimento, a umidade, a temperatura e a densidade populacional, podendo comprometer a eficiência do processo de vermicompostagem.

De outra forma, Tognetti, Mazzarino e Hernández (2005) ressaltam que embora o preço seja o triplo do composto, o vermicomposto tem uma maior aceitação no mercado, devido a sua melhor aparência, ao seu alto teor de nutrientes e a maior atividade microbiana (VIVAS et al., 2009). Assim como o composto, pode ser produzido em escala industrial, permitindo o descarte de uma grande quantidade de resíduos (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008).

### **2.1.2.1 Fatores que afetam a vermicompostagem**

#### **2.1.2.1.1 Temperatura**

Os fatores ambientais influenciam a dinâmica da população de minhocas, estando diretamente relacionado à espécie utilizada no processo de vermicompostagem (ROZEN, 1988). Corroborando com o autor, Singh et al. (2011) ressaltam que a atividade, o metabolismo, o crescimento, a respiração, assim como a reprodução das minhocas são altamente influenciadas pelas mudanças na temperatura. Amorim, Lucas Júnior e Resende (2005) utilizando a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na vermicompostagem de dejetos de caprinos, verificaram 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. Jager et al. (2003) avaliaram a atividade alimentar de minhocas *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) na 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. Por outro lado, Morroy et al. (2006), em estudo realizado na Espanha sobre a vermicompostagem de esterco bovino, verificaram que na primavera houve maiores taxas de densidade populacional e de acasalamento, bem como um maior tamanho dos casulos de *Eisenia fetida* (Savigny, 1826).

Haimi e Huhta (1986) e Edwards (1995) salientam que a vermicompostagem deve ser realizada de maneira que a temperatura da biomassa não supere 35°C, pois temperaturas superiores inviabilizam a sobrevivência das minhocas. Entretanto, Rodríguez-Canché et al. (2010) avaliando o potencial da *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) para remover micro-organismos patogênicos de caixas de lodo, observaram que a temperatura variou de 22° a 36°C, o que não prejudicou a atividade das minhocas. Contrariamente, Dominguez e Edwards (2004) salientam que a temperatura ótima para a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) é de 15 a 20°C. Os autores explicam que temperaturas acima de 30°C promovem a atividade química e microbiológica no substrato, diminuindo o oxigênio disponível para as minhocas. Parthasarathi (2007) constatou um aumento da população e da atividade microbiana, bem como do teor de NPK à temperatura de 31°C e a 60-70% de umidade durante a vermicompostagem de resíduos da indústria de açúcar. Em decorrência disso, alguns autores 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 micro-organismos exotérmicos (GUNADI; BLOUNT; EDWARDS, 2002; VERAS; POVINELLI, 2004; LOUREIRO et al., 2007).

#### **2.1.2.1.2 Umidade**

O crescimento e a atividade das minhocas são significativamente afetados pelo teor de umidade dos resíduos orgânicos utilizados no processo de vermicompostagem (GUNADI; EDWARDS; BLOUNT, 2003), pois elas respiram e excretam substâncias através da pele (COMPAGNONI; PUTZOLU, 1985; FERRUZZI, 2001). A espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) tem seu ganho de peso maximizado e sobrevive melhor em substratos com 70 a 85% de umidade (GUNADI;



EDWARDS; BLOUNT, 2003; GARCIA; ZIDKO, 2006). Reinecke e Venter (1985) afirmam que essa espécie tolera substratos com 50% de umidade. Entretanto, Dominguez e Edwards (2004) ressaltam que teores de umidade inferiores a 80-90% podem atrasar o desenvolvimento sexual das minhocas. Subramanian, Sivarajan e Saravanapriya (2010) utilizaram a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na vermicompostagem da mistura de resíduos sólidos da indústria de sagu, esterco bovino e excretas de aves. Os pesquisadores verificaram que a combinação de resíduos de sagu com esterco bovino nas proporções 3:1 e 1:1 aumentaram, respectivamente, o teor de umidade de 46% para 72% e de 36% para 59% em um período de 45 dias, que foi atribuído à decomposição dos substratos. Neste sentido, Kiehl (2004) explica que a humificação da matéria orgânica pela atividade microbiana aumenta a sua capacidade de retenção de água.

#### **2.1.2.1.3 Relação carbono/nitrogênio**

O tipo e a quantidade de alimento disponível não afetam somente a população de minhocas, mas também os micro-organismos presentes na biomassa (SINGH et al., 2011). Outro aspecto importante é a qualidade do substrato, que influencia as taxas de crescimento e de reprodução das minhocas, bem como a dos micro-organismos envolvidos no processo de vermicompostagem (CHAUDHARI; BHATTACHARJEE, 2002; AIRA, MONROY; DOMÍNGUEZ, 2006). Gunadi, Edwards e Blount (2003) encontraram relação entre aumento das taxas de crescimento e reprodução com a baixa relação C/N (9/1) do esterco bovino e suíno. Ndegwa e Thompson (2000) relataram uma diminuição da taxa de crescimento da *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) em biosólidos com alta relação C/N (40/1). Tripathi e Bhardwaj (2004b) explicam que a adição de muco e a morte das minhocas podem ocasionar um aumento do teor de C. Dominguez, Edwards e Webster (2000) verificaram que a espécie *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) apresentou variações nas taxas de crescimento e de reprodução devido ao tipo de dieta utilizada. Os autores observaram também que dependendo da qualidade do alimento, as minhocas optam por investir a sua energia no crescimento ou na reprodução.

Neste contexto, Moreira e Siqueira (2002) salientam que a qualidade está diretamente relacionada à relação C/N do substrato, que afeta o processo de vermicompostagem assim como as propriedades físico-químicas do produto final

(CHANG; HSU, 2008). Gunadi, Edwards e Blount (2003) verificaram que o alto teor de  $\text{NH}_4$  ( $1094,3 \pm 115,9 \text{ mg kg}^{-1}$ ) no esterco de suínos com 70% de umidade foi tóxico para a espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). Os autores atribuíram o fato ao alto conteúdo proteico nas dietas dos suínos. Outro aspecto importante são os resíduos orgânicos com alto conteúdo de lignina e polifenóis (GANESH; GAJALAKSHMI; ABBASI, 2009) como casca de arroz, maravalha e serragem, que podem ocasionar variações nas taxas de crescimento de muitas espécies de minhocas (SUTHAR, 2010b). Adicionalmente, poderá haver uma inibição da atividade microbiana e conseqüentemente uma redução da velocidade de mineralização do N e da decomposição (BAGGIE et al., 2000).

Desta forma, a relação C/N considerada ótima para a atividade microbiana deve estar entre 21/1 e 30/1 (NDEGWA; THOMPSON, 2000; FOURTI, 2013). Embora a mineralização dos nutrientes seja governada diretamente pela atividade das bactérias e fungos presentes no substrato (DOMÍNGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009), as minhocas também desempenham um papel importante no aumento das taxas de estabilização, assim como na qualidade final do vermicomposto (KAUR et al., 2010; FORNES et al., 2012). Elas digerem cadeias longas de polissacarídeos e aumentam a colonização microbiana (AIRA; MONROY; DOMÍNGUEZ, 2007a), que promove a aceleração da degradação da matéria orgânica e a fixação do N (GARG; KAUSHIK, 2005), contribuindo para um maior declínio da relação C/N (SUTHAR, 2010b). Suthar (2006) e Dominguez e Gómez-Brandón (2009) afirmam que certa quantidade de N também é adicionada pelas minhocas na forma de muco, hormônio, enzimas e substâncias nitrogenadas excretadas, colaborando para diminuir a relação C/N (TRIPATHI; BHARDWAJ, 2004a). De outra forma, pesquisadores afirmam que a atividade das minhocas nos substratos produz condições que favorecem a nitrificação, que resulta na conversão rápida do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$ , aumentando a mineralização de N (ATIYEH et al. 2000; LAZCANO, GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008).

O C orgânico consumido pelas comunidades microbianas se divide entre a produção de biomassa microbiana, a excreção de metabólitos e a respiração (DOMÍNGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009). Os autores explicam ainda que a proporção de C do substrato retido como biomassa microbiana em relação ao C liberado na forma de  $\text{CO}_2$  depende da eficiência do crescimento microbiano, assim como do grau de proteção da biomassa e da taxa de decomposição dos

subprodutos bacterianos e fúngicos por outros micro-organismos. Aira, Monroy e Dominguez (2006) afirmam que quanto mais baixa for a eficiência de crescimento microbiano maior será a quantidade de C perdido como CO<sub>2</sub>.

#### 2.1.2.1.4 pH

O pH dos substratos afeta o crescimento das minhocas e conseqüentemente o processo de vermicompostagem (SINGH et al., 2011). A diversidade nos valores de pH de diferentes misturas de substratos tem sido atribuída às variações nas características físico-químicas dos resíduos utilizados no processo de vermicompostagem (YADAV; GARG, 2011). Gupta e Garg (2008) lembram que o substrato determina o tipo de ácido orgânico intermediário que será produzido. Porém, Singh e Suthar (2012) verificaram uma variação nos valores de pH de diferentes unidades experimentais de um mesmo tratamento e atribuíram o fato à intensidade de mineralização e a atividade microbiana, que afetaram diretamente a produção de componentes intermediários durante a estabilização do processo de vermicompostagem.

Em sentido diferente, Singh et al. (2011) afirmam que a resposta das minhocas para a variação de pH varia de espécie para espécie. Entretanto, Mainoo et al. (2009) ressaltam que as minhocas não afetam o pH dos substratos orgânicos, mas elas exercem um controle fisiológico para manter o pH neutro, através da secreção intestinal de Ca e da excreção de NH<sub>4</sub>. Yadav e Garg (2011) utilizando a espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na mistura de diferentes proporções de lodo da indústria de alimentos, esterco bovino e excretas de aves, verificaram que o pH de todas as combinações passou de alcalino (7,2-8,0) para minimamente ácido (6,4-6,8) no decorrer de 13 semanas de vermicompostagem. Observações similares foram demonstradas por outros pesquisadores ao utilizarem a mesma tecnologia. Khwairakpam e Bhargava (2009b) demonstraram que o pH diminuiu durante a vermicompostagem de lodo de esgoto. Da mesma forma, Liu, Zhu e Xue (2012) verificaram que o pH do lodo de esgoto reduziu de 7,4 para 6,3 após utilizarem a espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na sua biodegradação. As reduções nos valores de pH podem ocorrer devido à mineralização do N e do P e também em decorrência da bioconversão de componentes da matéria orgânica em ácidos orgânicos intermediários (NDEGWA; THOMPSON, 2000; GARG et al., 2006;

KHWAIRAKPAM; BHARGAVA, 2009b). A liberação de CO<sub>2</sub>, pelo metabolismo microbiano, também pode acarretar na redução do pH do vermicomposto (HAIT; TARE, 2012). O mecanismo envolve as glândulas calcíferas, que secretam a enzima anidrase carbônica, responsável pela catalização da fixação do CO<sub>2</sub> em CaCO<sub>3</sub>, prevenindo assim naturalmente a queda do pH (PADMAVATHIAMMA et al., 2008).

Prakash e Karmegam (2010) trabalharam com a espécie *Perionyx ceylanensis* na degradação da mistura de lodo da indústria de açúcar e esterco bovino na proporção 1:1 e observaram que o pH variou de 7,5 para 7,3, mantendo-se próximo à neutralidade durante os 60 dias de vermicompostagem. Pramanik et al. (2007) salientam que a decomposição da matéria orgânica origina a formação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e ácidos húmicos. O efeito antagônico e combinado desses dois grupos pode regular o pH do vermicomposto conduzindo a mudanças em direção à neutralidade ou acidez (YADAV; GARG, 2011).

### **3 CAPÍTULO 1 - COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DA FILETAGEM DE PESCADO MARINHO E CASCA DE ARROZ**

#### **3.1 Introdução**

A região Sul do Rio Grande do Sul possui intensa atividade pesqueira, que garante o fornecimento periódico de diversas espécies de peixe de água doce e salgada, além da sobrevivência de pequenas propriedades de base familiar (MORENO et al., 2009). Indústrias processadoras de pescado estão presentes, o que proporciona um aumento do volume de resíduos devido à preferência do consumidor pelo filé de peixe (OETTERER, 2002). Normalmente, 65% do peso vivo são descartados durante o processo de filetagem, de modo que apenas 35% do pescado são aproveitados (NUNES, 2002). Adicionalmente, há uma quantidade considerável da pesca presente nos entrepostos de comercialização *in natura* que não é aproveitada para consumo humano, devido ao seu baixo valor comercial (REBECA; PENA-VERA; DIAS-CASTANERA, 1991). Há relatos que cerca de 68% é encaminhado às indústrias de farinha de pescado, 23% ao aterro sanitário e 9% é despejado diretamente nos rios, o que acarreta um grave impacto ambiental (STORI; BONILHA; PESSATTI, 2002). Sipaúba-Tavares, Alvarez e Braga (2008) acrescentam que o descarte de resíduos nos recursos hídricos gera um aumento significativo na concentração de P e N, bem como um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido, que é essencial para a manutenção da vida aquática.

Embora grande parte dos resíduos de pescado seja destinada a fabricação de farinha, estudos que viabilizem a exploração de suas outras potencialidades são essenciais para o fortalecimento deste segmento do agronegócio (LÓPEZ-MOSQUERA et al., 2011). Adicionalmente, Arruda, Borghesi e Oetteber (2007) explicam que o interesse em pesquisar alternativas mais vantajosas deve-se ao fato de que a comercialização da farinha proporciona um retorno econômico

relativamente baixo para a indústria, levando-se em conta principalmente que a linha de produção deste subproduto exige grande investimento, equipamentos especiais e alto consumo energético. Cavalcante Júnior et al. (2005) afirmam que uma alternativa seria a produção de fertilizantes. Neste sentido, Fernandes Júnior (2009) ressalta que existem ainda poucos estudos formais a respeito da transformação de resíduos de pescado em fertilizantes, bem como o seu uso. Entretanto, por ser fonte de aminoácidos e micronutrientes, apresentam potencial para desempenhar importante papel na adubação orgânica (FELTES et al., 2010).

Estudos demonstram que o processo de compostagem é uma importante tecnologia de tratamento, sendo utilizado para as mais diversas fontes orgânicas (LIAO; MAY; CHIENG, 1995; LAOS et al., 2002; SANES et al., 2011; GUO et al., 2012). Componentes orgânicos são facilmente mineralizados e metabolizados pelas diferentes populações de micro-organismos aeróbios mesófilos, termotolerantes e termófilos, que produzem  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , ácidos orgânicos e calor (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Entretanto, An et al. (2012) ressaltam que os resíduos orgânicos apresentam uma grande variabilidade nas suas propriedades físico-químicas determinando assim a eficiência do processo de compostagem, que é afetada pela interdependência e pelo interrelacionamento de fatores como a umidade, a taxa de oxigênio, a relação C/N e a porosidade (VALENTE et al., 2009). Sendo assim, agentes de estruturação, incluindo serragem, maravalha, palha e casca de arroz tem sido misturados com resíduos proteicos a fim de ajustar o teor de umidade, a relação C/N e os espaços porosos entre as partículas (IQBAL; SHAFIQ; AHMED, 2010).

Neste sentido, a casca de arroz é um abundante resíduo na região Sul do Rio Grande do Sul, que contribui em média com 54% da produção nacional de arroz, o que resulta em uma produção de mais de 6,8 milhões de toneladas do grão em casca (SOUZA, 2012). Sabendo-se que as cascas representam 20% desse número (FOLLETO et al., 2005), a produção anual desse resíduo é da ordem de 1,4 milhões de toneladas, sendo uma importante fonte de C para os micro-organismos envolvidos no processo de compostagem.

Objetivou-se avaliar a casca de arroz como agente de estruturação da compostagem, bem como a proporção entre resíduos da filetagem de pescado marinho e casca de arroz e o processo de compostagem.

### 3.2 Material e Métodos

O estudo foi realizado entre outubro de 2009 e janeiro de 2010, no Setor de Compostagem do Laboratório de Ensino e Experimentação Zootécnica (LEEZO) “Professor Doutor Renato Rodrigues Peixoto” do Departamento de Zootecnia (DZ) da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel (FAEM), da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), localizado no município de Capão do Leão/RS. O município está a 31°52'00” S e 52°21'24” O, a uma altitude de 13,4 m. O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, com precipitação pluviométrica anual média de 1.280 mm e umidade relativa do ar média de 78,8% (MORENO, 1961 apud SOUZA et al., 2009).

O processo de compostagem consistiu de duas etapas. A primeira, que teve duração de 60 dias, foi realizada em uma célula de compostagem de alvenaria (Fig. 1), impermeabilizada, de 2,20 m de comprimento, 1,70 m de largura e 1,20 m de altura, com pé direito de 2,50 m. A sua parte superior era aberta e protegida por uma estrutura telada. A parte frontal apresentava tábuas móveis, numeradas em sequência e encaixadas umas sobre as outras, para facilitar o preenchimento gradual da célula com as camadas de resíduos orgânicos.



**Figura 1** – Célula de compostagem. UFPEL, Pelotas, RS (2009).

**Fonte:** Acervo do autor (2009)

A segunda etapa, que teve duração de 30 dias, foi realizada em um galpão coberto, com piso impermeabilizado e sem paredes laterais. Foi formada uma pilha de cada tratamento da primeira etapa nas dimensões de 3,00 m de comprimento, 1,60 m de largura e 1,00 m de altura.

As células foram abastecidas com resíduos da filetagem de pescado (cabeça, carcaça e vísceras) da atividade pesqueira marítima e casca de arroz. Os resíduos foram obtidos junto ao comércio varejista do Mercado Público do município de Pelotas/RS. A casca de arroz foi adquirida de orizicultores do município.

As proporções entre as matérias primas iniciais foram baseadas em estudos de Liao, May e Chieng (1995) e Laos et al. (2002), que usaram serragem e/ou maravalha como agentes de estruturação na compostagem de resíduos de pescado. Portanto, a primeira célula recebeu os resíduos na proporção de 3:1, ou seja, para cada 3 kg de casca de arroz foi adicionado 1 kg de resíduos da filetagem de pescado marinho (T1). Na outra célula a proporção utilizada foi 3:3, ou seja, para cada 3 kg de casca de arroz foram usados 3 kg de resíduos da filetagem de pescado marinho (T2). A altura utilizada para as camadas de casca de arroz foi de 0,15 m, seguindo a metodologia de Paiva (2004), determinada pelas pesagens e definida por medições com auxílio de uma fita métrica. A massa de casca de arroz por camada foi de 88,5 kg.

As porções de resíduos de peixe foram dispostas sobre as camadas de casca de arroz, respeitando a distância de 0,10 m entre elas, das paredes e da parte frontal da célula de compostagem (Fig. 2). Assim, em cada camada de 0,15 m de casca de arroz foi disposto 29,5 kg (T1) e 88,5 kg (T2) de resíduos de pescado marinho. Os resíduos orgânicos ocuparam a altura de 1 m. A água foi adicionada com o auxílio de um recipiente graduado (Fig. 2), na proporção de 30% da massa da camada de casca de arroz (COSTA et al., 2005), correspondendo a 26 L por camada.





**Figura 2** – Disposição dos resíduos de peixe sobre a camada de casca de arroz e adição de água. UFPEL, Pelotas, RS (2009).

**Fonte:** Acervo do autor (2009)

Ao final do período de 60 dias de compostagem, a biomassa foi retirada e pesada para posterior cálculo do volume de água a ser adicionada durante a segunda etapa. A quantidade de massa foi de 491 kg e 377 kg para o T1 e T2, respectivamente. O volume de água foi calculado com base na mesma metodologia utilizada para o primeiro estágio, sendo adicionado 148 L de água para o T1 e 114 L para o T2, durante o revolvimento das pilhas a cada 15 dias.

Foram colocadas cinco estacas de madeira numeradas, a uma distância de 0,20 m entre elas e da lateral da parede da célula de compostagem a fim de demarcar cada ponto de coleta e de aferição. As avaliações da temperatura da massa em compostagem foram realizadas em dois períodos do dia, às 9:00 e 16:00 h, utilizando-se um termômetro digital ( $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$  COTERM 180) com haste de 0,17 m. A temperatura ambiente média diária foi obtida na Estação Agroclimatológica de Pelotas, localizada  $31^{\circ}52'00''$  S e  $52^{\circ}21'24''$  O, a uma altitude de 13,24 m. As análises da composição química da biomassa foram realizadas em triplicata, sendo que a primeira amostragem correspondeu aos substratos casca de arroz e peixe marinho, conforme apresentada na tab. 1.

**Tabela 1** – Composição química dos substratos utilizados na compostagem. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

Composição	Casca de arroz	Peixe marinho
pH	7,4	nd
Umidade (%)	16,1	80,3
Matéria orgânica total (%)	80,7	90,4
Cinzas (%)	19,3	9,6
Carbono orgânico total (%)	44,8	50,2
Nitrogênio total (%)	0,6	9,0
Relação carbono/nitrogênio	74,7	5,6
Fósforo (g kg <sup>-1</sup> )	0,8	18,1
Potássio (g kg <sup>-1</sup> )	4,8	9,4
Cálcio (g kg <sup>-1</sup> )	2,2	35,5
Magnésio (g kg <sup>-1</sup> )	0,4	1,1

Valores médios de três replicatas. nd: não determinado.

As demais coletas foram realizadas nos pontos demarcados, com o auxílio de um tubo de PVC com 55 mm de diâmetro, nos seguintes períodos: 30 e 60 dias da primeira etapa e aos 30 dias da segunda etapa de compostagem. As amostras foram submetidas às análises de pH, umidade, matéria orgânica total, cinzas, carbono orgânico total, nitrogênio total, relação C/N, índice de mineralização do composto, fósforo total, potássio total, cálcio total e magnésio total.

No Laboratório de Nutrição Animal do DZ/FAEM/UFPEL foi realizada a determinação do teor de umidade das amostras através da equação  $UMID = 100 - \% MS$ . O pH foi analisado transferindo-se 10 g da amostra em um béquer, que foi diluído com 100 mL de água destilada. O teor de cinzas (CZ) foi determinado pela incineração em um forno mufla a uma temperatura de 550°C por três horas. O teor de matéria orgânica (MO) foi obtido através da equação  $MO = 100 - \% CZ$ , conforme metodologia descrita por Kiehl (1985). O C foi obtido através do fator de Bemmelen:  $C = \% MO \div 1,8$ , descrito por Kiehl (1985). O N foi determinado pela digestão da amostra em ácido sulfúrico e posterior destilação em aparelho Kjeldahl, conforme descrito por Silva e Queiroz (2004). A relação C/N foi obtida pela equação  $C/N = \% C \div \% N$ , conforme descrito por Tedesco et al. (1995). O cálculo do índice de mineralização do composto foi obtido através da equação  $IMC = \% CZ \div \% C$ , segundo Drozd et al. (1997). No Laboratório de Química do Solo do Departamento de Solos da FAEM/UFPEL, o teor de P foi determinado pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro ultravioleta visível. O teor de K foi determinado pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro de chama. Os teores de Ca e Mg

foram determinados pela leitura da solução mineral em espectrofotômetro de absorção atômica.

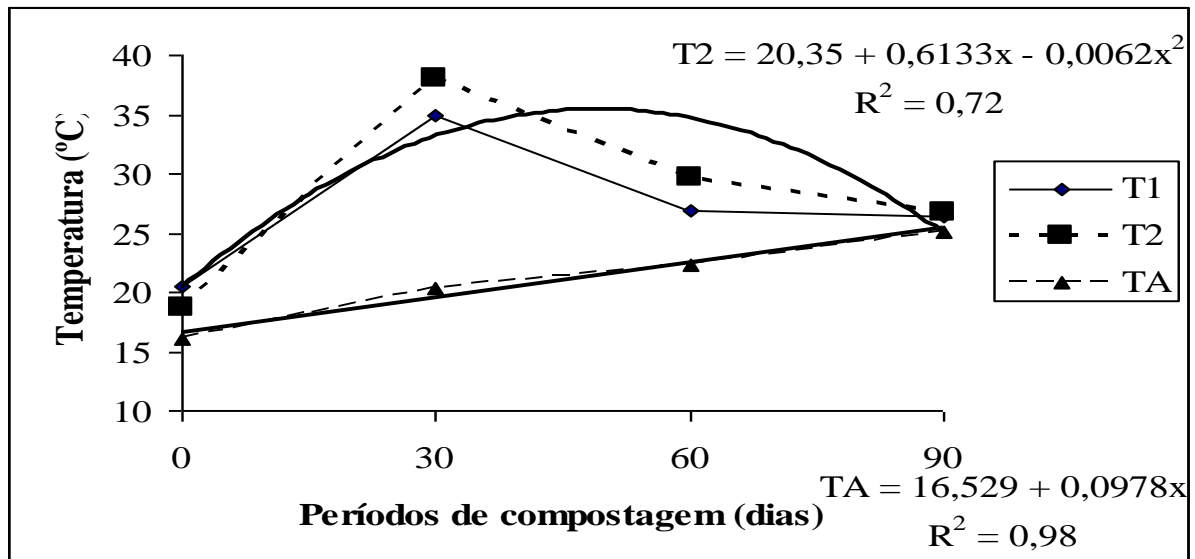
Os dados coletados foram submetidos à análise de variância pelo procedimento GLM do programa SAS versão 9.1 (SAS Institute Inc. 2002-2003) e regressão polinomial, sendo as médias comparadas pelo teste de Student Newman Keuls a 5%.

### 3.3 Resultados e discussão

Na Fig. 3, pode ser observado no dia zero que a média da temperatura da biomassa foi de 20,5°C para o T1 (3:1) e 18,7°C para o T2 (3:3), caracterizando assim a fase criófila do processo de compostagem (KIEHL, 1985). A partir deste período, houve um aumento da temperatura em ambos os tratamentos atingindo aos 30 dias de compostagem, valores de 34,8°C e 38,1°C para o T1 e o T2, respectivamente. Estas verificações demonstram uma longa fase mesófila, possivelmente em decorrência do maior conteúdo de N inicial (9%) prontamente disponível nas carcaças de pescado, para a síntese de proteínas microbianas e, também, pelo C facilmente degradável. Adicionalmente, Bernal, Albuquerque e Moral (2009) salientam que as bactérias e os fungos mesófilos degradam componentes simples da matéria orgânica, como açúcares, aminoácidos e proteínas, aumentando rapidamente a temperatura. Concomitantemente, os micro-organismos utilizam o C solúvel e facilmente degradável como fonte de energia, sendo uma pequena fração incorporada às células microbianas (TUOMELA et al., 2000). O restante do C é liberado na forma de CO<sub>2</sub>, ficando o calor retido no interior da massa em compostagem, devido ao metabolismo microbiano ser exotérmico (TANG, KANAMORI; INQUE, 2004).

De outra forma, foi constatado no decorrer dos 60 dias do processo, decréscimos da temperatura da biomassa em ambas as proporções (26,8 e 29,7°C), persistindo até os 90 dias de compostagem (26,4 e 26,7°C), respectivamente, para o T1 e T2, atingindo temperaturas próximas a do ambiente (25,1°C). No T1, os dados não permitiram ajuste de equação de regressão, porém o T2 apresentou uma resposta quadrática para o comportamento das médias da temperatura da biomassa ( $R^2 = 0,72$ ). Sanes et al. (2011) estudaram a compostagem de uma maior proporção de resíduos de pescado em relação a casca de arroz (3:1) e verificaram que aos 70

dias de compostagem a temperatura da biomassa (25°C) esteve próxima à temperatura ambiente, concluindo que o processo de compostagem estaria entrando na fase de maturação.



**Figura 3** – Médias da temperatura da biomassa e do ambiente durante a compostagem de diferentes proporções de resíduos da filetagem de pescado e casca de arroz. T1: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:1); T2: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:3); TA: temperatura ambiente do ar. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

Com base na linearidade do modelo de equação e no seu elevado coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,98$ ) constatou-se que a temperatura ambiente do ar não teve influência na temperatura da biomassa no T2, que apresentou um comportamento quadrático. Valente et al. (2011a) trabalhando com a compostagem da mistura de dejetos de bovinos leiteiros e cama de aviário e/ou maravalha verificaram que o comportamento linear da temperatura da biomassa dos tratamentos testados não acompanhou as oscilações da temperatura ambiente do ar.

A evolução da temperatura da biomassa em ambos os tratamentos demonstrou que a população mesofílica manteve-se presente em todo o período experimental. Este fato sugere que a alta relação C/N inicial (74,7/1) do agente de estruturação e também da biomassa no decorrer dos períodos (tab. 2), associado ao tipo de C da casca de arroz afetaram o desenvolvimento dos micro-organismos termófilos. Leconte et al. (2009) estudando a compostagem da mistura de casca de arroz e excretas de aves nas proporções 1:1 e 2:1, verificaram que a alta relação

C/N (109/1), o baixo C solúvel em água ( $3,1 \text{ g kg}^{-1}$ ), a presença de 59% de celulose, de 12,1% de hemicelulose e de 20,9% de lignina na casca de arroz afetaram a fase termófila do processo de compostagem. Quando parte do C disponível é de difícil degradação, como a celulose, a lignina e a hemicelulose, o C biodisponível, que será utilizado como fonte de energia pelos micro-organismos, é inferior ao C total (VALENTE et al., 2009). Hsu e Lo (1999) ressaltam que o C solúvel em água é a forma de C mais prontamente disponível aos micro-organismos em compostos orgânicos. Entretanto, Abid e Sayadi (2006) estudando a compostagem da mistura de resíduos da agricultura com diferentes níveis de excretas de aves e águas residuárias da indústria de azeite verificaram que a atividade microbiológica diminuiu com o aumento da taxa de C solúvel em água, sendo atribuído pelos pesquisadores ao aumento da solubilidade de fenóis, oriundo da decomposição da lignina. Moreira e Siqueira (2002) afirmam que os ácidos fenólicos possuem propriedades antifúngicas e antibacterianas, o que acaba afetando o crescimento e o desenvolvimento dos micro-organismos envolvidos no processo de compostagem.

Outra característica importante da casca de arroz, ressaltada por Carmona et al. (2013), é a sua superfície revestida e o alto teor de sílica que reduz a capacidade de retenção de água, podendo limitar o ataque microbiano. Corroborando com os autores, Caldeira et al. (2012) utilizaram casca de arroz como agente de estruturação na compostagem de resíduos do abate de frangos e verificaram que as temperaturas durante o período de 130 dias não ultrapassaram os  $43^{\circ}\text{C}$ , sendo atribuído à atividade microbiana reduzida na biomassa, que foi afetada pela baixa degradabilidade e pela menor capacidade de retenção de água. Leconte et al. (2009) constataram que as pilhas com casca de arroz reteram de 39 a 58% menos água do que as formadas por serragem, que absorveram de 42 a 65%. Pesquisadores ressaltam que a proporção de agente de estruturação depende diretamente de suas propriedades físico-químicas (LIAO; MAY; CHIENG, 1995; DOUBLET et al., 2011; RUGGIERI et al., 2012). Adicionalmente, Ahn, Richard e Glanville (2008) e Guo et al. (2012) salientam que o tipo de agente de estruturação afeta a relação entre teor de umidade, atividade de água, porosidade e permeabilidade.

**Tabela 2** – Teores médios, desvios padrão e coeficientes de variação da composição química durante a compostagem de resíduos de pescado marinho e casca de arroz. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

Composição	T1			T2			IN-25 <sup>*</sup>
	30	60	90	30	60	90	
UMID (%)	22,5 ± 3,31	18,6 ± 0,85	28,1 ± 3,48	26,4 ± 5,28	28,6 ± 10,91	32,9 ± 1,71	≤ 50%
CV (%)	15	5	12	20	38	5	
pH	8,1 ± 0,39	7,8 ± 0,50	7,3 ± 0,60	8,3 ± 0,42	8,1 ± 0,25	7,6 ± 0,19	≥ 6,0
CV (%)	5	6	9	5	3	2	
MO (%)	79,2 ± 1,41	81,0 ± 0,37	79,9 ± 0,81	79,4 ± 1,42	82,6 ± 4,03	78,0 ± 0,84	≥ 40%
CV (%)	2	0,5	1	2	5	1	
CZ (%)	20,8 ± 1,42	19,0 ± 0,37	20,1 ± 0,81	20,6 ± 1,42	17,4 ± 4,04	22,0 ± 0,84	-
CV (%)	7	2	4	7	23	4	
C (%)	44,0 ± 0,79	45,0 ± 0,20	44,4 ± 0,45	44,1 ± 0,79	45,9 ± 2,24	43,4 ± 0,47	≥ 15%
CV (%)	2	0,4	1	2	5	1	
N (%)	1,3 ± 0,40	0,5 ± 0,08	0,8 ± 0,08	1,7 ± 1,15	0,9 ± 0,17	1,1 ± 0,11	≥ 0,5%
CV (%)	30	15	10	67	19	10	
C/N	37,1 ± 12,93	84,0 ± 12,05 <sup>A</sup>	54,2 ± 5,8	39,1 ± 24,70	55,3 ± 0,13 <sup>B</sup>	39,4 ± 4,0	≤ 20
CV (%)	35	14	11	63	16	10	
IMC	0,5 ± 0,04	0,4 ± 0,01	0,5 ± 0,02	0,5 ± 0,04	0,4 ± 0,10	0,5 ± 0,02	-
CV (%)	9	2	5	9	26	5	

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes, no mesmo período, diferem entre si pelo teste de Student Newman Keuls a 5%.

T1: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:1); T2: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:3); UMID: umidade; MO: matéria orgânica total; CZ: cinzas; C: carbono orgânico total; N: nitrogênio total; C/N: relação carbono/nitrogênio; IMC: índice de mineralização do composto. \*Instrução Normativa nº25/2009 (BRASIL, 2009).

Embora a umidade seja indispensável para a atividade metabólica e fisiológica dos micro-organismos (LIANG; DAS; MCCLENDON, 2003), não foi observada influência da adição de água sobre as temperaturas da biomassa aos 90 dias de compostagem, que permaneceram próximas à temperatura ambiente (Fig. 3), demonstrando que a disponibilidade de nutrientes prontamente assimiláveis teve uma maior influência sobre o metabolismo microbiano, já que o N total dos resíduos da filetagem de pescado tinha sido totalmente decomposto aos 60 dias de compostagem. Esses resultados concordam com Jay (2005), que afirma que a necessidade de água dos micro-organismos deve ser considerada em termos de atividade de água do meio e que a presença de nutrientes aumenta o intervalo de

atividade de água no qual os micro-organismos sobrevivem. Valente et al. (2011b) também não verificaram influência da adição de água sobre a temperatura da pilha de compostagem de carcaças de frangos de corte e cama de aviário.

Outro fato a ser considerado é o alto coeficiente de variação de algumas das variáveis estudadas (tab. 2 e 3). A instabilidade dos dados decorre da diversidade microbiológica nos diferentes pontos de coleta na biomassa. A contínua mudança das diferentes espécies de micro-organismos (RYCKEBOER et al., 2003) produz a maior parte das modificações físico-químicas na biomassa, determinando assim a taxa de velocidade da mineralização dos componentes orgânicos (MONDINI; FORNASIER; SINICCO, 2004) em cada ponto de amostragem. Vergnoux et al. (2009) estudando a compostagem de lodo de esgoto verificaram uma significativa variabilidade na composição físico-química e bioquímica entre as pilhas de mesmo substrato, o que demonstrou uma evolução individualizada do processo de compostagem.

Foram observados acréscimos nos teores de MO total e C orgânico total aos 60 dias de compostagem para ambos os tratamentos (tab. 2). Os valores obtidos indicam a morte de parte da microflora e também uma menor atividade microbiana no meio, podendo ser constatado pelos decréscimos na temperatura média da biomassa no período, que chegou próxima à temperatura ambiente (Fig. 3). Os resultados concordam com Zhu (2007), que afirma que valores mais elevados de relação C/N significam que não há N suficiente para um ótimo crescimento das populações microbianas, havendo imobilização de N pelos micro-organismos, prejudicando assim a velocidade de decomposição dos resíduos orgânicos, que será reduzida. Além disso, Costa et al. (2005) salientam que a qualidade do C, a ser digerido, também interfere na velocidade e na quantidade de C que será transformado em CO<sub>2</sub> durante a compostagem. Outro fato a ser considerado é que a capacidade dos micro-organismos em assimilar a matéria orgânica está diretamente relacionada à sua habilidade em produzir enzimas necessárias para a degradação dos substratos (TUOMELA et al., 2000). As proteases são importantes indicadores de mineralização da matéria orgânica durante a compostagem, enquanto que a celulase atua diretamente na degradação da celulose (LIU et al., 2011a).

Por outro lado, pode ser constatado que houve uma redução do teor de N total no mesmo período, devido a sua utilização por parte das populações microbianas e também em decorrência da volatilização de  $\text{NH}_3$ . Adicionalmente, Liang et al. (2004) ressaltam que a volatilização do nitrogênio na forma de  $\text{NH}_3$  pode concorrer com a sua imobilização pelos micro-organismos, particularmente quando a relação C/N da mistura é alta e também na presença de C recalcitrante, como a lignina (LECONTE et al., 2009). Concomitantemente, a  $\text{NH}_3$  produzida pode inibir a atividade microbiana (EL KADER et al., 2007), o que também explica as reduções da temperatura média da biomassa no T1 (26,8°C) e no T2 (29,7°C) aos 60 dias de compostagem. Também foi observado no presente estudo que a relação C/N do T1 foi significativamente superior a do T2 ( $P < 0,05$ ), devido à atividade metabólica microbiana reduzida aos 60 dias de compostagem e a maior proporção de casca de arroz em relação ao resíduo de pescado (3:1).

Contrariamente, aos 90 dias de compostagem, ocorreram reduções nos teores de MO total e C total em ambos os tratamentos, devido à oxidação da matéria orgânica pelos micro-organismos, que liberam  $\text{CO}_2$  através da sua respiração (ZHANG; HE, 2006), diminuindo assim a concentração de C. Os revolvimentos a cada 15 dias possivelmente tenham provido a oxidação da MO devido à incorporação de oxigênio na biomassa. Contudo, este procedimento não foi suficiente para elevar a temperatura da biomassa, podendo estar relacionado à ausência de N total dos resíduos da filetagem de pescado, que haviam sido completamente degradados aos 60 dias de compostagem. Portanto, os acréscimos nos teores de N total, tanto no T1 ( $0,8 \pm 0,08\%$ ) quanto no T2 ( $1,11 \pm 0,11\%$ ), podem ser explicados pela morte de parte dos micro-organismos mesófilos, que incorporam e imobilizam o N no seu protoplasma celular (CAYUELA et al., 2009), podendo ser confirmado na Fig. 3, onde se verifica uma redução da temperatura da biomassa.

Outro aspecto diz respeito ao pH alcalino da biomassa aos 30 dias de compostagem, sendo verificado reduções nos períodos subsequentes em ambas as proporções estudadas, que foi proporcionada pela atividade metabólica dos micro-organismos nos substratos. O tipo de carboidrato presente na casca de arroz, como celulose, hemicelulose e lignina diminui o pH pela produção de metabólitos ácidos e  $\text{CO}_2$  (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002; LECONTE et al., 2009). Diferentemente, aos 60 dias de compostagem, a possível volatilização de  $\text{NH}_3$  pode ter provocado uma dissociação do íon  $\text{NH}_4^+$ , uma vez que a sua oxidação a  $\text{NO}_3^-$  libera 2  $\text{H}^+$ , reduzindo



assim o pH do meio (MACKENZIE; DE LUCA; SALA, 2006). Esse processo é mediado por bactérias nitrificantes que são ativadas em temperaturas mesófilas (LECONTE et al., 2009).

Os resultados obtidos para o índice de mineralização do composto foram inferiores aos preconizados por Drozd et al. (1997), que afirmam que quanto mais alto for o índice ( $>1,30$ ), maior terá sido a mineralização da MO total. Além disso, pode-se observar que os baixos valores de IMC mantiveram-se praticamente constantes no decorrer do estudo, variando de 0,4 a 0,5, demonstrando uma menor oxidação da MO total, que está diretamente relacionada à redução da liberação de  $\text{CO}_2$  pela atividade respiratória dos micro-organismos (TRIPATHI; BHARDWAJ, 2004b), sugerindo que o tipo de C presente na casca de arroz e a alta relação C/N afetaram a velocidade de mineralização da biomassa. Corroborando com os resultados, verificou-se que a casca de arroz apresentou estrutura inicial intacta ao final dos 90 dias de compostagem, demonstrando-se assim resistente à degradação microbiana. devido ao seu alto conteúdo de sílica e lignina (LECONTE et al., 2009). As observações a campo concordam com Sanes et al. (2011), que verificaram partículas intactas de casca de arroz em um tempo menor de compostagem (70 dias).

Na tab. 3, aos 60 dias de compostagem, podem ser observados teores totais reduzidos de P, Ca e Mg em ambos os tratamentos. Os resultados sugerem que o pH alcalino favoreceu a adsorção do P às moléculas de Ca e Mg, causando sua indisponibilidade temporária, concordando com Tumuhairwe et al. (2009) que verificaram reduções no teor de P durante a compostagem da mistura de resíduos de vegetais e atribuíram tal fato à pouca mobilidade desse macromineral e à formação de complexos insolúveis com o Ca e o Mg da MO total em pH alcalino. Diferentemente, aos 90 dias de compostagem, verificou-se que o teor de P total no T2 ( $6,9 \pm 1,01 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi mais elevado do que no T1 ( $3,2 \pm 0,54 \text{ g kg}^{-1}$ ). Embora não tenha sido realizada análise da composição química da mistura dos substratos iniciais, o valor indica que a maior proporção de resíduos de pescado utilizada no T2 (3:3) possa ter influenciado a alta concentração do P total.

Pesquisadores afirmam que com a mineralização da MO total haverá um incremento no teor de cinzas do composto final (BANEGAS et al., 2007; RASHAD; SALEH; MOSELHY, 2010). Entretanto, cabe lembrar que o IMC manteve-se constantemente inferior durante os 90 dias de compostagem. Portanto, o aumento

na concentração de P total pode ser atribuído ao P solúvel imobilizado pelas células microbianas, que promoveram o aumento de P orgânico no produto final. De modo semelhante, Rashad, Saleh e Moselhy (2010) estudando a compostagem da mistura de palha de arroz e resíduos agroindustriais verificaram que o P total aumentou para todos os tratamentos, devido a maior solubilização de P que foi imobilizado pelas células microbianas.

**Tabela 3** – Teores médios, desvios padrão e coeficientes de variação da composição mineral durante a compostagem de resíduos de pescado marinho e casca de arroz. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

Composição (g kg <sup>-1</sup> )	T1			T2			IN-25**
	30	60	90	30	60	90	
P	5,4 ± 1,78	0,4 ± 0,03	3,2 ± 0,54	5,8 ± 2,55	2,4 ± 0,34	6,9 ± 1,01	cd*
CV (%)	33	8	17	44	14	15	
K	3,0 ± 0,05	3,0 ± 0,05	3,2 ± 0,38	2,9 ± 0,33	2,9 ± 0,26	3,4 ± 0,35	cd*
CV (%)	2	2	12	11	9	11	
Ca	15,9 ± 4,04	1,6 ± 0,41	3,9 ± 0,64	20,1 ± 7,21	3,4 ± 0,45	12,8 ± 2,24	≥ 1%
CV (%)	25	25	17	36	13	17	
Mg	0,7 ± 0,12	0,4 ± 0,11	0,4 ± 0,06	0,7 ± 0,25	0,4 ± 0,05	0,9 ± 0,12	≥ 1%
CV (%)	17	26	13	35	12	13	

T1: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:1); T2: casca de arroz + resíduos de peixe marinho (3:3); \*cd: conforme declarado. \*\*Instrução Normativa nº25/2009 (BRASIL, 2009).

Da mesma forma, valores mais altos para os teores de K, Ca e Mg no T2 foram encontrados ao final do período, os quais corresponderam a 3,4 ± 0,35 g kg<sup>-1</sup>, 12,8 ± 2,24 g kg<sup>-1</sup> e 0,9 ± 0,12 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. A liberação do Ca e do Mg é fortemente influenciada pelas concentrações de lignina e fenólicos solúveis, porque a capacidade de troca catiônica da matéria orgânica tem sua origem nas cargas negativas oriundas dos grupos carboxílicos e fenólicos (KIEHL, 1985).

Considerando os compostos produzidos, pode ser verificado nas tab. 2 que os valores de relação C/N estão acima do recomendado pela IN-25/2009 (BRASIL, 2009), enquanto que a concentração de Mg (tab. 3) manteve-se abaixo, não sendo recomendada a sua utilização como fertilizante orgânico simples, segundo as normas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil.

### **3.4 Conclusão**

A estrutura intacta da casca de arroz ao final do processo associada à rápida decomposição dos resíduos da filetagem de pescado e à alta relação C/N no decorrer dos 90 dias de compostagem sugerem que uma maior proporção de fonte proteica poderia ter sido utilizada.

## **4 CAPÍTULO 2 – COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS LEITEIROS E CAMA AVIÁRIA**

### **4.1 Introdução**

Os crescimentos, populacional e econômico, geraram uma alta demanda por alimentos, o que fez com que diferentes sistemas zootécnicos aumentassem sua produção, a fim de suprir o grande consumo por parte da população (VALENTE et al., 2011a). O confinamento de animais surgiu como uma alternativa para o aumento da produtividade, permitindo assim uma maior produção em pequena área (PERISSINOTO et al., 2009). Por outro lado, sistemas com alta densidade animal causam problemas sanitários e ambientais (HERRERO et al., 2006), em decorrência do aumento da produção de resíduos, pois sua taxa de geração é maior do que a de degradação (FIORI et al., 2008), o que acaba acarretando mudanças físicas, químicas e biológicas no meio ambiente (ORRICO JUNIOR et al., 2012), quando disposto na forma *in natura*.

Nesse sentido, tecnologias apropriadas de gerenciamento associadas à superprodução de resíduos orgânicos animais podem mitigar os riscos ambientais através da sua estabilização prévia para posterior uso ou disposição no solo (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Porém, a escolha do melhor tratamento é uma tarefa bastante difícil, uma vez que não existe um sistema que possa ser aplicado universalmente para todos os resíduos (PERDOMO; OLIVEIRA; KUNZ, 2003). Na tentativa de equacionar esse problema, vários métodos de tratamento e disposição de resíduos orgânicos foram e vêm sendo pesquisados em todo o mundo (VERGNOX et al., 2009), destacando-se assim a compostagem, a vermicompostagem, bem como a combinação entre esses dois sistemas aeróbios.

A compostagem é normalmente utilizada em resíduos sólidos provenientes das mais diversas fontes orgânicas (AMINE-KHODJA et al., 2006). No entanto, os

resíduos líquidos também podem ser passíveis de compostagem, sendo que para isso há necessidade de alterar suas características físicas, através de agentes de estruturação, como cama de aviário, casca de arroz, serragem e maravalha (VALENTE et al., 2009). O sistema apresenta características e processos similares independentemente do método de compostagem utilizado (VERGNOX et al., 2009), caracterizando-se por uma sucessão de diferentes populações de micro-organismos aeróbios que colonizam a biomassa (BARRENA et al., 2009), produzindo calor e desprendimento de CO<sub>2</sub> (LIU et al., 2011a). Temperaturas altas e liberação de CO<sub>2</sub> estão relacionadas ao metabolismo exotérmico e à respiração dos micro-organismos que colonizaram a massa em compostagem (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002) e que são responsáveis pela maior parte das modificações físico-químicas na biomassa (MONDINI; FORNASIER; SINICCO, 2004), determinando assim a fase em que se encontra a compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A vermicompostagem é uma alternativa à compostagem tradicional (HAIT; TARE, 2011), por ser um processo aeróbio que envolve a fragmentação e a digestão parcial de resíduos orgânicos pelas minhocas, conjuntamente com a sua microflora intestinal, bem como micro-organismos mesófilos presentes na matéria orgânica (SUTHAR, 2009; SUTHAR, 2010a; VIG et al., 2011). Fornes et al. (2012) ressaltam que a fragmentação dos substratos aumenta a área de exposição aos micro-organismos, propiciando a aceleração do processo de vermicompostagem. Adicionalmente, a atividade direta das minhocas aumenta significativamente a mineralização do C e do N no substrato e tais efeitos são proporcionais a densidade de minhocas (AIRA et al., 2008).

De outra forma, pesquisadores relatam que a combinação entre a compostagem e a vermicompostagem tem sido uma alternativa para otimizar a reciclagem de resíduos (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008; KUMAR; OU; LIN, 2010a; KAUR et al., 2010; HAIT; TARE, 2011; YADAV. TARE; AHAMMED, 2012; FORNES et al., 2012). Ndegwa e Thompson (2001) compararam materiais idênticos obtidos a partir da vermicompostagem e duas combinações de tecnologias: vermicompostagem sucedido por compostagem e compostagem seguido pela vermicompostagem. Os resultados mostraram que a compostagem seguida pela vermicompostagem foi mais efetiva na estabilização de esterco bovino, acarretando menor impacto ambiental. Da mesma forma, Lazcano, Gómez-Brandón e Dominguez (2008) realizaram estudos sobre a compostagem seguida de

vermicompostagem e confirmaram os resultados de Ndegwa e Thompson (2001). Diferentemente da compostagem, a vermicompostagem deve ser conduzida em temperaturas entre 15° a 20°C (DOMINGUEZ; EDWARDS, 2004) e alto teor de umidade (70-85%) a fim de garantir a sobrevivência das minhocas (GARCIA; ZIDKO, 2006). No entanto, embora haja evidências de supressão de patógenos (MONROY; AIRA; DOMÍNGUEZ, 2008), as temperaturas amenas, necessárias para a sobrevivência das minhocas, não garantem um produto sanitizado ao final do processo (FORNES et al., 2012). Sendo assim, os autores esclarecem que o propósito de combinar os dois sistemas baseia-se na premissa de que a compostagem tem a capacidade de sanitização e eliminação de componentes tóxicos, enquanto que a vermicompostagem reduz rapidamente o tamanho das partículas dos substratos, aumentando os nutrientes disponíveis (FORNES et al., 2012), produzindo um adubo mais rico em N, P e K (NDEGWA; THOMPSON, 2001; KAUSHIK et al., 2008).

Outro aspecto importante é que a combinação das duas tecnologias reduz o tempo para obtenção do adubo orgânico (NDEGWA; THOMPSON, 2001; SINGH; SHARMA, 2002; KAUSHIK et al., 2008). Entretanto, Tognetti, Mazzarino e Hernández (2005) ressaltam que embora o preço seja o triplo do composto, o vermicomposto tem uma maior aceitação no mercado, devido a sua melhor aparência, ao seu alto teor de nutrientes e a maior atividade microbiana (VIVAS et al., 2009). Assim como o composto, pode ser produzido em escala industrial, permitindo o descarte de uma grande quantidade de resíduos (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008).

Neste contexto, objetivou-se: (1) avaliar os sistemas de compostagem pelos métodos aeração ativa e passiva, bem como o processo de vermicompostagem na mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária, através do monitoramento de transformações químicas em função do tempo de biodegradação; (2) comparar a associação entre compostagem aeração passiva e ativa com a compostagem aeração passiva seguida de vermicompostagem; (3) comparar o composto e o vermicomposto obtido ao final do estudo.

## 4.2 Material e Métodos

O experimento foi realizado nos Setores de Compostagem e de Vermicompostagem do Laboratório de Ensino e Experimentação Zootécnica (LEEZO) “Professor Doutor Renato Rodrigues Peixoto” do Departamento de Zootecnia (DZ) da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel (FAEM), da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), localizado no município de Capão do Leão/RS. O município está a 31°52'00” S e 52°21'24” O, a uma altitude de 13,4 m. O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, com precipitação pluviométrica anual média de 1.280 mm e umidade relativa do ar média de 78,8% (MORENO, 1961 apud SOUZA et al., 2009).

Utilizaram-se dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária como substratos. Os dejetos líquidos de bovinos leiteiros em lactação da raça Jersey foram cedidos pela Embrapa Terras Baixas, localizada no município de Capão do Leão/RS. A cama aviária de maravalha de pinus (*Pinus* spp.), de dois lotes de 35 dias de frangos de corte, que recebeu sulfato de cálcio ( $\text{CaSO}_4$ ) para a sua desinfecção, foi obtida junto ao LEEZO.

Foram avaliadas três tecnologias na mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária.

### 4.2.1 Compostagem pelo método aeração passiva (COM passiva):

Na compostagem pelo método aeração passiva foi utilizada uma estrutura nas dimensões de 12 m de comprimento, 2 m de largura e 1,80 m de altura, coberta com filme de polietileno de baixa densidade (PEBD) de 150 µm de espessura e aberta nas laterais, que comportou três caixas de plástico reforçado com fibra de vidro, com capacidade de 1.000 L cada uma, nas dimensões de 1,13 m de base, 0,93 m de altura e 1,32 m de diâmetro (Fig. 1). Esta estrutura teve a finalidade de proteger os substratos contra as chuvas que pudessem ocorrer durante o período experimental e proporcionar maior penetração dos raios solares, favorecendo a evaporação do excedente de água e promovendo a compostagem da mistura dos resíduos orgânicos.



**Figura 1** – Estrutura utilizada na compostagem pelo método aeração passiva. UFPEL, Pelotas, RS (2010).  
**Fonte:** Acervo do autor (2010).

O procedimento adotado na montagem do experimento foi baseado no volume dos substratos, sendo utilizado um recipiente graduado com capacidade de 12 L. Na primeira caixa, colocou-se a cama aviária anotando-se o número de recipientes necessários para atingir a altura de 0,70 m. A quantidade de recipientes foi multiplicada pela sua capacidade de volume, obtendo-se assim o volume total de cama aviária no interior da caixa, que foi de 864 L. Deste volume, retirou-se 240 L de cama aviária para cada uma das outras duas caixas, formando assim as primeiras camadas, nas duas repetições restantes. O volume de dejetos líquidos de bovinos a ser adicionado por caixa foi calculado através de regra de três simples, tomando-se como base a taxa de aplicação de 2 L de dejetos líquidos para cada 3 L de cama aviária, obtendo-se assim o volume total de 576 L a ser aplicado por caixa. Os dejetos líquidos foram previamente homogêneos antes de cada aplicação. Foi utilizada a taxa de incorporação de 40, 30, 20 e 10%, conforme metodologia descrita por Dai Prá (2006), em intervalos de 10 dias entre as aplicações.

A tubulação de PVC, com diâmetro de 75 mm e altura de 0,85 m, foi colocada verticalmente nas três caixas para permitir a aeração passiva da massa em compostagem. Os cinco canos, perfurados em toda a sua extensão, foram dispostos a 0,20 m da borda da caixa e a uma distância de 0,30 m entre si. Somente após a



montagem e instalação dos tubos, procedeu-se a impregnação com dejetos líquidos de bovinos leiteiros até a altura de 0,70 m (Fig. 2).



**Figura 2** – Incorporação de dejetos a cama aviária e tubulação de PVC utilizada na aeração passiva da massa em compostagem. UFPEL, Pelotas, RS (2010).  
**Fonte:** Acervo do autor (2010).

Na primeira aplicação, o volume de 230,4 L de dejetos líquidos de bovinos foi absorvido por camada de cama aviária. Nas demais impregnações, 30 (172,8 L), 20 (115,2 L) e 10% (57,6 L), foram realizadas escarificações no material celulósico à medida que os dejetos líquidos de bovinos foram sendo adicionados.

Ao final dos 40 dias do processo, a biomassa foi homogeneizada, sendo uma parte transferida para a compostagem com aeração ativa e a outra para o processo de vermicompostagem.

#### **4.2.2 Compostagem pelo método aeração ativa (COM ativa):**

A compostagem pelo método aeração ativa foi realizada em um galpão com piso impermeabilizado com uma lona plástica e sem paredes laterais, sendo o local fechado somente por uma tela. Foi formada uma pilha da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária, nas dimensões de 3 m de comprimento, 1,60 m de largura e 1 m de altura. Estacas de madeira numeradas foram colocadas em cada ponto de coleta e de aferição, constituindo assim cinco repetições. No decorrer de 60 dias de compostagem foram realizados revolvimentos e adição de dejetos

líquidos de bovinos leiteiros a cada 15 dias, a fim de manter a umidade da biomassa. Para isso, foi utilizada uma taxa de incorporação de 15%, que foi multiplicada pelo volume total de dejetos impregnados no decorrer da compostagem com aeração passiva, o que correspondeu a 86,5 L.

#### 4.2.3 Vermicompostagem (VER):

Na vermicompostagem, as 12 unidades experimentais constaram de caixas de madeira não aromáticas, nas dimensões de 0,50 m de comprimento, 0,40 m de largura e 0,30 m de altura (Fig. 3), que foram alocadas em um galpão fechado. Foram inoculadas 200 minhocas adultas e cliteladas da espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), que permaneceram por 60 dias em cada caixa. O teor de umidade foi verificado a cada 15 dias, através do “teste da mão” conforme método de Cooper et al. (2010), em que o teor ótimo de água é determinado pela formação de uma massa firme, quando a biomassa é comprimida pelas mãos. Utilizou-se palha de gramínea seca como cobertura da biomassa a fim de evitar a perda de umidade.



**Figura 3** – Caixas de madeira não aromáticas utilizadas na vermicompostagem. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

**Fonte:** Acervo do autor (2010).

As avaliações da temperatura da biomassa nos sistemas de compostagem foram realizadas em dois períodos do dia, às 9:00 e 16:00 h, utilizando-se um termômetro digital ( $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$  COTERM 180) com haste de 0,17 m.

As análises da composição química foram realizadas em triplicata, sendo que a primeira amostragem correspondeu aos substratos iniciais cama aviária e dejetos líquidos de bovinos leiteiros antes de cada impregnação, conforme apresentado na tab. 1.

**Tabela 1** – Composição química dos substratos cama aviária e dejetos líquidos de bovinos leiteiros, antes de cada impregnação. UFPEL, Pelotas, RS (2010).

Composição	Substratos							
	Cama aviária	Dejetos líquidos de bovinos leiteiros antes de cada impregnação						
		0	10	20	30	15	30	45
		(dias)						
pH	9,7	6,8	6,6	6,1	6,7	6,8	7,5	7,8
UMID (%)	9,7	98,5	98,0	96,1	98,6	99,0	94,0	98,1
MO (%)	89,1	70,5	72,1	75,8	72,1	66,9	76,4	67,0
CZ (%)	10,9	29,5	27,9	24,3	27,9	33,1	23,7	33,0
N (%)	2,4	3,4	3,0	2,4	2,9	3,6	2,4	2,6
C (%)	49,5	39,2	40,1	42,1	40,1	37,2	42,4	37,2
C/N	20,9	11,5	13,5	17,5	13,7	10,4	17,9	14,6
P ( $\text{g kg}^{-1}$ )	10,5	5,6	5,6	4,6	7,0	10,8	3,8	7,1
K ( $\text{g kg}^{-1}$ )	17,5	24,6	19,7	16,6	35,1	47,4	12,8	48,3
Ca ( $\text{g kg}^{-1}$ )	36,8	5,6	2,6	5,0	10,0	17,0	8,1	12,6
Mg ( $\text{g kg}^{-1}$ )	6,9	5,1	4,6	1,7	2,9	9,8	4,0	7,8

UMID: umidade; MO: matéria orgânica total; CZ: cinzas; N: nitrogênio total; C: carbono orgânico total; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo total; K: potássio total; Ca: cálcio total; Mg: magnésio total.

As demais coletas foram realizadas nos seguintes períodos: 0, 10, 20, 30 e 40 dias de compostagem pelo método aeração passiva; 0, 45 e 60 dias de compostagem pelo método aeração ativa, bem como a 0, 45 e 60 dias do processo de vermicompostagem, correspondendo respectivamente a T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8, T9, T10 e T11. As amostragens nos períodos zero referem-se à mistura dos substratos dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária.

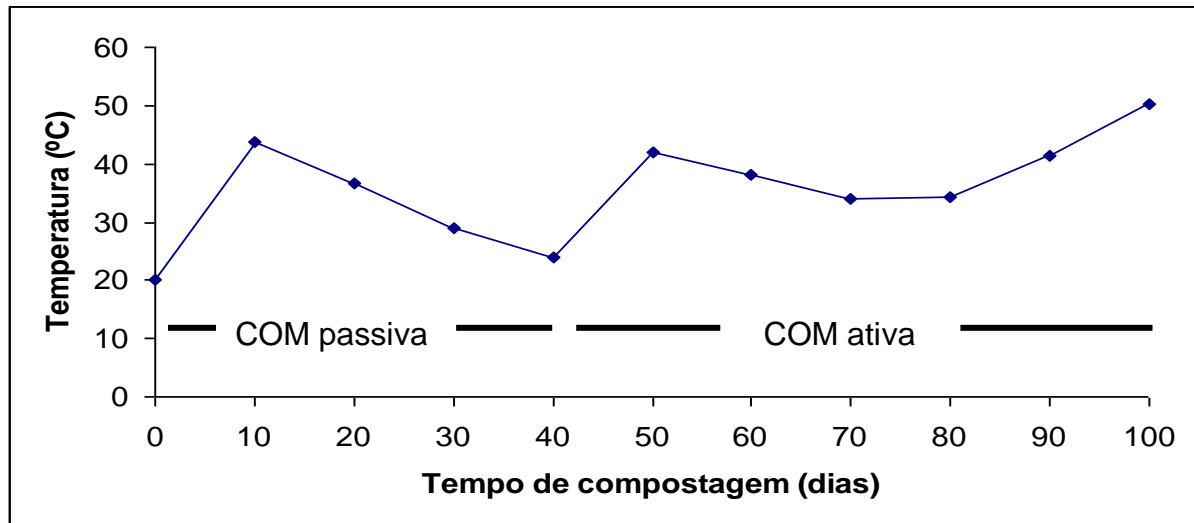
As amostras foram submetidas às análises de pH, umidade, matéria orgânica total, cinzas, carbono orgânico total, nitrogênio total, relação C/N, fósforo total, potássio total, cálcio total e magnésio total.

No Laboratório de Nutrição Animal do DZ/FAEM/UFPEL foi realizada a determinação da umidade, pH e N total, segundo metodologia descrita por Silva e Queiroz (2004), e também para a análise da matéria orgânica total, teor de cinzas e do C orgânico total, conforme metodologia descrita por Kiehl (1985). A relação C/N foi obtida pela equação  $C/N = \% C \div \% N$ , em que % C = porcentagem de carbono orgânico total na amostra; %N = porcentagem de nitrogênio total na amostra, conforme descrito por Tedesco et al. (1995). No Laboratório de Química do Solo do Departamento de Solos da FAEM/UFPEL foram analisados os teores totais de P, Mg, Ca e K a partir da metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Os dados coletados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao procedimento LSMEANS do programa "Statistical Analysis System" versão 9.1 (SAS Institute Inc. 2002-2003) e regressão polinomial, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância. Contrastes ortogonais foram utilizados para comparações entre as tecnologias de tratamento e os adubos orgânicos produzidos.

### **4.3 Resultados e Discussão**

Na Fig. 4, pode ser observado no dia zero que a média da temperatura da biomassa, que foi submetida ao processo de compostagem pelo método aeração passiva (COM passiva), foi de 20,1°C. A partir deste período, houve um aumento da temperatura atingindo 43,8°C aos 10 dias de compostagem, demonstrando intensa atividade biológica mesofílica na biomassa, devido à presença de condições favoráveis, como umidade, aeração, relação C/N, granulometria do material e dimensões das caixas (VALENTE et al., 2011a). Bactérias, fungos e actinomicetos mesófilos, que são dominantes na fase inicial da compostagem, se alimentam de componentes da matéria orgânica facilmente disponível, como açúcares, aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos e lipídios (BERNAL; ALBUQUERQUE; MORAL, 2009). Assim, os micro-organismos utilizam o C solúvel e facilmente degradável como fonte de energia, sendo uma pequena fração incorporada às células microbianas (TUOMELA et al., 2000). O restante do C é liberado na forma de CO<sub>2</sub>, ficando o calor retido no interior da massa em compostagem, devido ao metabolismo microbiano ser exotérmico (INÁCIO; MILLER, 2009).



**Figura 4** – Médias da temperatura da biomassa durante os processos de COM passiva e COM ativa, da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária. COM passiva: compostagem aeração passiva (0 – 40 dias); COM ativa: compostagem aeração ativa (40 – 100 dias). UFPEL, Pelotas, RS (2010).

No entanto, verificou-se a partir deste período, que a temperatura da biomassa (36,7°C) decresceu progressivamente, persistindo até os 40 dias (24,1°C) da COM passiva, possivelmente devido ao resfriamento proporcionado pela impregnação dos dejetos líquidos de bovinos leiteiros a cama aviária (tab. 1) e também pela diminuição da atividade microbiológica envolvida na estabilização da matéria orgânica. Da mesma forma, o intervalo de dez dias entre as impregnações associado ao maior teor de umidade dos dejetos no decorrer dos períodos, que variou de 96,1 a 98,6%, pode ter colaborado para a morte gradativa de parte dos micro-organismos mesófilos ou para o seu estado de dormência. Corroborando com as afirmações, na tab. 2, constatou-se que a partir dos 10 dias, o teor de umidade da biomassa manteve-se significativamente superior ao do período inicial (dia zero) da COM passiva, que foi de 65% ( $P < 0,05$ ). Tuomela et al. (2000) afirmam que o alto teor de umidade ocasiona diminuição da eficiência do processo de compostagem, o que pode estar relacionada com a dificuldade de distribuição dos micro-organismos, das enzimas e outros metabólitos microbianos. Outros pesquisadores ressaltam que o excesso de umidade reduz a penetração de oxigênio, pois as moléculas de água se aderem fortemente à superfície das partículas, saturando os seus micro e macroporos (TIQUIA; TAM; HODGKISS, 1998; KADER et al., 2007).

Por outro lado, a transferência de parte da biomassa para ser compostada pelo método pilha com aeração ativa (COM ativa), proporcionou uma elevação da

temperatura (41,8°C) no decorrer dos 50 dias de processo (Fig. 4). Estes resultados demonstram que a incorporação de oxigênio devido ao manejo da biomassa, favoreceu o crescimento e desenvolvimento de micro-organismos mesófilos que estavam possivelmente em estágio de dormência na massa em compostagem. Entretanto, podem ser observados nos períodos subseqüentes, decréscimos na temperatura até os 80 dias de compostagem (34,5°C), indicando que a impregnação de 86,5 L de dejetos líquidos a cada 15 dias à cama aviária, associado ao seu alto teor de umidade, que variou de 94 a 99%, prejudicou a atividade microbiana no meio. Inácio e Miller (2009) explicam que em níveis de umidade acima de 65%, a água promove um deslocamento do ar, presente nos espaços porosos da matriz da pilha, reduzindo a continuidade entre os poros, limitando assim a difusão do ar e, conseqüentemente, propiciando condições para a atividade microbiana anaeróbia. Resultados semelhantes foram encontrados por Barrington et al. (2003), os quais avaliaram o efeito da aeração passiva e ativa na compostagem de dejetos de suínos com três substratos diferentes (maravalha, palha e feno), verificando que a umidade de 65% no substrato maravalha influenciou no aumento da temperatura apenas entre o segundo e sexto dias.

Diferentemente, o aumento da temperatura da biomassa aos 90 (41,3°C) e 100 dias (50,2°C) do processo (Fig. 4), possivelmente tenha ocorrido devido à redução significativa do teor de umidade da biomassa aos 60 dias (63,1%) da COM ativa (tab. 2), o que favoreceu, respectivamente, a recolonização por micro-organismos mesófilos e o surgimento de uma população termofílica na biomassa. Os resultados podem ter sido influenciados pela ausência da adição de dejetos líquidos nos respectivos períodos e também pela evaporação e precipitação do excedente de água dos dejetos adicionados anteriormente, juntamente com a intensa atividade metabólica microbiana, que proporcionou a liberação de água da biomassa devido à produção de calor. Adicionalmente, foi observada uma maior redução das partículas da biomassa, podendo ser atribuída às transformações físicas da mistura dos substratos pelos micro-organismos, no decorrer da COM passiva, concordando com Kunz, Bortoli e Higarashi (2008) que avaliaram diferentes substratos para a compostagem de dejetos líquidos de suínos e verificaram que a serragem teve uma maior eficiência em evaporar água do que a maravalha. Os autores atribuíram à menor granulometria do substrato, que reduziu a perda de calor

para o meio externo, fazendo com que fossem atingidas temperaturas maiores, o que proporcionou uma maior perda de umidade.

Com relação à MO total, a utilização da tecnologia COM passiva na degradação da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária promoveu, a partir do dia zero ( $T_1=85,0\%$ ), uma redução significativa dos seus teores. O mesmo aconteceu com o C orgânico total, enquanto que o conteúdo de cinzas aumentou significativamente durante o processo ( $P<0,05$ ), o que expressa uma maior concentração de componentes minerais (FORNES et al., 2012), sendo resultado da mineralização da MO total (TANG; KANAMORI; INQUE, 2004) por uma população microbiana heterogênea presente no decorrer do processo de compostagem (RAUT et al., 2008; BELYAEVA; HAYNES, 2009), que depende tanto do conteúdo de C como fonte de energia, quanto de N para a síntese de proteínas e reprodução (ERICKSON et al., 2009).

Entretanto, embora não se tenha constatado diferença significativa para o teor de N total e para a relação C/N entre os períodos da COM passiva ( $P>0,05$ ), pode ser verificado uma redução numérica da proporção entre C e N, quando comparado ao  $T_1$  (36/1), estando o valor dentro da faixa recomendada por Inácio e Miller (2009), que é de 30 a 40/1. Os resultados contrariam vários pesquisadores que afirmam que a relação C/N ideal para iniciar o processo de compostagem deve estar entre 20/1 e 25/1 (HUANG et al., 2004; ZHU, 2007; KUMAR; OU; LI, 2010a; IQBAL, SHAFIQ, AHMED, 2010; FOURTI, 2013). Rashad, Saleh e Moselhy (2010) salientam que a redução da relação C/N ao longo da COM passiva reflete a proporção de MO total decomposta, bem como a sua estabilização durante o processo.

Em decorrência disso, reduções significativas de pH foram observadas entre os períodos iniciais  $T_1$  (9,0),  $T_2$  (8,5) e  $T_3$  (7,7), devido à liberação de ácidos orgânicos (SUNDBERG; SMARS; JÖNSSON, 2004; PAGANS et al., 2006; LIU et al., 2011a) e  $CO_2$  (TUOMELA et al., 2000) pela atividade microbiana na degradação da MO total, favorecendo a diminuição do pH do meio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002; LECONTE et al., 2009). Corroborando com as afirmações, An et al. (2012) salientam que a abundância de componentes orgânicos e a atividade microbiológica nos resíduos podem induzir a produção de metabólitos ácidos secundários, contribuindo significativamente para a diminuição do pH.

**Tabela 2** - Composição química da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária submetidos a diferentes tempos de compostagem aeração passiva (COM passiva) e ativa (COM ativa) e de vermicompostagem (VER).

Tecnologias (dias)	Composição química										
	UMID	CZ	N	MO	C	pH	C/N	P	K	Ca	Mg
	%						g kg <sup>-1</sup>				
COM passiva*											
T1 (0)	65,0 <sup>B</sup>	15,0 <sup>C</sup>	1,3	85,0 <sup>A</sup>	47,2 <sup>A</sup>	9,0 <sup>A</sup>	36,0	6,0 <sup>B</sup>	15,0 <sup>A</sup>	19,5 <sup>B</sup>	5,1 <sup>B</sup>
T2 (10)	77,3 <sup>A</sup>	20,5 <sup>B</sup>	1,5	79,5 <sup>B</sup>	44,2 <sup>B</sup>	8,5 <sup>B</sup>	30,3	7,5 <sup>AB</sup>	8,1 <sup>B</sup>	35,2 <sup>AB</sup>	5,9 <sup>AB</sup>
T3 (20)	75,8 <sup>A</sup>	23,6 <sup>AB</sup>	1,4	76,4 <sup>BC</sup>	42,4 <sup>BC</sup>	7,7 <sup>C</sup>	31,1	6,8 <sup>AB</sup>	6,0 <sup>B</sup>	30,9 <sup>AB</sup>	6,3 <sup>AB</sup>
T4 (30)	76,2 <sup>A</sup>	24,3 <sup>A</sup>	1,4	75,7 <sup>C</sup>	42,0 <sup>C</sup>	8,2 <sup>BC</sup>	30,0	9,1 <sup>A</sup>	8,9 <sup>B</sup>	36,9 <sup>AB</sup>	7,2 <sup>A</sup>
T5 (40)	75,0 <sup>A</sup>	23,9 <sup>AB</sup>	1,3	76,1 <sup>BC</sup>	42,3 <sup>BC</sup>	8,5 <sup>B</sup>	33,3	8,4 <sup>AB</sup>	10,1 <sup>AB</sup>	42,6 <sup>A</sup>	6,3 <sup>AB</sup>
COM ativa*											
T6 (0)	69,8 <sup>A</sup>	21,6 <sup>B</sup>	1,4 <sup>B</sup>	78,4 <sup>A</sup>	43,5 <sup>A</sup>	8,7 <sup>B</sup>	31,8 <sup>A</sup>	10,6	17,3 <sup>B</sup>	30,9 <sup>A</sup>	8,8
T7 (45)	68,1 <sup>A</sup>	24,1 <sup>AB</sup>	1,4 <sup>B</sup>	75,9 <sup>AB</sup>	42,2 <sup>AB</sup>	8,3 <sup>C</sup>	30,8 <sup>A</sup>	10,9	25,2 <sup>A</sup>	28,9 <sup>A</sup>	8,3
T8 (60)	63,1 <sup>B</sup>	26,4 <sup>A</sup>	1,7 <sup>A</sup>	73,6 <sup>B</sup>	40,9 <sup>B</sup>	9,0 <sup>A</sup>	24,7 <sup>B</sup>	11,1	19,5 <sup>B</sup>	30,1 <sup>A</sup>	8,3
VER*											
T9 (0)	76,9 <sup>A</sup>	22,5 <sup>B</sup>	1,4 <sup>C</sup>	77,5 <sup>A</sup>	43,1 <sup>A</sup>	8,7	31,5 <sup>A</sup>	9,0 <sup>B</sup>	14,0 <sup>B</sup>	39,5	8,5
T10 (45)	68,1 <sup>B</sup>	33,5 <sup>A</sup>	1,5 <sup>B</sup>	66,5 <sup>B</sup>	36,9 <sup>B</sup>	9,0	24,2 <sup>B</sup>	7,8 <sup>B</sup>	14,1 <sup>B</sup>	38,4	8,8
T11 (60)	66,0 <sup>B</sup>	30,7 <sup>A</sup>	1,9 <sup>A</sup>	69,3 <sup>B</sup>	38,5 <sup>B</sup>	9,1	20,4 <sup>C</sup>	14,8 <sup>A</sup>	19,4 <sup>A</sup>	36,5	9,9

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

\*Valores entre parêntesis demonstram os dias de compostagem ou vermicompostagem. UMID: umidade; MO: matéria orgânica total; CZ: cinzas; N: nitrogênio total; C: carbono orgânico total; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo total; K: potássio total; Ca: cálcio total; Mg: magnésio total.

Considerando a composição mineral da biomassa, verificou-se que o teor de P total aos 30 dias (9,1 g kg<sup>-1</sup>) foi significativamente superior ao T1 (6,0 g kg<sup>-1</sup>), não diferindo dos outros períodos da COM passiva (P>0,05). O aumento da concentração de P total pode ser resultado da atividade microbiana, que o utiliza para o crescimento e desenvolvimento celular (KAOSOL; KIEPUKDEE; TOWATANA, 2012). Resultados semelhantes foram encontrados para o teor de Mg total, que no mesmo período foi significativamente superior (7,2 g kg<sup>-1</sup>) ao T1 (5,1 g kg<sup>-1</sup>). Inácio e Miller (2009) explicam que os nutrientes, que se tornam disponíveis com a mineralização da MO total, permanecem dentro da massa microbiana contida nos substratos compostados e nas substâncias húmicas.

De forma diferente, o K da mistura dos substratos iniciais (15,0 g kg<sup>-1</sup>) diminuiu significativamente nos três períodos subsequentes, assumindo valores de 8,1 g kg<sup>-1</sup> (T2), 6,0 g kg<sup>-1</sup> (T3) e 8,9 g kg<sup>-1</sup> (T4), mantendo-se numericamente



reduzido aos 40 dias ( $10,1 \text{ g kg}^{-1}$ ) da COM passiva. Resultados semelhantes foram encontrados por Sommer (2001), Tiquia, Richard e Honeyman (2002), Tai e He (2007), Ogunwande et al. (2008) e Tumuhairwe et al. (2009). Kiehl (2004) atribui os resultados encontrados ao fenômeno de adsorção, que leva a formação de complexos insolúveis.

O teor de Ca total da biomassa, no período T5 ( $42,6 \text{ g kg}^{-1}$ ) da COM passiva aumentou significativamente em relação ao T1 ( $19,5 \text{ g kg}^{-1}$ ). Os resultados sugerem que a liberação de Ca pode ter sido influenciada pelas concentrações de lignina e fenólicos solúveis (KIEHL, 1985).

O uso do método COM ativa promoveu decréscimos significativos nos teores de MO total (78,4%) e C orgânico total (43,5%) entre a fase inicial (T6) e a fase final (T8) do processo ( $P < 0,05$ ), podendo-se verificar os respectivos valores de 73,6% e 40,9%. Conforme esperado, foi constatado aumento significativo no teor de cinzas nos mesmos períodos, concordando com Raupp e Oltamanns (2005) que afirmam que o teor de cinzas tende a apresentar-se mais elevado no composto maduro devido à mineralização da MO total elevar o teor de minerais.

Entretanto, na tab. 2, não foi verificada diferença significativa para os teores de P, Ca e Mg totais entre os períodos no decorrer do processo ( $P > 0,05$ ). Porém, o teor de K diminui significativamente entre os períodos T7 ( $25,2 \text{ g kg}^{-1}$ ) e T8 ( $19,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) ( $P < 0,05$ ). Os resultados sugerem que quantidades de K no chorume produzido, devido a adição de dejetos líquidos, podem ter percolado da pilha.

Considerando a relação C/N da biomassa, podem ser observadas reduções significativas entre os dois períodos iniciais (31,8/1 e 30,8/1) e a fase final (24,7/1) da COM ativa ( $P < 0,05$ ). Diferentemente, o teor de N total da biomassa, na fase final do processo (1,7%), foi significativamente superior ao dos períodos iniciais (1,4%, 1,4%), em consequência da disponibilidade de C orgânico para ser utilizado como fonte de energia pelos micro-organismos, o que permitiu a assimilação do N pela biomassa microbiana (INÁCIO; MILLER, 2009). Os fatos sugerem que os dejetos líquidos adicionados à biomassa serviram de fonte de C orgânico para os micro-organismos, já que a cama aviária apresentava baixa relação C/N inicial (20,9/1), concordando com Liang et al. (2006) que afirmam que o emprego de substratos ricos em C disponível reduz as perdas de N durante a compostagem de resíduos orgânicos com alta concentração de N total.

Desta forma, pode-se constatar que o pH (9,0) foi significativamente superior aos períodos iniciais do processo ( $P < 0,05$ ), possivelmente devido à formação de grupos fenólicos durante o processo de biotransformação da lignina (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009), componente da maravalha da cama aviária. Lhadi et al. (2006) acrescentam que no decorrer do processo de compostagem, a degradação de componentes facilmente degradáveis conduz ao aumento da fração ligno-húmica recalcitrante.

No decorrer da vermicompostagem da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária (tab. 2) pode ser observado, a partir do T9 (77,5%), uma redução significativa dos teores de MO total nos períodos subsequentes, sendo constatados valores de 66,5% (T10) e 69,3% (T11). Conforme esperado, o teor de cinzas dos dois últimos períodos, T10 (33,5%) e T11 (30,7%), foram significativamente superiores ao T9 (22,5%). De outra forma, foram encontrados decréscimos significativos nos teores de C orgânico total nos mesmos períodos, que assumiram valores de 36,9% (T10) e 38,5% (T11). Diferentemente, pode ser observado um aumento significativo do teor de N total (1,9%) aos 60 dias (T11) de vermicompostagem ( $P < 0,05$ ). Assim, as reduções de C orgânico total e os acréscimos de N total nos dois últimos períodos contribuíram para a redução significativa da relação C/N observada aos 60 dias (20,4/1). A fragmentação e a digestão parcial da mistura dos substratos pelas minhocas, conjuntamente com sua microflora intestinal e também a ação conjunta dos micro-organismos mesófilos da biomassa, promoveram a mineralização da MO total (SUTHAR, 2009; SUTHAR, 2010a; VIG et al., 2011), o que conduziu a perdas de C orgânico total (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2011a) e acréscimos no conteúdo de N total, estando diretamente relacionados à densidade de minhocas no substrato (AIRA et al., 2008). Xing et al. (2012) utilizando a *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) na vermicompostagem da mistura de cinco tipos de lodo de esgoto com esterco bovino, observaram que o C orgânico dissolvido e a relação C/N dos substratos diminuíram significativamente após o processo.

A redução significativa do teor de umidade nos períodos finais da vermicompostagem, T10 (68,1%) e T11 (66,0%), não prejudicaram a atividade das minhocas na degradação da MO total. Os resultados discordam de Garcia e Zidko (2006) que afirmam que a espécie *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) sobrevive melhor

em substratos com 70 a 85% de umidade, pois elas respiram e excretam substâncias através da pele (COMPAGNONI; PUTZOLU, 1985; FERRUZZI, 2001).

Considerando o pH da massa em vermicompostagem, pode ser verificado que não houve diferença significativa no decorrer do processo ( $P > 0,05$ ), sendo observado que os valores situaram-se dentro da faixa alcalina (8,7-9,1). A manutenção do pH alcalino pode ter ocorrido devido a atividade das glândulas calcíferas, que absorveram o excesso de Ca ( $36,8 \text{ g kg}^{-1}$ ). As glândulas calcíferas possuem a enzima anidrase carbônica, que catalisa a fixação do  $\text{CO}_2$  em  $\text{CaCO}_3$ , prevenindo assim naturalmente a queda do pH (PADMAVATHIAMMA; LI; KUMARI, 2008).

No que diz respeito ao conteúdo de minerais da biomassa, verificou-se um aumento significativo do teor de P total ( $14,8 \text{ g kg}^{-1}$ ) e de K ( $19,4 \text{ g kg}^{-1}$ ) no período final da vermicompostagem ( $P < 0,05$ ). Tripathi e Bhardway (2004b) salientam que a mineralização e a mobilização pelas bactérias, bem como a ação da fosfatase no intestino das minhocas pode ser a principal razão para o aumento do P no vermicomposto. Suthar (2008) explica que parte da liberação de P, em formas disponíveis, é realizada pela fosfatase intestinal, enquanto que o restante é atribuído a solubilização do P pelos micro-organismos presentes na mistura dos substratos vermicompostados.

A tab. 3 mostra os resultados da composição química da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária submetidos aos processos de COM (COM passiva + COM ativa) e C + VER (COM passiva + vermicompostagem). Pode ser observado que a combinação entre C + VER proporcionou uma redução significativa dos teores de MO total (71%) e de C orgânico total (39,4%) e, conseqüentemente, uma elevação significativa do conteúdo de cinzas ( $P < 0,05$ ). Da mesma forma, o teor de N total (1,6%) foi significativamente superior ao da biomassa tratada pelo método COM. Em decorrência disso, verificou-se um decréscimo significativo da relação C/N (25,5/1) dos substratos vermicompostados. Os resultados encontrados concordam com Tognetti, Mazzarino e Laos (2007) que afirmam que na vermicompostagem ocorre uma maior liberação de  $\text{CO}_2$  do que na compostagem, devido à atuação das minhocas e dos micro-organismos na mineralização da MO total (FORNES et al, 2012), que promovem o declínio do C orgânico total (KAUR et al., 2010). Os micro-organismos produzem enzimas extracelulares, que degradam a celulose e compostos fenólicos distintos,

umentando assim a degradação do material ingerido (DOMINGUEZ; AIRA; GÓMEZ-BRANDÓN, 2009), enquanto que as minhocas digerem cadeias longas de polissacarídeos e aumentam a colonização microbiana (AIRA; MONROY; DOMÍNGUEZ, 2007a), que promove a aceleração da degradação da matéria orgânica e a fixação do N (GARG; KAUSHIK, 2005), contribuindo para um maior declínio da relação C/N (SUTHAR, 2010b). Suthar (2006) e Dominguez, Aira e Gómez-Brandón (2009) afirmam que certa quantidade de N também é adicionada pelas minhocas na forma de muco, hormônio, enzimas e substâncias nitrogenadas excretadas, colaborando para diminuir a relação C/N (TRIPATHI; BHARDWAJ, 2004a). De outra forma, pesquisadores salientam que a atividade das minhocas nos substratos produz condições que favorecem a nitrificação, resultando na conversão rápida do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$ , aumentando a mineralização de N (ATIYEH et al. 2000; LAZCANO, GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008).

**Tabela 3** – Composição química da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária submetidos aos processos de COM (compostagem passiva + compostagem ativa) e C + VER (compostagem passiva + vermicompostagem).

Tecnologias	Composição química										
	UMID	CZ	N	MO	C	pH	C/N	P	K	Ca	Mg
	%					g kg <sup>-1</sup>					
COM	67,0 <sup>B</sup>	24,7 <sup>B</sup>	1,5 <sup>B</sup>	75,9 <sup>A</sup>	42,2 <sup>A</sup>	8,7 <sup>B</sup>	29,1 <sup>A</sup>	10,9	20,6 <sup>A</sup>	29,9 <sup>B</sup>	8,4
C + VER	70,5 <sup>A</sup>	29,0 <sup>A</sup>	1,6 <sup>A</sup>	71,0 <sup>B</sup>	39,4 <sup>B</sup>	9,0 <sup>A</sup>	25,5 <sup>B</sup>	10,7	16,0 <sup>B</sup>	37,9 <sup>A</sup>	9,0

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes, na coluna, diferem entre si por contrastes ortogonais ( $P < 0,05$ ).

UMID: umidade; MO: matéria orgânica total; CZ: cinzas; N: nitrogênio total; C: carbono orgânico total; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo total; K: potássio total; Ca: cálcio total; Mg: magnésio total.

O teor de pH (9,0) dos substratos tratados com C + VER foi significativamente superior ao da biomassa (8,7) da COM ( $P < 0,05$ ), demonstrando novamente a influência das glândulas calcíferas, que absorveram o excesso de Ca ( $36,8 \text{ g kg}^{-1}$ ) da cama aviária. Os resultados concordam com LIM et al. (2012) que utilizando a espécie *E. eugeniae* na degradação de diferentes proporções da mistura de casca de arroz e resíduos de frutas verificaram que o pH manteve-se alcalino em todos os tratamentos.

Considerando o conteúdo mineral, pode-se constatar na tab.3, que não houve diferença significativa entre a C + VER e a COM, para os teores de P total e Mg total ( $P > 0,05$ ). Entretanto, o teor de K da mistura dos resíduos orgânicos

submetidos a COM (20,6 g kg<sup>-1</sup>) foi significativamente superior aos tratados pela C + VER (16,0 g kg<sup>-1</sup>) (P<0,05), sugerindo que o aumento significativo do teor de umidade (70,5%) do vermicomposto pode ter influenciado o declínio da concentração desse mineral. Conforme esperado, houve um aumento significativo no teor de Ca total (37,9 g kg<sup>-1</sup>) da mistura dos substratos sujeitos a C + VER, possivelmente devido à utilização de CaSO<sub>4</sub> para a desinfecção da cama aviária.

Na tab. 4, pode ser observado a composição química do composto e do vermicomposto ao final de 100 dias da COM e da C + VER, respectivamente, em que o vermicomposto foi significativamente superior ao composto. A redução significativa dos teores de MO total (69,2%), de C orgânico total (38,4%) e da relação C/N (20,5/1), bem como o aumento significativo nos conteúdos de cinzas (30,8%), N total (1,9%), P (15 g kg<sup>-1</sup>) e Mg totais (9,8 g kg<sup>-1</sup>) confirmam o resultado (P<0,05).

Os valores encontrados para a composição química do vermicomposto estão dentro do recomendado pela IN nº25/2009 (BRASIL, 2009), com exceção do teor de umidade que foi de 66,1%. Porém, Guo et al. (2012) constataram, através de teste de germinação, que o conteúdo de umidade teve um efeito insignificante na qualidade do composto.

**Tabela 4** – Composição química do composto e do vermicomposto obtidos ao final de 100 dias da COM (compostagem passiva + compostagem ativa) e da C + VER (compostagem passiva + vermicompostagem).

Produtos finais	Composição química										
	UMID	CZ	N	MO	C	pH	C/N	P	K	Ca	Mg
	%							g kg <sup>-1</sup>			
Composto	63,1 <sup>B</sup>	26,4 <sup>B</sup>	1,7 <sup>B</sup>	73,6 <sup>A</sup>	41,0 <sup>A</sup>	9,0	24,7 <sup>A</sup>	11,1 <sup>B</sup>	19,5	30,1	8,3 <sup>B</sup>
Vermicomposto	66,1 <sup>A</sup>	30,8 <sup>A</sup>	1,9 <sup>A</sup>	69,2 <sup>B</sup>	38,4 <sup>B</sup>	9,1	20,5 <sup>B</sup>	15,0 <sup>A</sup>	19,6	36,3	9,8 <sup>A</sup>
IN-25**	≤ 50%	-	≥ 0,5%	≥ 40%	≥ 15%	≥ 6,0	≤ 20	cd*	cd*	≥ 1%	≥ 1%

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes, na coluna, diferem entre si por contrastes ortogonais (P< 0,05).

UMID: umidade; MO: matéria orgânica total; CZ: cinzas; N: nitrogênio total; C: carbono orgânico total; C/N: relação carbono/nitrogênio; P: fósforo total; K: potássio total; Ca: cálcio total; Mg: magnésio total; \*cd: conforme declarado. \*\*Instrução Normativa nº25/2009 (BRASIL, 2009).

A relação C/N de 24,7/1 do composto poderia causar deficiência temporária de N às plantas, devido ao consumo de N do solo pelos micro-organismos (KIEHL, 2004). Valente et al. (2013) ressaltam que além da relação C/N, outros parâmetros de avaliação da qualidade do adubo orgânico devem ser levados em consideração

pela Instrução Normativa nº 25/2009 (BRASIL, 2009), para que o produto seja considerado humificado e/ou maturado. Diversos estudos abordam outros métodos para avaliar o grau de maturidade do produto final, como o índice de germinação (KOMILIS; TZIOUVARAS, 2009), a respirometria (RUGGIERI et al, 2008b; PONSÁ; PAGANS; SÁNCHEZ, 2009), o teor de substâncias húmicas (CASTALDI et al., 2005) e a atividade enzimática da desidrogenase (BARRENA; VÁZQUEZ; SÁNCHEZ, 2008) e da lipase (RUGGIERI et al., 2008b).

#### **4.4 Conclusões**

A compostagem pelo método aeração passiva não é eficiente na estabilização da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária em um tempo de 40 dias de processo.

A utilização da compostagem pelo método aeração ativa necessita de um tempo maior que 60 dias para promover a estabilização da mistura dos substratos.

O processo de vermicompostagem é uma tecnologia eficiente no tratamento da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária, promovendo a bioestabilização dos substratos em um período de 60 dias.

A compostagem sucedida pela vermicompostagem é uma alternativa para otimizar a reciclagem da mistura de dejetos líquidos de bovinos leiteiros e cama aviária.

## 5 REFERÊNCIAS

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

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

ABREU, I. M. de. O.; JUNQUEIRA, A. M. R.; PEIXOTO, J. R.; OLIVEIRA, S. A. de. Qualidade microbiológica e produtividade de alface sob adubação química e orgânica. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v.30, n.1, p.108-118, 2010.

ADANI, F., GIGLIOTTI, G.; VALENTINI, F.; LARAIA, R. Respiration index determination: a comparative study of different methods. **Compost Science and Utilization**, v.11, p.144-151, 2003.

ADHIKARI, B.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J. Predicted growth of world urban food waste and methane production. **Waste Management and Research**, v.24, p.421-433, 2006.

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

AIRA, M.; MONROY, F.; DOMÍNGUEZ, J. C to N ratio strongly effects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. **European Journal of Soil Biology**, v.42, p. S127-S131, 2006.

AIRA, M.; MONROY, F.; DOMÍNGUEZ, J. Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. **Science of the Total Environment**, v.385, p.252-261, 2007a.

AIRA, M.; MONROY, F.; DOMÍNGUEZ, J. Microbial biomass governs enzyme activity decay during aging of worm-worked substrates through vermicomposting. **Journal of Environmental Quality**, v.36, p.448-452, 2007b.

AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Optimizing vermicomposting of animal wastes: effects of dose of manure application on carbon loss and microbial stabilization. **Journal of Environmental Management**, v.88, p.525-529, 2008.

AIRA, M.; SAMPEDRO, L.; MONROY, F.; DOMÍNGUEZ, J. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. **Soil Biology and Biochemistry**, v.40, p.2511-2516, 2008.

AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia fetida*. **Journal Hazardous Materials**, v.161, p.1234–1238, 2009.

AIRA, M.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; PORTO, P. G.; DOMÍNGUEZ, J. Selective reduction of the pathogenic load of cow manure in an industrial-scale continuous-feeding vermireactor. **Bioresource Technology**, v.102, p.9633-9637, 2011.

AMINE-KHODJA, A.; TRUBETSKAYA, O.; TRUBETSKOY, O.; CAVANI, L.; CIAVATTA, C.; GUYOT, G. Humic-like substances extracted from composts can promote the photodegradation of irgarol 1051 in solar light. **Chemosphere**, v.62, p.1021-1027, 2006.

AMIR, S.; MERLINA, G.; PINELLI, E.; WINTERTON, P.; REVEL, J. C.; HAFIDI, M. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and neutral lipid analysis. **Journal Hazardous Materials**, v.159, n.2, p.593–601, 2008.

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

AN, C. J.; HUANG, G. H.; YAO, Y.; SUN, W.; AN, K. Performance of in-vessel composting of food waste in the presence of coal ash and uric acid. **Journal of Hazardous Materials**, v.203, n.204, p.38-45, 2012.

AQUINO, A. M. de.; ALMEIDA, D. L. de.; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.1087-1093, 2005.

ARRUDA, L. F.; BORGHESI, R.; OETTEBER, M. Use of fish waste as silage – a review. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.50, n.5, p.879-886, 2007.



ATIYEH, R.; DOMÍNGUEZ, J.; SUBLER, S.; EDWARDS, C. A. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms and the effects on seedling growth. **Pedobiologia**, v.44, p.709-724, 2000.

BAGGIE, I.; ZAPATA, F.; SANGINGA, N.; DANSO, S. K. A. Ameliorating acid infertile rice soil with organic residue from nitrogen fixing trees. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.57, p.183-190, 2000.

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

BARRENA, R.; VÁZQUEZ, F.; SÁNCHEZ, A. Dehydrogenase activity as a method for monitoring the composting process. **Bioresource Technology**, v.99, p.905-908, 2008.

BARRENA, R.; ARTOLA, A.; VÁZQUEZ, F.; SÁNCHEZ, A. The use of composting for the treatment of animal by-products: experiments at lab scale. **Journal of Hazardous Materials**, v.161, p.380-386, 2009.

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

BARRINGTON, S.; CHOINÉRE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. Compost convective airflow under passive aeration. **Bioresource Technology**, v.86, p. 259-266, 2003.

BELYAEVA, O. N.; HAYNES, R. J. Chemical, microbial and physical properties of manufactured soils produced by co-composting municipal green waste with coal fly ash. **Bioresource Technology**, v.100, p.5203-5209, 2009.

BENITO, M. A.; MASAGUER, A.; MOLINER, R. de A. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variability. **Bioresource Technology**, v.97, p. 2071-2076, 2006.

BERNAL, M. P.; LOPEZ-REAL, J. M.; SCOTT, K. M. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a composting simulator. **Bioresource Technology**, v.43, p.35-39, 1993.

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

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009.

BERNHART, M.; FASINA, O. O. Moisture effect on the storage, handling and flow properties of poultry litter. **Waste Management**, v.29, p.1392-1398, 2009.

BRASIL. **Constituição: República Federativa do Brasil**, Brasília, Câmara dos Deputados, 1988.160 p.

BRASIL. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº25, de 23 de julho de 2009**. Dispõe sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em [www.agricultura.gov.br](http://www.agricultura.gov.br). Acessado em 4 fev. 2011.

CALDEIRA, M. V. W.; HARBS, R. M. P.; TAVARES, L. B. B.; SPERANDIO, V.; PILON, L.C. Maturidade de composto orgânico de resíduos do abatedouro de frangos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.7, n.2, p.149-155, 2012.

CARMONA, V. B.; OLIVEIRA, R. M.; SILVA, W. T. L.; MATTOSO, L. H. C.; MARCONCINI, J. M. Nanosilica from rice husk: extraction and characterization. **Industrial Crops and Products**, v.43, p.291-296, 2013.

CASTALDI, P.; ALBERTI, G.; MERELLA, R.; MELIS, P. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. **Waste Management**, v.25, p.209-213, 2005.

CAVALCANTE JÚNIOR, V.; ANDRADE, L. N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M.; FARIAS, W. R. L. Reúso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9 (supl.), p.118-122, 2005.

CAYUELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINICCO, T.; FRANKE-WHITTLE, I. Plant and animal wastes composting: effects of the N source on process performance. **Bioresource Technology**, v.100, p.3097-3106, 2009.

CHANG, J. I.; HSU, T. E. Effects of compositions on food waste composting. **Bioresource Technology**, v.99, n.17, p.8068-8074, 2008.

CHAUDHARI, P. S; BHATTACHARJEE, G. Capacity of various experimental diets to support biomass and reproduction of *Perionyx excavatus*. **Bioresource Technology**, v.82, p.147-50, 2002.

COMPAGNONI, L.; PUTZOLU, G. **Cría moderna de las lombrices y utilización rentable del humus**. Barcelona: Editorial de Vecchi S. A., 127p., 1985.

COOPER, M.; ZANON, A. R.; REIA, M. Y.; MORATO, R. W. **Compostagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos agroindustriais: teórico e prático**. Piracicaba: ESALQ, 2010. 35p.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; OLIBONE, D.; RÖDER, C.; BURIN, A.; KAUFMANN, A. V.; ORTOLAN, M. L. Efeito da aeração no primeiro estágio da compostagem de carcaça de aves. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.2, p.549-556, 2005.

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

CHRONI, C.; KYRIACOU, A.; GEOGAKI, I.; MANIOS, T.; KOTSOU, M. LASARÍDI, K. Microbial characterization during composting of biowaste. **Waste Management**, v.29, p.1525-1525, 2009.

DAI 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.

DÍAZ-ZORITA, M.; BARRACO, M. Cómo es el balance de P en los sistemas pastoriles de producción de carne en la región pampeana? **Informaciones Agronómicas del Cone Sur**, n.13, p.8-10, 2002.

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

DOMÍNGUEZ, J.; EDWARDS, C. A.; WEBSTER, M. Vermicomposting of sewage sludge: effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia Andrei*. **Pedobiologia**, v.44, p.24-32, 2000.

DOMÍNGUEZ, Jorge. State of the art and new perspectives on vermicomposting research. In: EDWARDS, C. A. (ed.), **Earthworm Ecology**. Florida:CRC Press, Boca Raton, 2004. p.401-424.

DOMÍNGUEZ, J.; EDWARDS, C.A. Vermicomposting organic wastes: a review. In: SHAKIR, S. H.; MIKHA, W. Z. A. **Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century**. Cairo, 2004, p.369-396.

DOMÍNGUEZ, J.; VELANDO, A.; FERREIRO, A. Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species? **Pedobiologia**, v.49, p.81-87, 2005.

DOMÍNGUEZ, 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**, v.18, n.2, p.20-31, 2009.

DOMÍNGUEZ, J.; EDWARDS, C. A. Relationships between composting and vermicomposting: relative values of the products. In: EDWARDS, C. A.; ARANCON, N. Q.; SHERMAN, R. L. **Vermiculture technology: earthworms, organic waste and environmental management**. Florida: CRC Press Boca Raton, 2010. p.1-14.

DOUBLET, J.; FRANCOU, C.; POITRENAUD, M.; HOUOT, S. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. **Bioresource Technology**, v.102, p.1298-1307, 2011.

DROZD, J.; JAMROZ, E.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S. E.; WEBER, J. Organic matter transformation and humic indices of compost maturity stage during composting of municipal solid wastes. **Grunwaldzka**, v.53, p.855-861, 1997.

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

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

EL HAJJOUJI, H.; AIT BADDI, G.; YAACOUBI, A.; HAMDY, H.; HAMDY, P.; WINTERTON, J.; REVEL, C.; HAFIDI, M. Optimisation of biodegradation conditions for the treatment of olive mill wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, p.5505-5510, 2008.

ERICKSON, M.; LIAO, J.; MA, L.; JIANG, X.; DOYLE, M. P. Inactivation of *Salmonella* spp. In cow manure composts formulated to different initial C:N ratios. **Bioresource Technology**, v.100, p.5898, 2009.

FELTES, M. M. C.; CORREIA, J. F. G.; BEIRÃO, L. H.; BLOCK, J. M.; NINOW, J. L.; SPILLER, V. R. Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.6, p.669-677, 2010.

FERNANDES JÚNIOR, F.; KANO, C.; AZEVEDO FILHO, J. A. de.; DONADELLI, A. Efeito de fertilizante orgânico oriundo de restos de pescado fresco fermentado, em

batata produzida em sistema orgânico. **Horticultura Brasileira**, v.27, n.2, p.184-188, 2009.

FERRUZZI, Carlo. **Manual de Lombricultura**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2001, 138p.

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

FOLETTO, E. L.; HOFFMANN, R.; HOFFMANN, R. S.; PORTUGAL JR., U. L.; JAHN, S. L. Aplicabilidade das cinzas da casca de arroz. **Química Nova**, v.28, n.6, p.1055-1060, 2005.

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

FOURTI, O. The maturity tests during the composting of municipal solid wastes. **Resources, Conservation and Recycling**, v.72, p.43-49, 2013.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S. A. Solid waste management by composting: state of the art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.38, p.311-400, 2008.

GANESH, P. S.; GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S. A. Vermicomposting of the leaf litter of *Acacia (Acacia auriculiformis)*: possible roles of reactor geometry, polyphenols, and lignin. **Bioresource Technology**, v.100, p.1819-1827, 2009.

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

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

GARG, V. K.; KAUSHIK, P. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, v.96, p.1189-1193, 2005.

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.; YADAV, Y. K.; SHEORAN, A., CHAND, S.; KAUSHIK, P. Livestock excreta management through vermicomposting using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Environmentalist**, v.26, p.269-276, 2006.

GAUTAM, S. P.; BUNDELA, P. S.; PANDEY, A. K.; AWASTHI, M. K.; SARSAIYA, S. Microbial consortium or effective composting of municipal solid waste by enzymatic activities. **Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation**, v.5, p.301-308, 2010.

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

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; LORES, M.; DOMÍNGUEZ, J. Changes in microbial community structure and function during vermicomposting of pig slurry. **Bioresource Technology**, v.102, p.4171-4178, 2011a.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; LORES, M.; DOMÍNGUEZ, J. Short-term stabilization of grape marc through earthworms. **Journal of Hazardous Materials**, v.187, p.291-295, 2011b.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LORES, M.; DOMÍNGUEZ, J. Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. **Bioresource Technology**, v.128, p.310-316, 2013.

GUARDIA, A.; PETIOT, C.; ROGEAU, D.; DRUILHE, C. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. **Waste Management**, v.28, p.575-587, 2008.

GUNADI, B.; BLOUNT, C.; EDWARDS, C. A. The growth and fecundity of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. **Pedobiologia**, v.46, p.15-23, 2002.

GUNADI, B.; EDWARDS, C. A.; BLOUNT, C. The influence of different moisture levels on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle and pig manure solids. **European Journal of Soil Biology**, v.39, p.19-24, 2003.

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

GUPTA, R.; GARG, V. K. Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. **Journal of Hazardous Materials**, v.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.

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.

HAIT, S.; TARE, V. Vermistabilization of primary sewage sludge. **Bioresource Technology**, v.102, p.2812-2820, 2011.

HAIT, S.; TARE, V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.79, p.214-224, 2012.

HAHN, L.; PADILHA, M.T.S.; PADILHA, J.C.F.; POLI, A.; RIEFF, G.G. Persistência de patógenos e do antibiótico salinomocina em pilhas de compostagem de cama de aviário. **Archivos de Zootecnia**, v.61, n.234, p.279-285, 2012.

HANDRECK, K. A. Particle size and the physical properties of growing media for containers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.14, p.209-222, 1983.

HAO, X.; CHANG, C.; LARNEY, F. J. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.37-44, 2004.

HERRERO, M. A.; GIL, S. B.; FLORES, M. C.; SARDI, G. M.; ORLANDO, A. A. Balances de nitrógeno y fósforo a escala predial, em sistemas lecheros pastoriles en Argentina. **In Vet**, v.8, n.1, p.9-21, 2006.

HO, Y. B.; ZAKARIA, M. P.; LATIF, P. A.; SAARI, N. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource Technology**, v.131, p.476-484, 2013.

HSU, J. H.; LO, S. L. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during of pig manure. **Environmental Pollution**, v.104, n.2, p.189-196, 1999.

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

HUANG, D.; ZENG, G. M.; FENG, C. L.; HU, S.; JIANG, X. Y.; TANG, L.; SU, F. F.; ZHANG, Y.; ZENG, W.; LIU, H. L. Degradation of lead-contaminated lignocellulosic

waste by *Phanerochaete chrysosporium* and the reduction of lead toxicity. **Environmental science and Technology**, v.42, p.4946-4951, 2008.

INÁCIO, C. de. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 144p.

IQBAL, M. K.; SHAFIQ, T.; AHMED, K. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. **Bioresource Technology**, v.101, p.1913-1919, 2010.

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.

JAY, J. M. **Microbiologia de alimentos**. Porto Alegre: ARTMED Editora, 2005. p.57.

JOLANUN, B.; TOWPRAYOON, S.; CHIEMCHASRI, C. Aeration improvement in fed batch composting of vegetable and fruit wastes. **Environmental Progress**, v.27, n.2, p.250–256, 2008.

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

KALEMELAWA, F.; NISHIHARA, E.; ENDO, T.; AHMAD, Z.; YEASMIN, R.; TENYWA, M. M.; YAMAMOTO, S. Na evaluation of aerobic and anaerobic composting of banana peels treated with different inoculums for soil nutrient replenishment. **Bioresource Technology**, v.126, p.375-382, 2012.

KAOSOL, T.; KIEPUKDEE, S.; TOWATANA, P. Influence of nitrogen containing wastes addition on natural aerobic composting of rice straw. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v.7, n.2, p.121-128, 2012.

KARADAG, D.; ÖZKAYA, B.; ÖLMEZ, E.; NISSILA, M. E.; ÇAKMAKÇI, M.; YILDIZ, S.; PUHAKKA, J. A. Profiling of bacterial community in a full-scale aerobic composting plant. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.77, p.85-90, 2013.

KAUR, A.; SINGH, J.; VIG, A. P.; DHALIWAL, S. S.; RUP, P. J. Cocomposting with and without *Eisenia foetida* for conversion of toxic paper mill sludge to a soil conditioner. **Bioresource Technology**, v.101, p.8192-8198, 2010.

KAUSHIK, P.; YADAV, Y. K.; DILBAGHI, N.; GARG, V. K. Enrichment of vermicomposts prepared from cow dung spiked solid textile mill sludge using



nitrogen fixing and phosphate solubilizing bacteria. **Environmentalist**, v.28, p.283-287, 2008.

KHWAIRAKPAM, M.; BHARGAVA, R. Bioconversion of filter mud using vermicomposting employing two exotic and one local earthworm species. **Bioresource Technology**, v.100, p.5846–5852, 2009a.

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

KIEHL, Edmar José. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba, 1985, 492 p.

KIEHL, Edmar José. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2004, 173p.

KIM, H. Y.; KIM, H. W.; HAN, S. K.; HWUANG, E. J.; LEE, C. Y.; SHIN, H. S. Effect of granular porous media on the composting of swine manure. **Waste Management**, v.28, n.11, p.2336-2343, 2008.

KOZLOSKI, Gilberto Vilmar. **Bioquímica dos ruminantes**. Santa Maria: UFSM, 2009, 212p.

KOMILIS, D. P.; HAN, R. K. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. **Waste Management**, v.23, p.419-423, 2003.

KOMILIS, D. P.; TZIOUVARAS, I. S. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. **Waste Management**, v.29, p.1504-1513, 2009.

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

KUMAR, R.; VERMA, D.; SINGH, B. L.; KUMAR, S. V. Composting of sugar-cane waste by-products through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. **Bioresource Technology**, v.101, p.6707-6711, 2010b.

KUNZ, A.; ENCARNAÇÃO, R. Tratamento de dejetos animais. In: GLEBER, L.; PALHARES, J. C. P. **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, p.168-191.

KUNZ, A.; BORTOLI, M.; HIGARASHI, M. M. Avaliação do manejo de diferentes substratos para compostagem de dejetos líquidos de suínos. **Acta Ambiental Catarinense**, v.5, n.1/2, 2008.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v.100, p.5485-5489, 2009.

KUNZ, Airton. Tecnologias de tratamento de efluentes da produção animal. In: SIMPÓSIO PRODUÇÃO ANIMAL E RECURSOS HÍDRICOS, 2010, Concórdia. **Anais do ...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2010. p.29-32.

LAOS, F.; MAZZARINO, M. J.; WALTER, I.; ROSELLI, L.; SATTI, P.; MOYANO, S. Composting of fish offal and biosolids in Northwestern Patagonia. **Bioresource Technology**, v.81, p.179-186, 2002.

LARNEY, F. J.; HAO, X. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in Southern Alberta, Canadá. **Bioresource Technology**, v.98, p.3221-3227, 2007.

LAU, A. K.; LO, K. V.; LIAO, P. H.; YU, J. C. Aeration experiments for swine waste composting. **Bioresource Technology**, v.41, p.145-152, 1992.

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

LECONTE, M. C.; MAZZARINO, M. J.; SATTI, P.; IGLESIAS, M. C.; LAOS, F. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. **Waste Management**, v.29, p. 2446-2453, 2009.

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

LI, X.; ZHANG, R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. **Bioresource Technology**, v.99, p.359-367, 2008.

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

LIANG, Y.; LEONARD, J. J.; FEDDES, J. J. R.; MCGILL, W. B. A mathematical model of ammonia volatilization in composting. **Transactions of the ASAE**, v.47, n.5, p.1667-1680, 2004.

LIANG, Y.; LEONARD, J. J.; FEDDES, J. J. R.; MCGILL, W. B. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. **Bioresource Technology**, v.97, p.748-761, 2006.

- LIAO, P. H.; MAY, A. C.; CHIENG, S. T. Monitoring process efficiency of a full-scale in-vessel system for composting fisheries wastes. **Bioresource Technology**, v.54, p.159-163, 1995.
- LIM, S. L.; WU, T. Y.; SIM, E. Y. S.; LIM, P. N. CLARKE, C. Biotransformation of rice husk into organic fertilizer through vermicomposting. **Ecological Engineering**, v.41, p.60-64, 2012.
- LIU, D.; ZHANG, R.; WU, H.; XU, D.; TANG, Z.; YU, G.; XU, Z.; SHEN, Q. Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. **Bioresource Technology**, v.102, p.9040-9049, 2011a.
- LIU, J.; XU, X. H.; LI, H. T.; XU, Y. Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. **Biomass and Bioenergy**, v.35, p.3433-3439, 2011b.
- LIU, F.; ZHU, P.; XUE, J. Comparative study on physical and chemical characteristics of sludge vermicomposted by *Eisenia fetida*. **Procedia Environmental Sciences**, v.16, p.418-423, 2012.
- LOH, T. C.; LEE, Y. C.; LIANG J. B.; TAN, D. Vermicomposting of cattle and goat manures by *Eisenia foetida* and their growth and reproduction performance. **Bioresource Technology**, v.96, p.111-114, 2005.
- LÓPEZ-MOSQUERA, M. E.; FERNÁNDEZ-LEMA, E.; VILHARES, R.; CORRAL, R.; ALONSO, B.; BLANCO, C. Composting fish waste and seaweed to produce a fertilizer for use in organic agriculture. **Procedia Environmental Sciences**, v.9, p.113-117, 2011.
- LORES, M.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; PÉREZ-DÍAZ, D.; DOMÍNGUEZ, J. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p.2993–2996, 2006.
- LOUREIRO, D. C.; AQUINO, M. M. de.; ZONTA, E.; LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.7, p.1043-1048, 2007.
- LU, S. G.; IMAI, T.; LI, H. F.; UKITA, M.; SEKINE, M.; HIGUCHI, T. Effect of enforced aeration on in-vessel food waste composting. **Environmental Technology**, v.22, p.1177-1182, 2001.
- LYNCH, J. M.; WOOD, D. A. Controlled microbial degradation of lignocellulose: the basis for existing and novel approaches to composting. In: GASSER, J. K. R.

**Composting of agricultural and other wastes.** Elsevier Applied Science. London., 1985, p.183-193.

MACKENZIE, M.D.; De LUCA, T.H.; SALA, A. Fire exclusion and nitrogen mineralization in low elevation forests of western Montana. **Soil Biology Biochemistry**, v.38, p.952-961, 2006.

MAINOO, N. O. K.; BARRINGTON, S.; WHALEN, J. K.; SAMPERO, L. Pilot-scale vermicomposting of pineapple wastes with earthworm native to Accra, Ghana. **Bioresource Technology**, v.100, p.5872-5875, 2009.

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

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

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

MASSÉ, D. I.; TALBOT, G.; GILBERT, Y. On farm biogas production: a method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. **Animal Feed Science and Technology**, v.166, p.436-445, 2011.

MICHEL JR., F. C.; PECCHIA, J. A.; RIGOT, J.; KEENER, H. M. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. **Compost Science and Utilization**, v.12, p.323-334, 2004.

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

MONDINI, C.; FORNASIER, F.; SINICCO, T. Enzymatic Activity as a parameter for the characterization of the composting process. **Soil Biology & Biochemistry**, v.36, p.1587-1594, 2004.

MONROY, F.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J.; VELANDO, A. Seasonal population dynamics of *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) (Oligochaeta, Lumbricidae) in the field. **Comptes Rendus Biologies**, v.329, p.912-915, 2006.

MONROY, F.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Changes in density of nematodes, protozoa and total coliforms after transit through the gut of four epigeic earthworms (Oligochaeta). **Applied Soil Ecology**, v.39, p.127-132, 2008.

MONROY, F.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Reduction of total coliform numbers during vermicomposting is caused by short-term direct effects of earthworms on microorganisms and depends on the dose of application of pig slurry. **Science of the Total Environment**, v.407, p.5411-5416, 2009.

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

MORENO, I. B.; TAVARES, M.; DANILEWICZ, D.; OTT, P. H.; MACHADO, R. Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: Comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. **Boletim Instituto da Pesca**, São Paulo, v.35, n.1, p.129-140, 2009.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. dos. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.189-198, 2009.

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

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Effect of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. **Bioresource Technology**, v.75, n.1, p.7-12, 2000.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. **Bioresource Technology**, v.76, n.2, p.107-112, 2001.

NGO, T. N.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. F.; BILLOU, D.; JOUQUET, P. Transformation of buffalo manure by composting or vermicomposting to rehabilitate degraded tropical soils. **Ecological Engineering**, v.37, p.269-276, 2011.

NUNES, Silmar Baptista. **Estabelecimento de um plano de análise de perigo e pontos críticos de controle (APPCC) para Peixe-Sapo (*Lophius piscatorius*) eviscerado e congelado**. 2002. 121p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

OETTERER, Marília. **Industrialização do pescado cultivado**. Guaíba: Agropecuário, 2002, 200p.

OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A.; ADEKALU, K. O.; OGUNJIMI, L. A. O. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. **Bioresource Technology**, v.99, p.7495-7503, 2008.

OLIVEIRA, P. A. V.; NUNES, M. L. A.; ARRIADA, A. A. Compostagem e utilização de cama na suinocultura. In: **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE AVES E SUÍNOS E TECNOLOGIA DA PRODUÇÃO DE RAÇÕES**, 1., 2001, Campinas, SP. Anais: CBNA, p. 391-406, 2001.

OLIVEIRA, P. A.; DAI PRÁ, M. A.; KONZEN, E. A. Unidade de transformação dos dejetos líquidos em composto orgânico. In: OLIVEIRA, P. A. de. (ed.). **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. PNMA II. 2004. 109p.

OLIVEIRA, P. A.; SILVA, A. P. da. Dimensionamento e construção de sistemas de armazenamento de dejetos líquidos. In: OLIVEIRA, P. A. de. (ed.). **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. PNMA II. 2004. 109p.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. Influência da relação volumoso: concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob a biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.386-394, 2010.

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

PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y.; KUMARI, U. R. An experimental study of vermin-biowaste composting for agricultural soil improvement. **Bioresource Technology**, v.99, p.1672-1681, 2008.

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

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v.39, p.6833-6842, 2005.

PAIVA, Doralice Pedrosa de. Uso da compostagem como destino de suínos mortos e restos de parição. In: OLIVEIRA, P. A. de. (ed.). **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004, p.100-104.

PALHARES, Júlio César Pascale. Gestão ambiental nas cadeias produtivas animais. In: GLEBER, L.; PALHARES, J. C. P. **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, p.240-263.

PARADELO, R.; MOLDES, A. B.; BARRAL, M. T. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. **Journal of Environmental Management**, v.116, p.18-26, 2013.

PARTHASARATHI, K. Influence of moisture on the activity of *Perionyx excavatus* (Perrier) and microbial–nutrient dynamics of pressmud vermicompost. **Iranian Journal of Environmental Health, Science and Engineering**, v.4, n.3, p.147-156, 2007.

PERDOMO, Carlos Cláudio. Alternativas para o manejo e tratamento dos dejetos de suínos. **Suinocultura Industrial**, n.152, p.16-26, 2001.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos de suínos**: inventário tecnológico. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 83p. (Documentos 85).

PEREIRA NETO, J. T. Monitoramento da eliminação de organismos patogênicos durante a compostagem de resíduos urbanos e lodo de esgoto pelo sistema de pilhas estáticas aeradas. **Revista Engenharia Sanitária**, v.27, p.148-152, 1988.

PEREIRA NETO, João Tinôco. **Manual de compostagem**: processo de baixo custo. Viçosa: UFV, 2007, 81p.

PERISSINOTTO, M.; MOURA, D. J.; CRUZ, V. F.; SOUZA, S. R. L. de.; LIMA, K. A. O. de.; MENDES, A. S. Conforto térmico de bovinos leiteiros confinados em clima subtropical e mediterrâneo pela análise de parâmetros fisiológicos utilizando a teoria dos conjuntos fuzzy. **Ciência Rural**, v. 39, n. 5, p. 1492-1498, 2009.

PETRIC, I.; SESTAN, A.; SESTAN, I. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. **Biosystems Engineering**, v.104, p.125-134, 2009.

PIOTROWSKA-CYPLIK, A.; CHZANOWSKI, L.; CYPLIK, P.; DACH, J.; OLEJNIK, A.; STANINSKA, J.; CZARNY, J.; LEWICKI, A.; MARECIK, R.; POWIERSKA-CZARNY, J. Composting of oiled bleaching earth: Fatty acids degradation, phytotoxicity and mutagenicity changes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.78, p.49-57, 2013.

PONSÁ, S.; PAGANS, E.; SÁNCHEZ, A. Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer. **Biosystems Engineering**, v.102, p.433-443, 2009.

PRAKASH, M.; KARMEGAM, N. Vermistabilization of pressmud using *Perionyx ceylanensis* Mich. **Bioresource Technology**, v.101, p.8464-8468, 2010.

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

PRAMANIK, P.; GHOSH, G. K.; BANIK, P. Effect of microbial inoculation during vermicomposting of different organic substrates on microbial status and quantification and documentation of acid phosphatase. **Waste Management**, v. 29, p.574–578, 2009.

PRAMANIK, P.; CHUNG, Y. R. Changes in fungal population of fly ash and vinasse mixture during vermicomposting by *Eudrilus eugeniae* and *Eisenia fetida*: documentation of cellulose isozymes in vermicompost. **Waste Management**, v.31, p.1169-1175, 2011.

RAMASWAMY, J.; PRASHER, S. O.; PATEL, R. M.; HUSSAIN, S. A.; BARRINGTON, S. F. The effect of a veterinary pharmaceutical. **Bioresource Technology**, v.101, p.2294-2299, 2010.

RASAPOOR, M.; NASRABADI, T.; KAMALI, M.; HOVEIDI, H. The effects of aeration rates on generated compost quality, using aerated static pile method. **Waste Management**, v.29, p.570-57, 2009.

RASHAD, F. M.; SALEH, W. D.; MOSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming system: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**, v.101, p.5952-5960, 2010.

RAUPP, J.; OLTAMANN, M. Nutrient turnover and losses during composting of farmyard manure – results of outdoor experiment over 11 years. In: CONFERENCE RESEARCHING SUSTAINABLE SYSTEMS. **Proceedings ...** Adelaide, Alemanha: ISOFAR, p.231-234, 2005.

RAUT, M. P.; WILLAM, S. P. M.; BHATTACHARYYA, J. K.; CHAKRABARTI, T.; DEVOTTA, S. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – a compost maturity analysis perspective. **Bioresource Technology**, v.99, p.6512-6519, 2008.

REBECA, B. D.; PENA-VERA, M. T.; DIAS-CASTANERA, M. Production of fish protein hydrolisates with bacterial proteases; yield and nutritional value. **Journal of Food Science**, v.56, n.2, p.309-314, 1991.



- REINECKE, A. J.; VENTER, J. M. The influence of moisture on the growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). **Revue d'Écologie et de Biologie du Sol**, v.22, p.473-481, 1985.
- RICHARD, T. L.; HAMELERS, H. V. M.; VEEKEN, A.; SILVA, T. Moisture relationship in composting process. **Compost Science and Utilization**, v.10, n.4, p.286–302, 2002.
- RODRIGUES, M. S.; SILVA, F. C. da.; BARREIRA, L. P.; KOVACS, A. 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. **Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria**. FEPAF. Botucatu, 2006, p.63-94.
- RODRÍGUEZ-CANCHÉ, L. G.; VIGUEROS, L. C.; MALDONADO-MONTIEL, T.; MARTÍNEZ-SANMIGUEL, M. Pathogen reduction in septic tank sludge through vermicomposting using *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, v.101, p.3548-3553, 2010.
- ROSA, E. V.; GIURADELLI, T. M.; CORRÊA, A. X. R.; RÖRIG, L. R.; SCHWINGEL, P. R.; RESGALLA, C.; RADETSKI, C. M. Ecotoxicological evaluation of the short term effects of fresh and stabilized têxtil esludges before application in forest soil restoration. **Environmental Pollution**, v.46, p.463–469, 2007.
- ROZEN, A. The annual cycle in populations of earthworms (Lumbricidae Oligochaeta) in three types of oak-hornbeam of the Niepolomicka Forest II. Dynamics of population numbers, biomass and age structure. **Pedobiologia**, v. 31, p.169-178, 1988.
- RUGGIERI, L.; GEA, T.; MOMPEÓ, M.; SAYARA, T.; SÁNCHEZ, A. Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste. **Biosystems Engineering**, v.101, p.78-86, 2008a.
- RUGGIERI, L.; ARTOLA, A.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Biodegradation of animal fats in a co-composting process with wastewater sludge. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.62, p.297-303, 2008b.
- RUGGIERI, L.; GEA, T.; ARTOLA, A.; SANCHEZ, A. A study on air filled porosity evolution in sludge composting. **International Journal of Environment and Waste Management**, v.9, n.1, p.56-58, 2012.
- RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. **Zoologia de Invertebrados**. São Paulo: Roca, 7ªed, 2005.
- RYKEBOER, J.; MERGAERT, J.; VAES, K.; KLAMMER, S.; DE CLERCQ, D.; COOSEMANS, J.; INSAM, H.; SWINGS, J. A survey of bacteria and fungi occurring

during composting and self-heating processes. **Annuary Microbiology**, v.53, p.349–410, 2003.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v.78, p.301-308, 2001.

SANES, F. S. M.; COSTA, J. B.; ARAÚJO, F. B.; STRASSBURGUER, A. S.; MEDEIROS, C. A. B. Avaliação do processo de compostagem de resíduos de pescado em mistura com diferentes fontes de carbono. **Cadernos de Agroecologia**, v.6, n.2, p.1-6, 2011.

SANGWAN, P.; KAUSHIK, C. P.; GARG, V. K. Feasibility of utilization of horse dung spiked filter cake in vermicomposters using exotic earthworm *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, v.99, p.2442-2448, 2008.

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 & Research**, v.28, p.71-75, 2010.

SAS Institute Inc. 2002-2003. **Statistical analysis system**. Release 9.1. (Software). Cary. USA.

SELLAMI, F.; JARBOUI, R.; HACHICHA, K.; MEDHIOUB, E. A. Co-composting of oil exhausted olive-cake, poultry manure and industrial residues of agro-food activity for soil amendment. **Bioresource Technology**, v.99, p.1177-1188, 2008.

SEN, B.; CHANDRA, T. S. Do earthworms affect dynamics of functional response and genetic structure of microbial community in a lab-scale composting system? **Bioresource Technology**, v.100, p.804-811, 2009.

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

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

SIDELKO, R.; JANOWSKA, B.; WALENDZIK, B.; SIEBIELSKA, I. Two composting phases running in different process conditions timing relation ship. **Bioresource Technology**, v.101, p.6692-6698, 2010.

SINGH, A.; SHARMA, S. Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. **Bioresource Technology**, v.85, p.107-115, 2002.

SINGH, J.; KAUR, A.; VIG, A. P.; RUP, P. J. Role of *Eisenia fetida* in rapid recycling of nutrients from bio sludge of beverage industry. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v.73, p.430–435, 2010.

SINGH, R. P.; EMBRANDIRI, A.; IBRAHIM, M. H.; ESA, N. Management of biomass residues generated from palm oil mill: vermicomposting a sustainable option. **Resources, Conservation and Recycling**, v.55, p.423-434, 2011.

SINGH, D.; SUTHAR, S. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry solid wastes. **Ecological Engineering**, v.39, p.1-6, 2012.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1949). **Brazilian Journal Biology**, v. 68, n.1, p.77-86, 2008.

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

SOLANO, M. L., IRIARTE, F.; CIRIA, P.; NEGRO, M. J. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.79, p.317-329, 2011.

SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v.14, p.123-133, 2001.

SOUZA, E. A.; ANDRE, M. V.; SANTOS, C. S.; PARANHOS DA COSTA, M. J. R.; BITTENCOURT, T. C. B. S. C.; MARCONDES, C. R. Relações materno-filiais e sua influência no peso pré-desmama de animais Nelore da Bahia. **Archivos de Zootecnia**, v.58, p.729-732, 2009.

SOUZA, João Telles de. **Aproveitamento da casca de arroz para fabricação de chapas aglomeradas**. 2012. 94p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

STORI, F. T.; BONILHA, L. E. C.; PESSATTI, M. L. Proposta de aproveitamento dos resíduos das indústrias de beneficiamento de pescado de Santa Catarina com base num sistema gerencial de bolsa de resíduos. In: **Instituto Ethos. Responsabilidade social da empresas: uma contribuição das universidades**. Peirópolis: Editora Fundação Peirópolis, 2002. p. 373-406.

SUBRAMANIAN, S.; SIVARAJAN, M.; SARAVANAPRIYA, S. Chemical changes during vermicomposting of sago industry solid wastes. **Journal of Hazardous Materials**, v.179, p.318-322, 2010.

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

SUTHAR, S. Potential utilization of guar gum industrial waste in vermicompost production. **Bioresource Technology**, v.97, p.2474-2477, 2006.

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, 2008a.

SUTHAR, S.; SINGH, S. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*). **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.5, p.99-106, 2008b.

SUTHAR, S. Bioconversion of post-harvest crop residues and cattle shed manure into value-added products using earthworm *Eudrilus eugeniae* Kinberg. **Ecological Engineering**, v.32, p.206-214, 2008.

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, 2009.

SUTHAR, S. Pilot-scale vermireactors for sewage sludge stabilization and metal remediation process: Comparison with small-scale vermireactors. **Ecological Engineering**, v.36, p.703-712, 2010a.

SUTHAR, S. Recycling of agro-industrial sludge through vermitechnology. **Ecological Engineering**, v.36, p.1028-1036, 2010b.

TAI, H. S.; HE, W. H. A novel composting process for plant wastes in Taiwan military barracks. **Resource, Conservation and Recycling**, v.51, p.408-417, 2007.

TANG, J. C.; KANAMORI, T.; INQUE, Y. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by quinone profile method. **Process Biochemistry**, v.39, p.1999-2006, 2004.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. POA: Faculdade de Agronomia/UFRGS, 1995, 174p.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HOGGKISS, I. J. Microbial activities during composting of spent pig manure sawdust litter at different moisture contents. **Bioresource Technology**, v.55, p.201-206, 1996.

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

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.67, p.79-89, 1998.

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

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

TIQUIA, S.M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v.79, p.506-512, 2010.

TOGNETTI, F. L.; MAZZARINO, M. J.; HERNÁNDEZ, M. T. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. **Compost Science and Utilization**, v.13, p.6-13, 2005.

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M. J.; LAOS, F. Improving the quality of municipal organic waste compost. **Bioresource Technology**, v.98, p.1067-1076, 2007.

TRIPATHI, G.; BHARDWAJ, P. Decomposition of kitchen waste amended with cow manure using an epigeic species (*Eisenia fetida*) and an anecic species (*Lampito mauritti*). **Bioresource Technology**, v.92, p.215-218, 2004a.

TRIPATHI, G.; BHARDWAJ, P. Comparative studies on biomass production, life cycles and composting efficiency of *Eisenia fetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* (Kinberg). **Bioresource Technology**, v.92, p.275-283, 2004b.

TUMUHAIRWE, J. B.; TENYWA, J. S.; OTABBONG, E.; LEDIN, S. Comparison of four low-technology composting methods for market crop wastes. **Waste Management**, v.29, p.2274-2281, 2009.

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

TURAN, N. G.; AKDEMIR, A.; ERGUN, O. N. Removal of volatile organic compounds by natural materials during composting of poultry litter. **Bioresource Technology**, v.100, p.798-803, 2009.

TURNER, C. The thermal inactivation of *E. coli* in straw and pig manure. **Bioresource Technology**, v.84, p.57-61, 2002.

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

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

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORAES, P. DE O., MANZKE, N. E.; ROLL, V. F. B. Eficiência do SISCODE e da aeração passiva no tratamento de resíduos da produção animal no município de Capão do Leão/RS. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.3, p.231-236, 2011a.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MANZKE, N. E.; MORAES, P. de O.; ROLL, V. F. B. Compostagem da mistura de carcaças de frangos de corte e cama de aviário. **Revista Varia Scientia Agrárias**, v.2, n.2, p.135-152, 2011b.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MANZKE, N. E.; ALMEIDA, G. R. de.; ROLL, V. F. B. Composição físico-química de vermicompostos comercializados na região do município de Pelotas/RS. **Revista Varia Scientia Agrárias**, v.3, n.1, p.119-132, 2013.

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.

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

VIG, A. P.; SINGH, J.; WANI, S. H.; DHALIWAL, S. S. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia foetida* (Savigny). **Bioresource Technology**, v.102, p.7941-7945, 2011.

VIVAS, A.; MORENO, B.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, S.; BENÍTEZ, E. Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and

structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste. **Bioresource Technology**, v.100, p.1319-1326, 2009.

YADAV, K. D.; TARE, V.; AHAMMED, M. M. Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling. **Waste Management**, v.30, p.50–56, 2010.

YADAV, K. D.; TARE, V.; AHAMMED, M. M. Vermicomposting of source-separated human faeces by *Eisenia fetida*: effect of stocking density on feed consumption rate, growth characteristics and vermicompost production. **Waste Management**, v.31, p.1162–1168, 2011.

YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, v.102, p.2874-2880, 2011.

YADAV, K. D.; TARE, V.; AHAMMED, M. M. Integrated composting-vermicomposting process for stabilization of human faecal slurry. **Ecological Engineering**, v.47, p.24-29, 2012.

XING, M.; LI, X.; YANG, J.; HUANG, Z.; LU, Y. Changes in the chemical characteristics of water-extracted organic matter from vermicomposting of sewage sludge and cow dung. **Journal of Hazardous Materials**, v.205, p.24-31, 2012.

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

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

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

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