

ED CARLO ROSA PAIVA

VARIÁVEIS DE PROJETO, OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE LEIRAS ESTÁTICAS
AERADAS E QUALIDADE DO COMPOSTO PRODUZIDO COM CARÇAÇAS DE
AVES MORTAS

Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

ED CARLO ROSA PAIVA

VARIÁVEIS DE PROJETO, OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE LEIRAS ESTÁTICAS
AERADAS E QUALIDADE DO COMPOSTO PRODUZIDO COM CARÇAÇAS DE
AVES MORTAS

Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola para obtenção do
título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 26 de agosto de 2011.

Prof. Ivano Alessandro Devilla
Co-orientador

Prof. Marcos Alves de Magalhães

Profa. Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco

Prof^a. Mônica de Abreu Azevedo

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

**A Deus, por tudo o que sou e o que
tenho;
À minha filha Maria Grazia e minha
esposa Nunziata,
meus irmãos e amigos, por tudo que
eles representam em minha vida.**

“Há um tempo em que é preciso abandonar as roupas usadas, que já têm a forma do nosso corpo, e esquecer os nossos caminhos, que nos levam sempre aos mesmos lugares. É o tempo da travessia: e, se não ousarmos fazê-la, teremos ficado, para sempre, à margem de nós mesmos.” (Fernando Pessoa)

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, orientação paciente e amizade.

Aos meus co-orientadores, professores Ivano Alessandro Devilla e Adílio Flauzino de Lacerda Filho pelas sugestões e esclarecimentos.

Aos membros da banca, professores Mônica de Abreu Azevedo, Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco, Marcos Alves de Magalhães, Ivano Alessandro Devilla, pelas sugestões apresentadas para o enriquecimento deste trabalho.

A professora e amiga Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco, pelo apoio irrestrito e pela disponibilidade e amizade.

Ao professor Dr. Marcos Alves de Magalhães do Centro universitário de Caratinga (UNEC), Caratinga - MG, pela amizade e conselhos, além do empréstimo das sondas usadas nos experimentos.

Aos professores José Helvécio Martins, Tetuo Hara, Márcio Aredes, Evandro de Castro Melo, Paulo Hamakawa, pela colaboração.

Ao aluno de doutorado Keller Sullivan pela valiosa contribuição e amizade.

Aos alunos de iniciação científica e colaboradores Denis, Isabela, Ivan e Tatiana.

Aos amigos e colegas de pós-graduação, especialmente, Donizete, Marcelo Rocha, Valdeir Junior, Maike, Hernandez e Juliana, pela amizade, convivência e apoio.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola José Galinare, José Antonio (área experimental), Simão (laboratório), que foram extremamente importantes para execução deste trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade e infra-estrutura.

À Universidade Federal de Goiás pela concessão da licença para conclusão do doutorado.

Ao Departamento de Engenharia Civil e ao Diretor do Campus Catalão pelo apoio.

Aos professores Antover, Eliane e Heber do setor de Recursos Hídricos e Ambientais e ao professor Rodrigo, coordenador do curso de Engenharia Civil, Campus Catalão, pelo apoio.

Ao Engenheiro Agrícola e Ambiental Francesco Miguel Valenza pela amizade, pelo fornecimento da palha de café e da importante ajuda na montagem dos ventiladores, utilizados na aeração das leiras estáticas.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

A minha Esposa Nunziata pela contribuição na revisão deste trabalho.

Certamente esqueci-me de citar nomes de muitos que ajudaram neste “trabalho de equipe”, mas agradeço sinceramente a todos aqueles que direta ou mesmo indiretamente contribuíram para seu êxito.

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1. INTRODUÇÃO	15
2.2. PROCESSOS DE COMPOSTAGEM.....	15
2.2.1. Introdução.....	15
2.2.2. Composteira (bin compost).....	17
2.2.3. Compostagem em reatores	18
2.2.4. Compostagem em leiras.....	21
2.2.5. Taxas de aeração na compostagem	24
2.2.6. Perda de pressão do ar ao passar em um meio poroso.....	27
2.2.7. Condições ambientais que influenciam a compostagem	32
2.2.7.1. A influência do conteúdo de água na compostagem do material.....	33
2.2.7.2. Conteúdo de material orgânico e suas cinéticas de degradação e estabilização	35
2.2.8. Características químicas	38
3. MATERIAL E MÉTODOS	41
3.1. LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS	41
3.1.1. Montagem do experimento	41
3.1.2. Monitoramento do Experimento.....	44
3.1.3. Amostragem e análises de laboratório	48
3.2. ENSAIO EM PROTÓTIPO	50
3.2.1. Variação da perda de pressão em função da espessura da camada de material, em diferentes estádios de degradação	50
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
4.1. ASPECTOS OPERACIONAIS DA AERAÇÃO DAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM	55
4.1.1. Temperatura no material das leiras	55
4.1.2. Distribuição do fluxo de ar	61

4.1.3.	Conteúdo de água	74
4.1.3.1	Movimentação da franja de umidade – LEA C	79
4.2.	VARIÁVEIS QUALITATIVAS MONITORADAS NO MATERIAL ORGÂNICO EM COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS	81
4.2.1.	Sólidos Voláteis (SV).....	81
4.2.2.	Relação C:N e pH.....	84
4.2.3.	CTC e a relação CTC:C _{OT}	89
4.2.4.	Análises microbiológicas	91
4.3.	ENSAIO EM PROTÓTIPO	93
4.3.1.	Massa específica do material com o tempo de compostagem	93
4.3.2.	Perda de pressão do ar como função da espessura da camada de material.....	95
4.3.3.	Perda de pressão em função do estágio de degradação bioquímica do material.....	99
4.3.4.	Influência da massa específica e conteúdo de água em algumas características e propriedades físicas do material	99
4.4.	DEMANDA DE POTÊNCIA DOS VENTILADORES.....	102
5.	CONCLUSÃO	105
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106

RESUMO

PAIVA, Ed Carlo Rosa, D. Sc. Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2011. **Variáveis de projeto e operação de sistemas de leiras estáticas aeradas e qualidade do composto produzido com carcaças de aves mortas.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Ivano Alessandro Devilla e Adílio Flauzino de Lacerda Filho.

Objetivou-se com o presente trabalho buscar a adequação do processo de Leiras Estáticas Aeradas (LEA) para a compostagem de aves mortas. Pretendeu-se, com a realização deste trabalho, definir algumas variáveis operacionais do sistema de insuflação/sucção para realização do processo. Além de estudar a influência do tempo de operação e a intermitência do sistema de insuflação/sucção na temperatura da massa em compostagem, conteúdo de água e relação C:N do material, durante o período de compostagem, quantificar o volume e a frequência necessária na reposição de água no material para a realização da compostagem, avaliar possíveis alterações na perda de carga e no escoamento de ar na massa de material em compostagem, avaliar a qualidade sanitária e química do composto orgânico produzido com carcaças de aves mortas, operado sob diferentes tempos de operação e intermitência do sistema de insuflação/sucção. Foram montadas três leiras em forma aproximada de trapézio, cujas dimensões foram 2,5 m de base maior, 1 m de base menor e 1,20 m de altura. Os tratamentos foram constituídos pela diferenciação na forma de operar o sistema de aeração das leiras, sendo estabelecidas as seguintes condições operacionais: LEA A: operando um período de, aproximadamente, 3 dias ou duas vezes por semana, com insuflação e depois, por igual período com sucção. LEA B: o período de insuflação e sucção foi de 5 dias; LEA C: o período de insuflação e sucção foi de 7 dias. Em cada tratamento, o ventilador ligou automaticamente toda vez que a temperatura do centro da massa alcançou 65 °C, permanecendo ligado até que essa temperatura reduzisse a 55 °C. Paralelamente, foi conduzido um ensaio em protótipo com o objetivo de avaliar a perda de pressão no ar ao passar pelo material em compostagem, em diferentes espessuras e diferentes estádios de degradação bioquímica. Os parâmetros monitorados, ao longo do processo, foram: temperatura, relação C:N, sólidos

voláteis (SV), pH, conteúdo de água e CTC. Para avaliação da eficiência de cada tratamento foram avaliadas a redução dos SV e a relação $CTC/C_{OT} \geq 1,7$, (grau de estabilização da matéria orgânica) e eliminação de *Salmonella* e redução de coliformes termotolerantes (higienização do composto). A perda de pressão medida nas leiras variou ao longo de todo o processo de compostagem, bem como o fluxo de ar. Sendo que, para esse último, foi possível verificar variações para diferentes regiões dentro da mesma leira. Atribuiu-se essas variações às diferenças nas características físicas da massa como conteúdo de água e espessura de camada, além das características químicas como sólidos voláteis. O volume de água consumido em cada tratamento foi de 209, 202 e 159 litros, para as LEA's A, B e C, respectivamente. As reduções de SV globais médias, respectivamente, de 20,0 %, 22,9 % e 23,3 % para material das LEA's A, B e C, não sendo verificada diferença estatística, pelo teste de média de Tukey, a 5 % de probabilidade, entre os três tratamentos. A relação CTC/C_{OT} , em todos os tratamentos, foi superior a 9, sendo que no início da aeração era em torno de 3,5. Com base nos resultados obtidos, concluiu-se que: A intermitência no sentido do escoamento do ar pode ser altamente benéfica ao processo de compostagem, tanto do ponto de vista da degradação da matéria orgânica quanto da sanitização. Foram observadas diferentes demandas de água para restabelecimento do conteúdo de água considerado adequado, sendo que a frequência da correção do conteúdo de água nas leiras foi de, aproximadamente, 8, 9 e 10 dias, para as LEA's A, B e C, respectivamente, na análise de perda de carga e do fluxo de ar ao longo da compostagem verificou-se que ambas variáveis são altamente influenciadas pelo conteúdo de água presente no material, além disso, verificou-se que a perda de carga no material reduziu com o estágio de degradação do material; A qualidade sanitária do produto final, depois de 49 dias de tratamento foi satisfatória em todos os tratamentos; A redução de sólidos voláteis, os valores de CTC e a relação CTC/C_{OT} , a concentração de nitrogênio e o pH do produto final, de todos os tratamentos foram satisfatórias, considerando sua posterior aplicação no solo; O material orgânico da LEA C apresentou menor consumo de água e menor demanda de potência do ventilador, além de maior facilidade operacional, e variáveis de avaliação de qualidade, em termos de sua estabilização e aspectos sanitários similares aos obtidos nos demais tratamentos.

ABSTRACT

PAIVA, Ed Carlo Rosa, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2011. **Design variables and operating systems, aerated static piles and compost quality produced with the carcasses of dead birds.** Advisor: Antonio Teixeira de Matos. Co-Advisors: Ivano Alessandro Devilla and Adílio Flauzino de Lacerda Filho.

The objective of this paper seek adequacy of the Aerated Static Piles (ASP) for composting of dead birds. It was intended with this work, set some variables operating system insufflation/suction to perform the process. Besides studying the influence of the operating system and intermittent inflation/suction temperature of the composting mass, water content and C:N ratio of the material during the composting period, to quantify the volume and frequency required in the replacement of water in the material for the realization of composting, to assess possible changes in pressure drop and air flow in the mass of composting material, evaluate the sanitary quality and chemistry of the organic compost produced from carcasses of dead birds, operated under different operating times flashing and the system of inflation/suction. Were set up three piles of approximately trapezoidal in shape, whose dimensions were 2.5 m larger base, 1 m smaller base and 1.20 m high. The treatments were constituted by the difference in how to operate the aeration system of piles, being established following operating conditions: The ASP A: an operating period of approximately 3 days or twice a week with inflation and after, for the same period with suction. ASP B: the period of inflation and suction was 5 days; ASP C: the period of inflation and suction was 7 days. For each treatment, the fan turned on automatically whenever the temperature of the mass center reached 65 °C, remaining on until the temperature reduced to 55 °C. In parallel, a test was conducted with the prototype to evaluate the loss of pressure in the air to pass through the composting material at different thicknesses and different stages of biochemical degradation. The parameters monitored throughout the process were: temperature, C:N ratio, volatile solids (VS), pH, water content and CEC. To evaluate the effectiveness of each treatment were evaluated to reduce the VS and the ratio $CEC/TOC \geq 1.7$ (degree of stabilization of organic matter) and elimination of

Salmonella and fecal coliform reduction (sanitization of the compost). The loss of pressure measured in the piles varied throughout the composting process, as well as the flow of air. Being that for the latter, we observed variations for different regions within the same pile. These variations were attributed to differences in physical characteristics of the mass as water content and layer thickness, as well as chemical characteristics of volatile solids. The volume of water consumed in each treatment was 209, 202 and 159 liters for the ASP A, B and C, respectively. Reductions in average global SV were respectively 20.0%, 22.9% and 23.3% for material from the ASP A, B and C, and is not verified statistically by Tukey test average the 5% probability in the three treatments. The relationship CEC/TOC in all treatments was higher than 9, and at the beginning of aeration was around 3.5. Based on the results obtained showed that: The intermittent air flow direction can be highly beneficial to the composting process, both in terms of degradation of organic matter and sanitation. We observed different water demands for restoration of water content deemed appropriate, and the frequency of correction of water content in the furrows was about 8, 9 and 10 days for the ASP A, B and C, respectively, in the analysis of pressure drop and the flow of air along the compost was found that both variables are strongly influenced by water content in the material, in addition, it was found that the loss of material with reduced load on the stage of material degradation; the sanitary quality of the final product after 49 days of treatment was satisfactory in all treatments, the reduction of volatile solids, the values of CEC and the relationship of CEC/TOC, the concentration nitrogen and pH of the final product of all the treatments were satisfactory, considering its application to the soil, organic material of the ASP C had lower water consumption and lower demand for fan power, and greater operational ease, and variables quality assessment in terms of its stabilization and health aspects similar to those obtained in the other treatments.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional no planeta tem gerado grande demanda por alimentos, materiais e insumos essenciais à sobrevivência da espécie humana. Para suprir essa demanda, tem sido gerada grande quantidade de resíduos, subprodutos de processos agrícolas, industriais e comerciais, o que constitui um problema de ordem social, econômica e ambiental. Dentre as atividades produtoras de alimentos, encontra-se a produção de frangos de corte. O Brasil é o terceiro maior produtor mundial de carne de frango, sendo o maior exportador de carne de frango do mundo. Com base em dados apresentados pela UBA (União Brasileira de Avicultura), em 2009, o Brasil produziu aproximadamente 11 milhões de toneladas, o que representou cerca de 15 % da produção total no mundo.

O aumento na produção de carne de frango está associado a um proporcional aumento na quantidade de resíduos gerados na atividade de criação dessas aves. Considerando que cada ave produz cerca de 1,4 kg de excretas, segundo a Associação de Avicultores da Zona da Mata (AVIZOM)¹, e que o Brasil produziu aproximadamente 5,6 bilhões de frangos em 2009, isso significou uma produção de, aproximadamente, 7,8 milhões de toneladas de excretas, naquele ano. Desse valor, o Estado de Minas Gerais contribuiu com cerca 8 %, ou seja, aproximadamente 600 mil toneladas.

A criação de frango é, normalmente, feita em galpões em que o piso recebe cobertura de material palhoso, denominado “cama de frango”. Neste material vai sendo misturado urina e dejetos frescos e, a cada lote produzido, ele é retirado para colocação de outro não contaminado. A cama de frango descartada passa a ser, então, resíduo sólido que deve ser tratado ou disposto de forma adequada no ambiente.

Antes da entrada em vigor da Instrução Normativa nº 8, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), de março de 2004, a “cama de frango” era utilizada na alimentação de ruminantes. Entretanto, após a vigência dessa portaria a utilização de cama de frango na alimentação de outros animais foi proibida (BRASIL, 2004).

¹ Informação pessoal.

Além dos dejetos e das camas, as carcaças de aves constituem resíduos sólidos de grande importância na atividade. Considerando que cerca de 5% de aves morrem de causas naturais, durante o seu período de criação, estima-se que, somente em 2009, houve o descarte de mais de 22 milhões de aves mortas no Estado de Minas Gerais.

No âmbito mundial, várias tem sido as técnicas e, ou, tecnologias utilizadas como instrumento de gestão, tratamento e, ou, disposição final dos resíduos gerados pela atividade humana, especialmente aqueles relacionados à criação de animais e produção de carnes. A compostagem se apresenta, dentre as diversas técnicas e, ou, tecnologias existentes, como excelente alternativa para minimização dos riscos sanitários e ambientais de resíduos orgânicos, principalmente para aqueles não contaminados por substâncias tóxicas, com posterior incorporação no solo, com vistas a seu aproveitamento agrícola.

Os sistemas de compostagem em leiras mais difundidos para a compostagem de resíduos orgânicos são o Processo “Windrow” e o Processo de Leiras Estáticas Aeradas. No Processo “Windrow”, a oxigenação é feita por meio de reviramentos periódicos do material em compostagem. No sistema por Leiras Estáticas Aeradas, com aeração forçada, a aeração é efetuada por meio da insuflação ou sucção de ar na massa em compostagem, por meio de ventiladores.

Na compostagem de carcaças de animais, o processo mais difundido é conhecido, no Brasil, como composteira² (*Bin Compost*). Tal processo é caracterizado pelo empilhamento dos materiais e carcaças de animais a serem compostados, os quais ficam sujeitos, somente, à aeração natural (GRAVES *et al.*, 2000), não sendo o material revirado e nem aerado artificialmente, o que, de certa forma, fere o conceito da compostagem que é de degradação aeróbia e controlada do material orgânico.

O processo de leiras estáticas aeradas, devido às suas características de baixo custo de manutenção e grande eficiência na eliminação de patógenos, vem sendo muito utilizado no tratamento de resíduos sólidos urbanos. Segundo Stentiford *et al.* (1996a), os custos para a construção e operação das instalações dos sistemas de compostagem por Leiras Estáticas Aeradas são similares aos do processo Windrow,

² Composteira: espécie de baia onde são colocadas as carcaças de animais mortos a serem compostadas. Em geral, elas são de alvenaria ou madeira, tendo na frente um fechamento com tábuas removíveis para a colocação das carcaças e demais materiais de cocompostagem e retirada do material após compostado.

porém exige-se menor uso de mão-de-obra, por ser a aeração realizada mecanicamente.

Para se estimar o requerimento de ar a ser forçado através do material das leiras, pode-se basear na demanda bioquímica de oxigênio pelo material, porém, essa estimativa torna-se complexa devido à natureza heterogênea das misturas de resíduos agrícolas nas leiras de compostagem. Além disso, a quantidade de oxigênio fornecida não reflete a quantidade de oxigênio absorvida pelos microrganismos, por causa da difusão diferencial do oxigênio na água e no ar.

Acredita-se que a direção do escoamento do ar, se ascendente ou descendente, feito por insuflação ou sucção, é tão importante na aeração das leiras quanto à taxa de aeração do material em compostagem. Porém, existe muito pouco conhecimento disponível sobre a utilização de sistemas híbridos de aeração para a compostagem de carcaças de animais mortos, principalmente no que se refere a aspectos operacionais, por esta razão, trabalhos relacionados ao assunto tornam-se urgentes, dado à grande demanda tecnológica que criadores de aves requerem.

Com o objetivo de adequar o processo de Leiras Estáticas Aeradas para a compostagem de aves mortas, otimizando, assim, o processo do ponto de vista sanitário, ambiental e econômico, pretendeu-se, com a realização deste trabalho, definir algumas variáveis operacionais do sistema de insuflação/sucção para realização do processo.

Como objetivos específicos, podem ser citados:

- Estudar a influência do tempo de operação e a intermitência do sistema de insuflação/sucção na temperatura da massa em compostagem, conteúdo de água e relação C:N do material, durante o período de compostagem;
- Quantificar o volume e a frequência necessária na reposição de água no material para a realização da compostagem;
- Avaliar possíveis alterações na perda de carga e no escoamento de ar na massa de material em compostagem;
- Avaliar a qualidade sanitária e química do composto orgânico produzido com carcaças de aves mortas, operado sob diferentes tempos de operação e intermitência do sistema de insuflação/sucção.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. INTRODUÇÃO

O termo resíduo sólido orgânico não é muito preciso, sendo normalmente utilizado para definir todo e qualquer resíduo sólido orgânico biodegradável e com conteúdo de água inferior a 85-90 % (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

Dentre as tecnologias para o tratamento e disposição final de resíduos de animais, especialmente carcaças, citam-se técnicas como o enterrio em trincheiras ou aterro sanitários, a renderização (para a fabricação de farinha de osso), a queima, além dos processos de tratamento biológicos anaeróbios e aeróbios.

Dentre os processos biológicos de tratamento anaeróbio, podem ser citados aqueles que utilizam digestores anaeróbios. Digestores anaeróbios têm sido utilizados para o tratamento dos mais diferentes tipos de resíduos sólidos, tais como: culturas agrícolas, dejetos de animais, lodo de Estações de Tratamento de Esgoto, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, refugos e descartes de processo em agroindústrias, dentre outros (CHERNICHARO, 1997).

Dentre os processos biológicos de tratamento aeróbio estão incluídos os digestores ou reatores aeróbios, composteiras e a compostagem em leiras ou pilhas, que podem ser estáticas, com aeração mecanizada, ou reviradas, manualmente ou mecanizada.

2.2. PROCESSOS DE COMPOSTAGEM

2.2.1. Introdução

A compostagem é o processo por meio do qual se obtém a decomposição biológica controlada de resíduos orgânicos, transformando-os em material parcialmente humificado, sendo alternativa de baixo custo e ambientalmente adequada para estabilização de biossólidos (METCALF & EDDY, 2003). Os principais fatores de

controle do processo de compostagem é o conteúdo de água do composto, a aeração, a temperatura e a relação carbono-nitrogênio (C:N), que afetam a quantidade e a natureza dos microrganismos (KIEHL, 2001). Dentre todos esses fatores, Puyuelo *et al.* (2010) consideram a temperatura e o conteúdo de oxigênio como as principais variáveis a serem utilizadas para avaliar a atividade microbiana.

A compostagem de carcaças de animais é o processo pelo qual as carcaças são colocadas em camadas, entre materiais palhosos e, ou esterco, possibilitando-se sua decomposição natural e a redução de sua massa (EPA, 1999). A compostagem de carcaças pode ser realizada em uma variedade de configurações, a saber: leira, composteira (*Bin compost*) ou em reatores fechados.

Segundo MUKHTAR *et al.* (2004), independentemente da configuração adotada para a compostagem de carcaça de animais, a pilha representa uma mistura inconsistente constituída por uma massa de carcaça de animais, contendo grande quantidade de água, alto teor de nitrogênio e baixo teor de carbono, além de baixa porosidade. Esse material será circundado por um material de co-compostagem com adequada porosidade e contendo, ao contrário, alto teor de carbono e baixo teor de nitrogênio, além de moderada quantidade de água. Na Figura 1 está apresentada a situação descrita anteriormente, utilizando-se um exemplo de compostagem de aves.

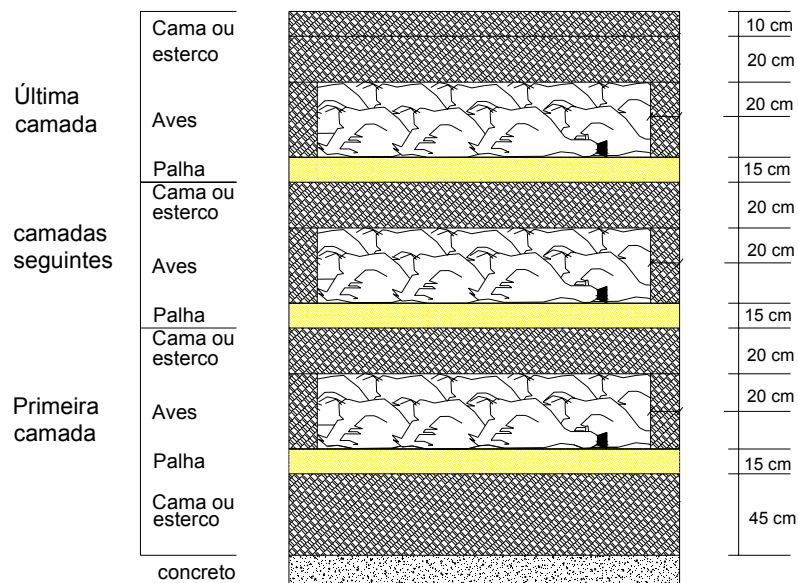


Figura 1. Esquema da compostagem de carcaças. Caso típico para carcaças de frango.

Fonte: Paiva (2008).

A compostagem com a presença de animais mortos se diferencia da compostagem de apenas resíduos orgânicos convencionais por apresentar mais de um estágio de degradação ativa. Os materiais que compõem a mistura e que são fontes de carbono e nitrogênio, inicialmente, não se encontram intimamente misturados. Além disso, o processo apresenta pequeno período de degradação *anaeróbia*. Segundo Keener et al. (2000)³ e Bagley (2002)⁴, citados por Mukhtar et al. (2004), o processo se desenvolve da seguinte maneira:

- No início do primeiro estágio, no entorno das carcaças, o processo de degradação é anaeróbio;
- Depois disso, os líquidos e gases formados, se movem em direção à zona aeróbia, formada pelo material de cocompostagem que está no entorno das carcaças;
- Os gases e líquidos são, então, capturados pelos microrganismos presentes nessa massa de material e convertidos a dióxido de carbono e água;
- O material do entorno das carcaças é fonte de carbono e de bactérias, além de funcionarem como filtro biológico (biofiltro) para o sistema.

Fatores importantes na conversão de carcaças em um produto final de alta qualidade estão relacionados a uma seleção adequada do sistema de compostagem e empregar técnicas apropriadas de manejo para o sistema selecionado (MUKHTAR et al., 2004).

2.2.2. Composteira (bin compost)

A compostagem no sistema de composteiras (*Bin Compost*) é considerada a forma mais simples quando se pretende fazer a degradação controlada de carcaças de animais. Para pequenos volumes de carcaças, este método apresenta vantagens como praticidade, baixos custos de investimento e manutenção. Entretanto, em se

³ KEENER, H.M.; ELWELL, D.L.; MONNIN, M.J. **Procedures and equations for sizing of structures and windrows for composting animal mortalities**. Applied Engineering in Agriculture. 16 (6), 2000. p. 68-692.

⁴ BAGLEY, C.B. **Alternatives for dead animal disposal**. Utah State University Wild West Veterinary Conference. Logan, Utah, 2002.

tratando de grandes quantidades de carcaças, a análise de outros métodos é recomendada (MUKHTAR *et al.*, 2004).

Na Figura 1 está apresentado um esquema típico da montagem de uma pilha de compostagem de carcaças em uma composteira. No caso apresentado, tem-se um exemplo de compostagem de aves, mas a sequência é a mesma para outros animais. Entretanto, para animais grandes, como cavalos e bois, é recomendada a colocação de apenas um animal na pilha, no caso de ser colocado inteiro, ou então que estes sejam triturados ou picados (MUKHTAR *et al.*, 2004).

Embora os custos de construção de alguns tipos de composteiras sejam superiores aos dos sistemas de leiras, as composteiras apresentam algumas vantagens. Segundo Rynk (1992)⁵, citado por Mukhtar *et al.* (2004), a estrutura da composteira permite maior empilhamento de materiais, melhor utilização do espaço do piso que as leiras, eliminação de problemas climáticos, a contenção de odores, e melhor controle de temperatura.

2.2.3. Compostagem em reatores

Na Figura 2, está apresentado um sistema de compostagem que consiste de um tubo de plástico com diâmetro variando 1,5 a 3,0 metros e até 60 metros de comprimento. Esses tubos são equipados com um sistema de distribuição de ar ligado a um ventilador. As matérias-primas são carregadas no tubo por meio um funil de alimentação, sendo que, para a compostagem de carcaças médias ou grandes inteiras eles são abertos na costura antes do carregamento e, em seguida selados para distribuição de ar forçado durante compostagem (MUKHTAR *et al.*, 2004).

⁵ RYNK, R. **On-farm composting handbook**. Ithaca, New York: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992.



Figura 2. Carcaças e partes de carcaças de aves sendo adicionadas à entrada de um tubo sintético aerado.

Fonte: Mukhtar *et al.* (2004).

Mukhtar *et al.* (2004), em sua revisão bibliográfica, relataram várias experiências de compostagem utilizando um sistema similar ao apresentado na Figura 2 e que estão descritos a seguir:

Farrell (2002)⁶ utilizou o sistema, conhecido como *Ag-Bag*, na compostagem de bio-sólidos com aparas de grama e lascas de madeira. Os materiais foram picados até atingirem um tamanho médio de 7,5 cm, antes da compostagem, e novamente picados até 3,8 cm, após compostagem. O período de compostagem ficou entre oito a dez semanas, com temperaturas atingindo 70 °C. Em 2002, a empresa *Ag-Bag Ambiental*, em cooperação com o Serviço de Inspeção de Saúde de Plantas e Animais (APHIS) – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) efetuaram compostagem de mais de 100.000 aves infectadas com vírus da gripe aviária em granjas na Virgínia Ocidental. Segundo seus relatos, o processo de compostagem foi completamente aeróbio e aceitável para os padrões do USDA-APHIS.

Cawthon (1998)⁷ utilizou ar forçado, em sistema tipo reator fechado para a compostagem de carcaças de aves. Uma mistura de feno e carcaças de aves com conteúdo de água variando entre 30 e 35 dag kg⁻¹ foi combinado com cama de frango como material de cocompostagem. As temperaturas no interior do tubo

⁶ FARRELL, M. Oregon composting project serves multiple purposes. **BioCycle**, 43 (1), 2002. p.37-41.

⁷ CAWTHON, D. Composting of poultry litter/mortality, using Ag-bag technology.1998. Online demo retrieved December 6, 2003. from <http://www7.tamu-commerce.edu/agscience/resdlc/ag-bag/poultry/ag-bag-p.htm>.

variaram de 70 a 82 °C, após 5 a 7 dias de compostagem. A alta temperatura de 82 °C foi atribuída à presença de material pulverulento, comum na cama de frango. Este mesmo sistema foi usado por Cawthon e Beran (1998)⁸ para a compostagem de esterco de curral. Nesse caso, as temperaturas no tubo, em diferentes locais variaram de 60 a 70 °C, após uma semana de compostagem. Em ambos os casos, alguns materiais e partes de carcaças em deterioração foram observados nos produtos finais.

Experimentos desenvolvidos por Haywood (2003)⁹, usando reator fechado aerado, confeccionado a partir de um tubo sintético, apresentaram dificuldades para a compostagem de carcaças de tamanhos médio e grande. Foram observados nos produtos finais porções de sólidos e líquidos, além de pedaços de carcaças podres remanescentes. Estes resultados foram atribuídos a condições anaeróbias no interior do tubo, decorrentes da distribuição desuniforme do ar, causada por uma mistura não-homogênea dos materiais antes do carregamento do tubo.

O sistema de tubos sintéticos aerados possui diversas vantagens, incluindo redução no tempo de compostagem e na área de pátio necessária, eliminação de odores e de produção de lixiviados, além de reduzido potencial de impactos negativos devido às intempéries (chuva, neve, dentre outros). No entanto, o sistema não é prático para compostagem de carcaças de maiores dimensões (por exemplo, suínos e bovinos), a menos que estas sejam cortadas ou moídas e misturadas com adequada quantidade de agentes estruturantes, visando-se fornecer mais de 30 % de porosidade à mistura (CAWTHON, 1998¹⁰). Embora este sistema de tubos sintéticos aerados tenha, atualmente, potencial para compostagem de carcaças pequenas ou picadas, maior número de pesquisas torna-se necessário para resolver questões como o problema da distribuição desuniforme de ar, da insuficiente porosidade, da compactação do material, e da exaustão de gases acumulados para evitar que ocorra decomposição anaeróbia e incompleta.

⁸ CAWTHON, D. & BERAN, L. Composting of dairy cattle solid waste using Ag-bag technology. 1998. Online demo retrieved December 6, 2003. from <http://www7.tamu-commerce.edu/agscience/resdlc/ag-bag/dairy/ag-bag-d.htm>.

⁹ HAYWOOD, F. **Composting mortalities**. Kansas City, Missouri: Midwest Regional Carcass Disposal Conference, 2003.

¹⁰ CAWTHON, D. Composting of poultry litter/mortality, using Ag-bag technology. 1998. Online demo retrieved December 6, 2003. from <http://www7.tamu-commerce.edu/agscience/resdlc/ag-bag/poultry/ag-bag-p.htm>.

2.2.4. Compostagem em leiras

A compostagem em leiras apresenta duas variações. A primeira conhecida como processo “*Windrow*”, o qual é conduzido por reviramentos periódicos com o objetivo de introduzir ar (oxigênio) e corrigir a quantidade de água na massa de compostagem. A segunda variação é conhecida como leiras estáticas aeradas, na qual o ar (oxigênio) é fornecido à massa de compostagem por meio de ventiladores operando com insuflação e, ou, sucção de ar.

Para a compostagem de resíduos orgânicos convencionais, sem a presença de carcaça ou restos mortais de animais, os materiais são previamente misturados, em proporções adequadas (obtendo-se relação C:N da mistura entre 30 e 40), sendo o conteúdo de água ajustado para níveis considerados ideais e, ao final da montagem, cobertos com uma camada de composto maturado. Depois disso, os materiais ou receberão oxigênio por meio da introdução de ar na massa de compostagem pelo uso de ventiladores ou por reviramento periódico.

Os chamados materiais de cocompostagem são aqueles que irão permitir a adequação da relação C:N e também proporcionar uma adequada porosidade na massa de compostagem assegurando, assim, condições aeróbias na maior parte do material.

Matos *et al.* (1998) utilizaram como material de cocompostagem resíduos agrícolas como bagaço de cana-de-açúcar (com adição ou não de gesso ou de superfosfato triplo), capim Napier picado e palha de café, e como fonte de nitrogênio resíduo de suinocultura. Nesse trabalho, os autores observaram que as leiras contendo palha de café apresentaram maturação mais rápida e que a substituição de parte da palha de café por capim napier e bagaço de cana-de-açúcar não alterou o processo de compostagem do material orgânico. Além disso, a adição do gesso proporcionou decomposição mais rápida do bagaço de cana-de-açúcar que o superfosfato triplo. Os autores consideram que o uso de águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio para a compostagem de resíduos agrícolas é altamente recomendável.

Ros *et al.* (2006), tratando dejetos de suínos por compostagem, avaliaram três situações distintas: a compostagem de fração sólida do dejetos de suíno sozinha, a combinação desta com aparas de madeira, como material de cocompostagem e

agente estruturante, e combinação do dejetos na forma de lama com aparas de madeira. Os autores concluíram que a natureza dos materiais de compostagem tem maior influência que o agente estruturante na temperatura do material durante a compostagem, desde que os níveis da oxigenação e umidade estejam adequados nas leiras.

Paiva (2008), trabalhando com o processo de leiras estáticas aeradas, avaliou a adição de diferentes materiais na compostagem de carcaças de frango. As seguintes combinações foram utilizadas: bagaço de cana de açúcar, cama de frango e carcaças de frango inteira, bagaço de cana de açúcar, cama de frango e carcaças trituradas de frango e palha de café, cama de frango e carcaças de frango trituradas. A última combinação foi a que apresentou melhores resultados, tal como grau de humificação e velocidade de maturação. Acredita-se que os fatores que contribuíram para isso tenham sido o aumento na área superficial do material da carcaça, proporcionado pela sua trituração, e a melhor degradabilidade da palha de café, quando comparada ao bagaço de cana de açúcar triturado. Nesse trabalho, o maior problema operacional encontrado foi a manutenção do conteúdo de água em níveis adequados na massa de material em compostagem.

Geralmente, o processo de compostagem do tipo *Windrow* é mais indicado para o tratamento de pequenas quantidades de resíduos orgânicos, por causa do uso intensivo de mão-de-obra, da demanda de área proporcionalmente maior e da baixa produtividade. Entretanto, têm sido desenvolvidos equipamentos de reviramento mecânico para aumentar a produtividade nesses processos. Chiumenti *et al.* (2007) avaliaram um equipamento para reviramento mecânico, na compostagem de resíduos sólidos de suinocultura. Segundo os autores, o reviramento mecanizado pode suprir a ausência de materiais de cocompostagem, quando estes não estão disponíveis na propriedade rural. Além disso, os autores relataram que o equipamento permitiu que se trabalhasse com o material com altos conteúdos de água, característicos dos resíduos de suinocultura. Apesar de alguns problemas encontrados durante o processo, tais como compactação da leira, presença de regiões anaeróbias, com liberação de metano, dentre outros, os autores consideraram a relação custo-benefício vantajosa para as granjas de suínos.

Vantagens e limitações

Segundo Graves *et al.* (2000), a compostagem de animais mortos, em composteiras ou leiras, apresenta como vantagens o fato de ser alternativa segura, do ponto de vista ambiental, e relativamente barata; além de ser de fácil implantação e requerer pouco investimento de tempo, trabalho e financeiro, quando comparada com as práticas mais comuns que são a queima e o enterrio de carcaças.

Como principais limitações do processo em composteiras, Ausvetplan (1996)¹¹ e Ellis (2001)¹², citados por Mukhtar *et al.* (2004), consideraram o fato de ser um processo lento, que demora muitos meses, além de requerer maior cuidado na condução, durante todo o processo de decomposição. A duração do processo de compostagem será tanto maior quanto maior forem os animais a serem compostados, entretanto, esse tempo pode ser reduzido se os grandes animais forem cortados em pedaços, aumentando, assim, a área superficial para a atividade microbiana (GRAVES *et al.*, 2000).

Segundo Pereira Neto (1987), os sistemas de compostagem, especialmente o processo por leiras estáticas aeradas, oferecem inúmeras vantagens, tais como:

- Rápida decomposição microbiana da matéria orgânica até que se possa atingir um estado "estável", com a mínima produção de odor;
- Produção de calor durante a decomposição, que favorece a eliminação de microrganismos patogênicos;
- Pequeno uso de energia externa, quando comparado com outros sistemas de tratamento;
- Emprego de equipamento simples e grande flexibilidade operacional.

Golueke (1980)¹³, citado por Pereira Neto (1987), afirmou que a compostagem em leiras estáticas aeradas é o processo de tratamento de resíduos que apresenta menor custo em relação a outros métodos de tratamento. O mesmo autor citou vários estudos que mostraram que a compostagem é o único processo que combina

¹¹ AUSVETPLAN. **Operational procedures manual disposal**. Edition 2.0, Disposal Plan, 8-130-131, 1996 Retrieved April 21, 2003. from <http://www.aahc.com.au/ausvetplan/disfnl2.pdf>.

¹² ELLIS, D. **Carcass disposal issues in recent disasters, accepted methods, and suggested plan to mitigate future events (applied research project for Master of Public Administration)**. San Marcos, Texas: Texas State University-San Marcos, 2001.

¹³ GOLUEKE, C.G. Composting combined refuse and sewage sludge. **Compost Sci. land utilize.**, USA, 1980. p. 197-225.

adequada eliminação de patógenos com alto grau de estabilização do material orgânico.

Considerando que o presente trabalho tem como objetivo o estudo da adequação de sistemas de leiras estáticas aeradas para a compostagem de aves mortas, será apresentada, a seguir, breve revisão sobre algumas variáveis desse processo.

2.2.5. Taxas de aeração na compostagem

A taxa de aeração é de fundamental importância para o processo de compostagem, uma vez que se trata de um processo aeróbio, ou seja, na presença de oxigênio. Além disso, o fornecimento de ar em sistemas de compostagem com aeração forçada proporciona o controle de temperaturas e o conteúdo de água na massa de compostagem e está diretamente associado ao bom desenvolvimento da biomassa e eficiência do processo. Segundo Diaz *et al.* (2002), dentre todos os fatores que influenciam a compostagem, a aeração é a variável mais importante. E a regulação do fluxo de ar é o principal meio para gerenciar e controlar a atividade biológica (HAUG, 1993).

Além de ser importante, talvez seja, juntamente com o crescimento microbiano, a mais complexa. Isto porque para resíduos com diferentes características como degradabilidade, conteúdo de matéria orgânica e conteúdo de água, diferentes taxas de aeração são recomendadas. Além disso, essas taxas variam com estágio de degradação do material, bem como com o sistema de controle.

Considerando a demanda bioquímica de oxigênio, ou seja, a quantidade de oxigênio necessária para decompor a matéria orgânica biodegradável pode variar de 1 a 2 kg de oxigênio por kg de matéria orgânica seca (BIDDLESTONE e GRAY, 1991; HAUG, 1993, PINTO, 2001). Entretanto, fatores como o conteúdo de água presente no substrato inicial é preponderante na determinação da demanda de ar. Haug (1993) apresentou algumas situações em que a demanda de ar varia de, aproximadamente, 12 kg (conteúdo de água de 55 dag kg⁻¹) a 39 kg de oxigênio por kg de matéria orgânica seca (conteúdo de água de 80 dag kg⁻¹).

Segundo Pinto (2001), seria necessário, aproximadamente, $1200 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ para cada tonelada de material orgânico seco para a compostagem de lodo de esgoto. Haug (1993) recomendou, em relação ao material seco, a aplicação de $125 \text{ a } 460 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ t}^{-1}$, de forma a se obter o adequado fornecimento de oxigênio e a remoção do excesso de calor no material. PEREIRA NETO (2007), para atender a demanda de oxigênio, recomendou de $43 \text{ a } 86 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ de material orgânico seco. Rasapoor *et al.* (2009) relataram taxas de aeração que variaram de, aproximadamente, $24 \text{ a } 70 \text{ m}^3$ de ar, por hora, para cada tonelada de sólidos voláteis no material orgânico, para resíduos agrícolas. Os autores, trabalhando com resíduos sólidos urbanos, avaliaram três taxas de aeração $24, 36 \text{ e } 54 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de ar por tonelada de resíduo. De acordo com os resultados obtidos e, para ter menor consumo de energia, os autores recomendaram que fossem utilizadas taxas diferentes ao longo do processo de compostagem, sendo de $36 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ t}^{-1}$, nos dois primeiros meses de compostagem e $24 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ até o final do processo. Guardia *et al.* (2008), avaliando a influência da taxa de aeração e o fracionamento de matéria orgânica biodegradável na cinética da compostagem, avaliaram taxas de aeração que variaram de, aproximadamente, $2 \text{ a } 20 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de ar por kg de SV, na compostagem de lodo de águas residuárias de indústria de alimentos e aparas de madeira. Os autores observaram que, sob taxas de aeração superiores a $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ de SV, o oxigênio não foi limitante à cinética de degradação, entretanto, quando utilizadas taxas menores que essa, ocorreu redução na cinética de degradação da matéria orgânica.

As taxas de aeração têm relação direta com as taxas de fluxo de ar na massa de compostagem. Themelis *et al.* (2002), trabalhando com balanço de massa e energia em uma célula de bioconversão aeróbia de 600 m^2 de área superficial e 3 m de espessura, obtiveram as taxas de fluxo de $0,006, 0,007 \text{ e } 0,011 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ associadas, respectivamente, as seguintes taxas de aeração e temperaturas do processo $56 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ($60 \text{ }^\circ\text{C}$), $68 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ($55 \text{ }^\circ\text{C}$) e $112 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ($50 \text{ }^\circ\text{C}$) por tonelada de matéria orgânica.

Conforme pode ser observado nos trabalhos citados, diferentes taxas de aeração têm sido utilizadas para diferentes tipos de resíduos. Para cada uma delas, condições ambientais específicas estão associadas, tais como: temperatura de referência, conteúdo de água, porosidade e permeabilidade da massa de compostagem.

Em sistemas de compostagem, adequada porosidade é necessária, mas não suficiente para o bom controle do processo, uma vez que é a permeabilidade que determina as taxas de aeração em diferentes gradientes de pressão e, assim, a transferência de gás e de troca de calor (RICHARD *et al.*, 2004). Os mesmos autores relataram que a permeabilidade tem impacto significativo sobre os custos de aeração em sistemas de compostagem, afetando tanto os custos de capital no dimensionamento de ventilador, bem como os requisitos de energia para operação.

A resistência ao movimento do ar, ou decréscimo de pressão, aumenta quando se aumentam as taxas de aeração ou a espessura da camada de material (RICHARD *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2008).

Na Figura 3 está apresentado um croqui esquemático da variação do fluxo ou velocidade do ar ao longo de uma massa aerada de grãos, devido a diferenças nas características do material como, espessura da camada e permeabilidade e, conseqüentemente, devido diferentes resistências ou pressões.

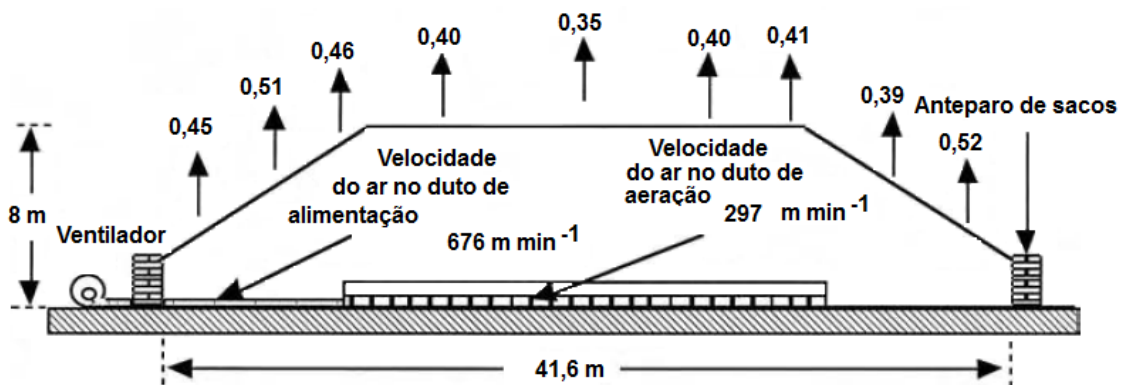


Figura 3. Fluxos de ar (m min^{-1}), medidos ao longo do cume de uma massa de trigo aerada, apresentando distribuição desigual devido às diferenças na espessura da camada e permeabilidade do material.

Fonte: Navarro & Noyes (2002).

O decréscimo na pressão ou perda de carga é fortemente afetado pela permeabilidade do material, sendo esta uma característica que varia de material para material e também ao longo do período de compostagem. Richard *et al.* (2004) relataram que, em material sólido, importantes mudanças na permeabilidade do material poderão ocorrer, como resultado do crescimento da biomassa, biodegradação das partículas orgânicas e mudanças no conteúdo de água e compactação do material. Segundo os autores, o crescimento da biomassa pode ter

um efeito particularmente forte em processos que envolvem fungos, cujas hifas foram mostradas preenchendo até 34 % da porosidade inicial do material.

Moreira *et al.* (2008), analisando a perda de carga em colunas de material orgânico com diferentes estádios de degradação bioquímica, concluíram que a perda de carga na leira de compostagem aumentou com a degradação do material, sendo maior nas camadas inferiores da leira.

Considerando que o custo de investimento e operação de um sistema de compostagem é função da taxa de aeração e da perda de carga que ocorre durante o processo de compostagem, é de fundamental importância um estudo visando entender como se interrelacionam essas variáveis, para que se possa fazer um projeto técnica e economicamente viável.

2.2.6. Perda de pressão do ar ao passar em um meio poroso

O dimensionamento de um ventilador é função de características como a perda de pressão estática total a ser vencida e a vazão de ar a ser fornecida. Esta última é determinada em função da taxa de aeração demandada para a compostagem de determinado material. A perda de pressão, por sua vez, é função de características do material a ser aerado, tal como sua permeabilidade, a espessura de camada por onde o ar irá fluir, dentre outras.

Haug (1993) relatou que o escoamento de ar através de um material em compostagem pode ser descrito como o escoamento de um fluido em um meio poroso. Para esses casos, a lei de Darcy é comumente usada e descrita pela Equação 1:

$$\Delta P = K (v) L \quad (1)$$

em que,

ΔP = decréscimo na pressão, $M T^{-2} L^{-2}$;

K = coeficiente relacionado à permeabilidade de um meio poroso, $M T^{-1} L^{-4}$;

v = velocidade do fluido, $L T^{-1}$;

L = comprimento do caminho a ser percorrido pelo fluido, L.

A permeabilidade é uma grandeza influenciada pelo tamanho, forma e distribuição espacial dos poros e das partículas.

Com base na equação de Darcy, pode-se verificar que a perda de pressão de um fluido ao escoar por uma camada de um meio poroso é função da velocidade do fluido, da espessura da camada e da permeabilidade do meio. Tal comportamento foi observado por Brooker *et al.* (1974) e Lasseran (1981) quando o ar foi forçado a escoar pelos interstícios de uma camada de produtos agrícolas. Segundo os autores, a perda de pressão ocorreu devido à perda de energia devida à fricção e à turbulência do ar.

A lei de Darcy pode ser aplicada a condições de escoamento laminar. Entretanto, para contemplar as variações nas condições do escoamento dentro da massa de compostagem e para ficar adequada em virtude de variações nas características do material ao longo do processo, têm sido propostas algumas modificações na Equação de Darcy. Haug (1993) relatou algumas dessas modificações, as quais estão apresentadas nas Equações 2 e 3:

$$\Delta P = K (v^n) L \quad (2)$$

em que,

n = é o expoente da velocidade, usualmente variando entre 1 e 2.

O coeficiente n foi introduzido para que se pudesse levar em consideração as mudanças no regime de escoamento dentro da massa de compostagem. Outra modificação que foi relatada pelo autor teve por objetivo considerar o efeito da compactação da massa em compostagem e, conseqüentemente, a redução da espessura do material da leira. Nesse sentido, foi introduzido na Equação 2 um coeficiente j , transformando-a na Equação 3:

$$\Delta P = K (v^n) (L^j) \quad (3)$$

Haug (1993) também recomendou que, para compostagem com diferentes tipos de materiais, dispostos de forma estratificada, fosse calculada a perda de carga em cada material separadamente e depois se efetuasse o somatório dessas. Na Equação 4 está apresentada uma situação particularizada da compostagem de material, considerando sua heterogeneidade. Assim a coluna de material pode ser dividida em três zonas (Z) com materiais distintos, a saber: na base, sobre o duto de aeração (Z_1); no meio, onde se encontra a massa de material a ser compostado (Z_2) e no topo, onde foi colocado composto maturado como cobertura (Z_3), o que tem sido comum para minimizar emissão de maus odores e atração de moscas e vetores de doenças. Assim, a perda de carga total no material é obtida pelo somatório das perdas de carga obtidas em cada uma das zonas, como está descrito na Equação 4.

$$\Delta P_C = \Delta P_1 + \Delta P_2 + \Delta P_3 \quad (4)$$

Segundo Navarro & Noyes (2002), a equação que governa o fluxo Darciniano de ar através de um meio poroso, como, por exemplo, uma massa de grãos ou um material em compostagem, também é aplicada a campos eletrostáticos, condução de calor em estado estacionário, e uma série de problemas de escoamento de fluidos, tal como apresentado na Equação 5:

$$\nabla p = - \frac{\mu}{K} v \quad (5)$$

em que,

K = é a permeabilidade do leito, m^2 ;

∇p = é o gradiente de pressão nas direções x, y e z, $Pa\ m^{-1}$;

μ = é a viscosidade cinética do fluido (ar, no caso de aeração), $Pa\ s$;

v = é a velocidade do ar nas direções x, y e z, $m\ s^{-1}$.

Segundo Navarro & Noyes (2002), o sinal negativo surge porque a pressão diminui na direção do fluxo e é por si só negativo, mas a velocidade deve ser positiva nessa direção. Do ponto de vista prático, segundo os autores, esta equação

implica que, se a pressão no *plenum* de um silo contendo grãos, aerados de maneira uniforme, fosse o dobro, a velocidade do ar nos interstícios também seria duplicada. Entretanto, na prática, uma aeração uniforme é extremamente difícil de acontecer, uma vez que certas características do material variam nas diferentes direções por onde o ar escoar, promovendo, assim, diferentes velocidades em diferentes regiões da massa.

Segundo Richard *et al.* (2004), nos locais em que o escoamento não é totalmente laminar, o decréscimo na pressão é, geralmente, expressa pela relação de Dupuit-Forcheimer (Equação 6), estando o escoamento do ar na direção x:

$$-\frac{dP}{dx} = \frac{\mu}{\kappa} v + \frac{\rho_a}{\eta} v^2 \quad (6)$$

Nesta equação geral de segunda ordem, foi incluído um termo de primeira ordem de força viscosa que incorpora a permeabilidade de Darcy, enquanto que o termo de segunda ordem incorpora uma força de arrasto, que é função da massa específica do ar (ρ_a) e de η , conhecido como passabilidade ou permeabilidade não-darciniana. Esse termo também é denominado termo inercial (NAVARRO & NOYES, 2002).

Considerando a aeração de grãos, Brooker (1969)¹⁴, citado por Navarro & Noyes (2002), observou que a velocidade do ar era, geralmente, suficientemente baixa para que o decréscimo na pressão pudesse ser calculado utilizando-se apenas o primeiro termo, ou seja, a equação de Darcy. Segundo os autores, as velocidades relativamente altas tendem a ocorrer somente nos arredores de dutos de aeração. Portanto, a distribuição da pressão parece ser apenas levemente afetada pelos termos não-lineares na equação que relacionam a velocidade do ar e pressão.

Richard *et al.* (2004) observaram que a equação de Darcy ajustou-se bem à maioria dos dados por eles obtidos, sendo que o termo de segunda ordem passou a ter maior influência somente para velocidade próximas a $0,05 \text{ m s}^{-1}$. Brooker

¹⁴ Brooker, D.B. Computing air pressures and velocity distribution when air flows through a porous medium and non-linear velocity pressure relationships exist, **Transactions of the ASAE**, 12, 1969. p. 118–120.

(1969)¹⁵, citado por Navarro & Noyes (2002), observou que, na aeração de grãos, para valores de velocidades inferiores a 0,1 m s⁻¹, o primeiro termo descreveu, de forma precisa, a relação entre a perda de pressão e o fluxo de ar, porém, para maiores velocidades, o termo de segunda ordem passou a ter influência significativa.

Outras equações foram propostas para a estimativa da perda de pressão em camada de produtos agrícolas, tal como apresentado na Equação 7, denominada potencial de Shedd, e na Equação 8, denominada logarítmica de Hukill & Ives. A primeira equação foi testada e validada para vários produtos agrícolas, com diferentes conteúdos de água e fluxos de ar variando de 0,05 a 0,3 m³ s⁻¹ m⁻².

$$\Delta P = A1 \times Q_a^{B1} \quad (7)$$

$$\Delta P = \frac{A2 \times Q_a^2}{\ln(1 + B2 \times Q_a)} \quad (8)$$

em que,

Q_a - vazão específica de ar (L³ T⁻¹ L⁻²);

ΔP - gradiente de pressão estática (perda de pressão por metro de altura de coluna de material) (M T⁻² L⁻²); e

$A1$, $A2$, $B1$ e $B2$ - parâmetros obtidos no ajuste dos modelos aos dados experimentais.

O modelo potencial e o logarítmico têm sido utilizados para estimativa de perda na pressão, como função da vazão específica, de diversos materiais agrícolas, sendo o modelo de Hukill & Ives o recomendado pela Sociedade Americana de Engenharia Agrícola e Biológica (ASABE).

No presente trabalho, as velocidades superficiais medidas nas leiras de compostagem ficaram até 1,5 vezes a máxima recomendada como limite por Brooker (1969) e, cerca de 3 vezes a recomendada por Richard *et al.* (2004). Enquanto que aquelas medidas no protótipo (Figura 10) ficaram inferiores ou em torno da máxima recomendada pelo primeiro autor.

A variação na perda de pressão em função da espessura do material é considerada linear (NAVARRO & NOYES, 2002; MOREIRA *et al.*, 2008). Segundo

¹⁵ Brooker, D.B. Computing air pressures and velocity distribution when air flows through a porous medium and non-linear velocity pressure relationships exist, **Transactions of the ASAE**, 12, 1969. p. 118–120.

Matos *et al.* (no prelo) a Equação 9 pode ser utilizada para o cálculo da pressão estática a ser fornecida pelo ventilador:

$$P = \Delta P \times H \quad (9)$$

em que,

P = perda de pressão devido à resistência do material ($M T^{-2} L^{-1}$);

H = altura de material (L).

Embora, Moreira *et al.* (2008) consideraram que a perda de pressão estática no ar ao passar pelo material em compostagem em função da espessura de material fossem linear, em seu trabalho, foram obtidas curvas de ajuste logarítmicas. Acredita-se que para baixos fluxos de ar a relação seja linear, mas à medida que o fluxo de ar aumenta essa relação passa a ser logarítmica.

Neste trabalho foram ajustadas curvas de perda na pressão estática do ar, quando forçado em camadas de material orgânico, com diferentes espessuras e estádios de degradação bioquímica, para possibilitar o cálculo da demanda de potência do sistema de ventilação.

2.2.7. Condições ambientais que influenciam a compostagem

Além da concentração de oxigênio, tratada no item anterior, sob a denominação de taxa de aeração, outras importantes variáveis ambientais devem ser mencionadas, tais como o conteúdo de água mínimo para que se desenvolva, de forma satisfatória, a massa microbiana, o conteúdo de material orgânico biodegradável e a concentração de nutrientes.

2.2.7.1. A influência do conteúdo de água na compostagem do material

O conteúdo de água é uma variável extremamente importante em qualquer processo biológico, uma vez que a degradação da material orgânico, bem como assimilação de nutrientes ocorre em meio aquoso. Entretanto, na compostagem, esse conteúdo de água apresenta uma faixa na qual o processo se desenvolve de forma mais eficiente e em condições aeróbias.

O controle do conteúdo de água na massa de compostagem possui diversas implicações, tais como:

- Biológica: na manutenção de condições adequadas ao crescimento microbiano;
- Física: na manutenção da porosidade e permeabilidade do material, que permite a difusão do oxigênio; e
- Econômica: uma vez que, quanto maior o conteúdo de água, maior será a demanda de ar, a perda de carga e também a potência demandada pelo ventilador. Assim, maiores serão os custos de investimento e operação.

Com o objetivo de atender a esses fatores de forma equânime, muito tem se discutido sobre os limites, inferior, abaixo do qual se tem uma inibição da degradação microbiana e superior, acima da qual se tem condições de anaerobiose.

Vários pesquisadores, trabalhando com vários tipos de materiais, encontraram que a faixa ideal de conteúdo de água está entre 50 e 60 dag kg⁻¹ (AZEVEDO, 1993, FIALHO *et al.*, 2005). Segundo Golueke (1977), o valor mínimo de conteúdo de água para a atividade microbiológica é de 12 a 15 dag kg⁻¹. O mesmo autor apresenta na Tabela 1 uma série de valores de conteúdos de água máximos recomendados para a compostagem de diferentes tipos de resíduos orgânicos convencionais.

O conteúdo ideal de água para a compostagem varia de acordo com o modo de aeração (se manual ou mecânico) e características físicas do material (capacidade de absorção de água, porosidade, etc.). Conteúdos de água superiores a 65 dag kg⁻¹ fazem com que a água ocupe os espaços vazios, impedindo a livre passagem do oxigênio na massa de compostagem, proporcionando regiões de anaerobiose. Por outro lado, conteúdos inferiores a 35 dag kg⁻¹ proporcionam diminuição na atividade microbiana, retardando o processo de estabilização (PEREIRA NETO, 2004).

Tabela 1. Conteúdo máximo de água recomendado para a compostagem de diferentes resíduos.

Tipo de resíduo ^a	Conteúdo de água (dag kg ⁻¹)
Teórico	100
Palha	75 – 85
Madeira (serragem, pequenas lascas)	75 – 90
Resíduos úmidos (vegetais, resíduos de grama, lixo etc.)	50 – 55
Lixo municipal	55 – 65
Esterco	55 – 65

Fonte: Golueke (1977).

^a - O principal componente do resíduo.

Segundo Henry (2003), o conteúdo de água é fator crítico na compostagem de carcaça de animais, pois depende do tipo e tamanho das carcaças a serem compostadas. Na compostagem de carcaças de animais, Graves *et al.* (2000) e Henry (2003) consideraram a faixa de conteúdo ideal de água mais ampla, situando-se entre 40 a 60 dag kg⁻¹. Valores abaixo de 30 dag kg⁻¹ inibem a atividade microbiana e acima de 65 dag kg⁻¹ favorecem condições anaeróbias e lixiviação de nutrientes, retardando a decomposição (FIALHO *et al.*, 2005). Para a compostagem de aves, pelo método da composteira, Pedroso-de-Paiva (2004) sugeriu que o conteúdo de água seja mantido entre 45 e 55 dag kg⁻¹.

Liang *et al.* (2003), avaliando a influência do conteúdo de água e das temperaturas na atividade microbiana na compostagem de biossólidos, chegaram as seguintes conclusões:

- O conteúdo de água tem maior influência na atividade dos microrganismos que a temperatura;
- Na faixa de 30 a 60 dag kg⁻¹, quanto maior conteúdo de água maior a atividade microbiana;
- Conteúdo de água de 50 dag kg⁻¹ deve ser considerado mínimo para haver rápido aumento na atividade microbiana, enquanto na faixa de 60-70 dag kg⁻¹ foi obtida atividade máxima.

A manutenção da umidade dentro dos níveis desejados, em todas as regiões de uma leira de compostagem é tarefa muito difícil, uma vez que, devido às características heterogêneas do material, a difusão do ar ocorre de forma diferente nas diferentes regiões da massa e, conseqüentemente, proporciona uma secagem diferenciada no material. Além disso, o processo de convecção natural, provocado

pelas diferentes densidades e temperaturas do ar dentro da massa de compostagem, promove o fenômeno conhecido como migração da umidade aumentando o conteúdo de água nas camadas superficiais da leira.

O modo de operação somente com insuflação de ar provê um efeito significativo de secagem do ar na base do material, devido a um único sentido de escoamento (PAIVA, 2008; WANG *et al.*, 2011). Entretanto, esse efeito pode ser atenuado, alterando o sentido do escoamento do ar em intervalos regulares e , com isso, podendo-se reduzir a frequência de aeração na fase final de compostagem para manter o nível de umidade no material (WANG *et al.*, 2011).

A aeração do material por sucção apresenta algumas desvantagens, tais como a dificuldade de se manter a temperatura da massa de material na faixa ideal (entre 55 e 60 °C) e o não aproveitamento da energia dissipada pelo ventilador, para secagem do material, quando ela seria benéfica. A aeração por insuflação não apresenta os mesmos problemas, desde que a leira seja mantida coberta com uma camada isolante de 0,10 a 0,15 m, o que garante a manutenção de temperaturas na faixa recomendada no interior das leiras. Entretanto, por ser muito mais eficiente na retirada de água e energia calorífica do meio, pode apresentar sérios problemas operacionais, tais como ressecamento da massa de material em compostagem e resfriamento dos mesmos na leira (STENTIFORD *et al.*, 1996b; FERNANDES & SARTAJ, 1997).

Com o objetivo de buscar uma maneira eficiente de se manter a umidade no material em compostagem, além de promover sua melhor distribuição na massa, no presente trabalho analisou-se, como a inversão periódica do sentido de escoamento do ar, ora insuflando ora succionando, pode contribuir nesse sentido.

2.2.7.2. Conteúdo de material orgânico e suas cinéticas de degradação e estabilização

Na prática da compostagem, o conteúdo de material orgânico tem sido determinado de forma indireta pela quantificação dos sólidos voláteis (SV) presentes em amostras do material. Essa quantificação é resultado da queima de uma amostra, previamente seca (ST) em estufa, e levada à mufla a 550 °C, por 2 horas.

Na Tabela 2 está apresentado a degradabilidade de alguns tipos de materiais, comumente utilizados em compostagem, baseado na sua concentração de SV.

Tabela 2. Degradabilidade de diferentes materiais orgânicos:

Material	Degradabilidade (% SV)
Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos ^a	43 a 54
Restos de jardim ^a	66
Esterco de galinha ^a	68
Esterco de boi ^a	28
Lixo doméstico ^a	66
Cama de frango ^b	57
Carcaça de frango ^b	90
Palha de café ^b	76
Bagaço de cana-de-açúcar ^b	94

Fonte: Haug (1993) ^a, Paiva (2008) ^b.

A determinação da biodegradabilidade a partir dos SV não é precisa, já que nem tudo que volatiliza a 550 °C é degradável por microrganismos. Na Tabela 2 pode ser observado que materiais como o bagaço de cana-de-açúcar se apresentam com degradabilidade maior que os esterco de animais. Haug (1993) discute essa questão comparando a degradabilidade esterco de galinha, com 72,7 % de SV, e palha de trigo, com 55,4 % de SV. Para o primeiro material teve uma redução de 90 % de SV em apenas 16 dias, enquanto o segundo levou 70 dias. Embora, nesse caso, o substrato que se degradou primeiro foi o que possuía maior concentração de SV, acredita-se que pode haver casos em que apesar de se ter uma elevada concentração de SV, a fração biodegradável, dentro dos períodos considerados adequados para compostagem, seja pequena. Nesse sentido, Haug (1993) apresentou estudo no qual sugeriu que a degradabilidade máxima alcançada por substratos que contém lignina é de 83 %. Segundo o autor isto ocorre porque a degradação de substratos orgânicos acontece juntamente com a produção de subprodutos bacterianos que não são prontamente degradáveis e, além disso, esses subprodutos inibem a degradação máxima que poderia chegar a valores superiores a 80 e 90 %.

O conhecimento da parcela biodegradável dentro dos SV é de fundamental importância para o projeto eficiente do sistema de compostagem. Isto porque esta

parcela é que será responsável pela demanda bioquímica de oxigênio, pela geração de calor no processo e, conseqüentemente, pela cinética de crescimento microbiano e de degradação do material.

Haug (1993) divide os SV em duas parcelas, uma de sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e outra de sólidos voláteis não biodegradáveis (SVNB). O procedimento proposto pelo autor para o cálculo da demanda de ar e, conseqüentemente, da taxa de aeração na massa a ser compostada está baseada na concentração de sólidos voláteis biodegradáveis. Da forma como foi exposto, o conhecimento do percentual de SVB é importante, uma vez que influencia, de forma direta, na taxa de aeração e, conseqüentemente, nos custos de investimento e operação do sistema.

Guardia *et al.* (2008), estudando a influência da taxa de aeração e do fracionamento da parcela biodegradável na cinética da compostagem, verificaram que a divisão da parcela biodegradável em facilmente degradável e em lentamente biodegradável, possibilitou explicar a influência da taxa de aeração na cinética de estabilização do material orgânico. Os autores trabalharam com taxas de aeração que variaram de 0,05 a 0,48 m³ d⁻¹ de ar por kg de SV e verificaram que não houve aumento na taxa de estabilização quando as taxas foram elevadas de 0,25 para 0,48 m³ d⁻¹ kg SV⁻¹ e, que por outro lado as taxas de estabilização diminuíram para valores de taxas inferiores a 0,25 m³ d⁻¹ kg⁻¹ de SV.

Além dos SV, outras variáveis podem ser utilizadas para monitorar a evolução do processo de degradação na compostagem, bem como o processo de estabilização do material. Dentre essas, citam-se a capacidade de troca catiônica (CTC) e a relação CTC/ C_{OT}, sendo C_{OT} o carbono orgânico total, ambos se correlacionam ao grau de estabilização e humificação do material orgânico.

A CTC é responsável pela retenção de cátions disponibilizados no meio, favorecendo a nutrição mineral das plantas (MATOS 2006a). Em resíduos orgânicos, origina-se e tem seu valor aumentado com a decomposição do material e, por essa razão, tem sido considerada excelente e confiável variável a ser utilizada para monitoramento e comprovação de maturação desses resíduos. O aumento no valor da CTC de resíduos orgânicos é decorrente da formação de substâncias húmicas, resultante da decomposição do material. Tais substâncias são colóides eletronegativos de elevada superfície específica, sendo essas características

responsáveis pela grande capacidade de adsorção de cátions (nutrientes) que o material humificado apresenta em seus sítios de troca. Segundo Pereira Neto (2007), a CTC de um adubo orgânico pode variar de 100 a 300 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$. Para a matéria orgânica humificada, a sua CTC pode ser aumentada pela elevação do pH, podendo atingir valores entre 200 a 400 $\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$, tal característica é denominada como cargas dependente de pH (MATOS, 2006b).

Valores da relação CTC/ C_{OT} acima de 1,7 são indicativos de bom índice de humificação do material orgânico (HARADA & INOKO, 1980). Segundo esses autores, a relação CTC/ C_{OT} é mais confiável que a relação C:N, uma vez que, a última, pode ser afetada, por exemplo, pela maior presença de N amoniacal, tal como ocorre, por exemplo, no caso de esterco de galinha ou de lodos ativados. Além disso, essa relação pode ser adulterada pela adição de uréia ao composto cru (KIEHL, 1998¹⁶, citado por MATOS 2006b).

2.2.8. Características químicas

Dentre as características químicas mais importantes do material a ser compostado, bem como desse mesmo material em compostagem, estão a concentração de nutrientes, especialmente carbono e nitrogênio, e a atividade de íons H^+ , monitorada por meio do pH.

Os nutrientes, cujas concentrações são utilizadas como variáveis de balanceamento necessário antes de se iniciar a compostagem, são o carbono e o nitrogênio e as proporções relativas de um em relação ao outro é definida pela relação C:N. Em geral, para resíduos orgânicos convencionais, a faixa recomendada para essa relação situa-se entre 25 a 40:1, ficando a mais usual em torno de 30:1. Para resíduos que envolvem carcaças de animais ou resíduos de abatedouros essa relação situa-se na faixa de 10 a 20:1. Certamente, essas diferenças se devam ao fato de que os últimos resíduos apresentam grandes concentrações de nitrogênio e, portanto naturalmente baixa relação C:N. Adicionado a isso, tem o fato de que, para balancear essa relação de modo a se obter uma mistura com relação C:N em torno

¹⁶ KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E.J. Kiehl, 1998. 171p.

de 30:1, seria necessária grande quantidade de material de cocompostagem, com elevada relação C:N, que pode não estar disponível no local. Sendo assim, sua aquisição poderia inviabilizar economicamente o processo.

A relação C:N possui duas variantes, uma utilizando o carbono orgânico total (C_{OT}), determinado pelo método da combustão e outra utilizando o carbono facilmente oxidável ou compostável (C_{FO}), determinado pelo método do dicromato.

Na Tabela 3 estão apresentados alguns valores de relação C:N, obtidos para as duas variantes mencionadas acima, referentes alguns tipos de materiais utilizados na compostagem.

Tabela 3. Relação C:N de alguns materiais orgânicos, baseada no carbono biodegradável (C_{FO}) e no carbono orgânico total (C_{OT}).

Material orgânico	Relação C:N	
	C_{FO} :N	C_{OT} :N
Resíduos de alimentos ^a	12,4:1	15,6:1
Papeis misturados ^a	143,1:1	227,1:1
Carcaças de frango ^b	5,6:1	8:1
Cama de frango ^b	9,1:1	18:1
Palha de café ^b	20,6:1	39:1
Bagaço de cana-de-açúcar ^b	117:1	167:1

Fonte: Haug (1993)^a; Paiva (2008)^b.

Quanto ao pH, Haug (1993) relatou que a maioria das bactérias não sobrevivem em uma solução com pH igual a 3. O mesmo autor relatou que, em níveis de pH superiores a 10,5, as bactérias começam a sucumbir, apresentando mortandade significativa quando o pH supera 11,5.

Para a maioria das bactérias, a faixa ótima de pH está entre 6 e 7,5 e para os fungos entre 5,5 e 8,0. Ao final do processo de compostagem, o pH tende a ficar na faixa alcalina de 7,5 a 9,0 (PEREIRA NETO, 2004).

Segundo Graves *et al.* (2000), a faixa ideal para a atividade microbiana é de 6,5 a 8,0, sendo essa a faixa também sugerida por Langston *et al.* (2002)¹⁷, citados por Mukhtar *et al.* (2004), para a compostagem de carcaça de suínos. Porém,

¹⁷ LANGSTON, J.; CARMAN, D.; VAN DEVENDER, K.; BOLES, J.C., Jr. Disposal of swine carcasses in Arkansas (MP397-5M-9-97N). Little Rock, Arkansas: Cooperative Extension Service, University of Arkansas, 2002. Retrieved April 11, 2003, from http://www.uaex.edu/Other_Areas/publications/H TML/MP397/composting_swine_carcasses.asp#Recipe.

segundo Graves *et al.* (2000), abaixo de 5,0 e acima de 9,0, a compostagem se processa de forma muito lenta. Com relação ao pH do composto produzido, os autores relataram que ele ficaria em torno de 7,5 e 8,0, independente do pH inicial dos materiais empilhados.

Além de o pH ser um fator seletivo para os microrganismos, ele também o é para as diferentes formas de nitrogênio. Para valores alcalinos, superiores a 7, passa ocorrer a transformação do nitrogênio presente na massa de compostagem da forma de íon amônio (NH_4^+) para gás amônia (NH_3), provocando a perda desse importante nutriente por volatilização. Além disso, retarda o processo de compostagem. Graves *et al.* (2000) ressaltaram que maior cuidado deve ser tomado com relação ao pH na compostagem de resíduos ricos em nitrogênio, afinal pH básico ($\text{pH} > 8,5$) promove a conversão dos compostos de nitrogênio em amônia.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS

3.1.1. Montagem do experimento

As leiras estáticas aeradas (LEA's) para a compostagem de carcaça de aves mortas foram montadas na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola – UFV, dentro de um galpão coberto e com laterais fechadas, com aproximadamente 150 m² de área, para realização da fase ativa de compostagem.

Foram montadas três leiras em forma de trapézio, cujas dimensões foram, aproximadamente, 2,5 m de base maior, 1 m de base menor, 1,20 m de altura, com 3 camadas de carcaças de frangos mortos, e comprimento de 3,5 m, conforme recomendações propostas por Azevedo (1993) e Matos (2006a).

Cada uma das leiras estáticas aeradas foi equipada com um ventilador centrífugo com motor elétrico de 551 W, um temporizador (*timer*) digital (resolução de 1 minuto), um termostato digital (resolução de 0,1 °C) e os dutos de distribuição de ar. Além disso, cada leira possuía três sondas, tipo termopar, localizadas no seu centro, base e topo.

A inversão do modo de operação de sucção para insuflação e vice versa foi feita por meio de mangote flexível que, periodicamente, era trocado de posição de modo a mudar o sentido de escoamento do ar.

As leiras foram montadas, com algumas adaptações, a partir de orientações apresentadas por Pedroso-de-Paiva (2004). A proporção entre a cama de frango e palha de café seguiu as recomendações de Paiva (2008).

A sequência de montagem das leiras, esquematizada na Figura 4, foi conduzida da seguinte forma:

- 1 – colocou-se 0,45 m da mistura de cama-de-frango e palha de café no fundo da leira, para que cobrisse completamente os dutos de aeração, sendo que este material não foi umedecido;

- 2 – sobre a camada anterior, foi adicionada uma camada de carcaças. Procurou-se colocar as aves uma ao lado da outra, sem que houvesse sobreposição, além de deixar um espaço de, aproximadamente, 0,20 m entre as carcaças e a parte externa da leira;
- 3 – cobriram-se as carcaças com a mistura de cama de frango e palha de café. Procurou-se deixar uma camada de pelo menos 0,15 m dessa mistura sobre as carcaças;
- 4 – adicionou-se água para umedecer a superfície, sendo que a quantidade equivalente a 20 % da massa das carcaças;
- 5 – repetiu-se essa sequência até que se obtivessem três camadas de aves. Após ser colocada a última camada de aves nas leiras cobriu-se a pilha com uma camada de 0,15 m da mistura de cama de frango e palha de café.

Esta última camada da leira funcionou como biofiltro para impedir ou dificultar a liberação de gás do processo de decomposição das carcaças, evitando ou reduzindo, assim, a geração de maus odores e a proliferação de moscas.

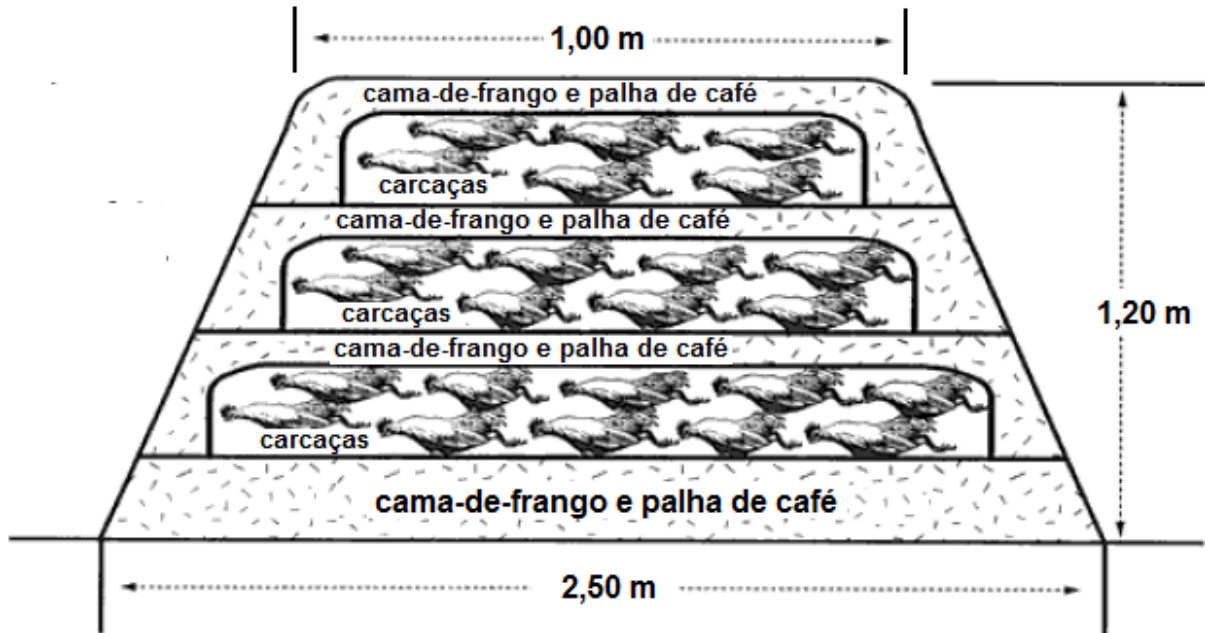


Figura 4. Croqui esquemático de montagem das leiras de compostagem.

As leiras montadas conforme descrito acima ficaram cerca de 30 dias sem intervenção para que ocorresse a degradação das carcaças de frango. Depois disso, as leiras, que antes estavam estratificadas, foram reviradas para a aeração e

umedecimento do material, de forma a se ter uma massa o mais homogênea possível, objetivando melhorar a eficiência do processo de compostagem. Uma vez homogeneizadas, as leiras foram submetidas à aeração forçada, utilizando-se ventiladores, durante todo o período do experimento.

Na entrada dos ventiladores foram adaptados diafragmas de modo a permitir o ajuste da taxa de aeração em, aproximadamente, $86 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de ar por tonelada de matéria orgânica seca, conforme proposto por Pereira Neto (2007), operando conforme programado no *timer*. De acordo com a taxa de aeração adotada foi determinada a vazão e, portanto, o fluxo de ar. O fluxo de ar médio foi determinado dividindo a vazão da saída do ventilador pela área superficial para cada leira em torno de $9,6 \text{ m}^2$, o que levou a uma velocidade superficial ou fluxo de ar em torno de $0,015 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

O equipamento de controle de aeração foi constituído de um temporizador e um sistema em *feedback* (para a temperatura). A operação dos ventiladores ocorreu da seguinte forma: nas primeiras 24 horas após montagem das leiras a aeração de cada leira ocorreu de forma intermitente, comandada pelo temporizador. Nesse caso, os ventiladores foram acionados por três minutos e, posteriormente, permaneciam 30 minutos desligados. Depois das primeiras 24 horas, a aeração passou a ser controlada por meio de uma sonda-controle, posicionada no centro da leira, ligada a um termostato digital. Com este aparelho comandou-se o funcionamento do ventilador, por meio do estabelecimento de uma temperatura de controle, no caso do funcionamento em *feedback*. A faixa de trabalho do termostato foi de 55 a 65 °C, sendo que em 65 °C o ventilador ligava e em 55 °C ele desligava.

Os tratamentos foram constituídos pela diferenciação na forma de operar o sistema de aeração das leiras, sendo estabelecidas as seguintes condições operacionais:

LEA A: aeração da massa ocorrendo sempre que a sua temperatura alcançasse 65 °C. Neste caso, o ventilador permanecia ligado até que a temperatura da massa fosse reduzida a 55 °C, permanecendo desligado até que a temperatura da massa alcançasse novamente 65 °C. Esta forma de operação do sistema de aeração ocorreu por um período de, aproximadamente, 3 dias ou duas vezes por semana, quando, então, o sentido do escoamento do ar foi invertido, passando o ventilador a operar como exaustor (sucção). Em igual período de 3 dias de operação

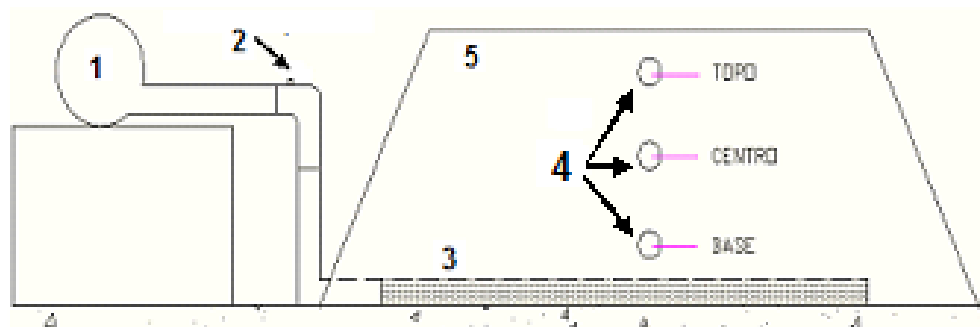
como sucção, o controle operacional do sistema foi conduzido de forma idêntica à do período de insuflação.

LEA B: Operação idêntica à anterior apenas com a diferença que o período de insuflação e sucção foi de 5 dias;

LEA C: Operação idêntica à LEA A, com a diferença que o período de insuflação e sucção foi de 7 dias.

3.1.2. Monitoramento do Experimento

Para avaliação global do processo foi medida a temperatura, diariamente, em três pontos situados na base, centro e topo das leiras, durante todo o período de aeração das leiras (fase ativa de degradação) (Figura 5). As medições de temperatura foram realizadas com a utilização de sondas (tipo termopar) suportadas por hastes de bambu, tal como mostrado na Figura 6. Também foram coletadas amostras de material, duas vezes por semana, para avaliar a variação na concentração de sólidos voláteis, conteúdo de água, relação C:N e pH e, cada duas semanas, para avaliar a variação na CTC e verificar a presença de *Salmonella*. Ao final do experimento, além da presença de *Salmonella*, também foi verificada a presença de coliformes termotolerantes.



**LEGENDA: 1 - ventilador; 2 - tomada de pressão; 3 - duto de aeração triangular
4 - sondas de temperatura; 5 - leira de material em compostagem**

Figura 5. Esquema da leira com a posição das sondas de temperatura e tomada de pressão.



Figura 6. Vista das leiras LEA B (primeiro plano) e LEA C (ao fundo).

Para avaliar a variação da pressão estática no ar, nas diferentes leiras e diferentes estádios de degradação bioquímica, foram feitas medidas de pressão em uma tomada instalada no duto de aerção, tal como mostrado na Figura 5. Essas medidas foram efetuadas, periodicamente, juntamente com a determinação do fluxo de ar. Foi utilizado, para medição da perda de pressão, um manômetro digital marca - KIMO, modelo - MP 120, com resolução de 0,1 mmca. Para medir a velocidade do ar, utilizou-se um termo-anemômetro de fio quente, marca - TESTO, modelo - 425, com as seguintes características: resolução de $0,01 \text{ m s}^{-1}$, acurácia (± 1 dígito): $\pm (0,03 \text{ m s}^{-1} + 5 \% \text{ da velocidade média})$, faixa de leitura de 0 a 20 m s^{-1} e temperatura de funcionamento: -20 a $50 \text{ }^\circ\text{C}$.

Com o objetivo de avaliar a variação do fluxo de ar na massa em compostagem foram efetuadas leituras semanais em pontos predeterminados no dispositivo (Figura 7) e em cada um dos setores de cada leira. Cada leira foi dividida, imaginariamente, em três setores, a saber: Setor 1 (primeiro terço do comprimento da leira, ou seja, na porção mais próxima ao ventilador), Setor 2 (terço central da leira) e Setor 3 (terço final da leira) (Figura 8). Foram feitas seis repetições em cada ponto, sendo cada leitura o resultado da média de 15 medições.

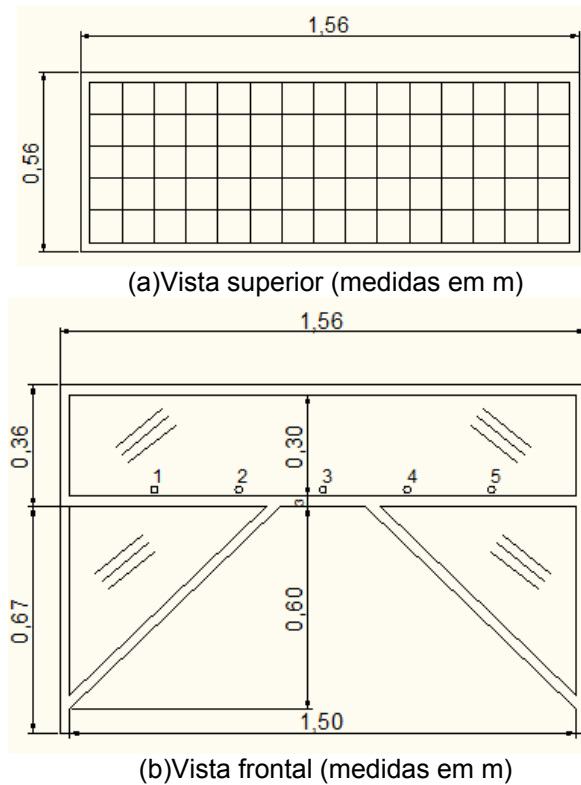


Figura 7. Vista superior (a) e frontal (b) do dispositivo para medição de velocidades.

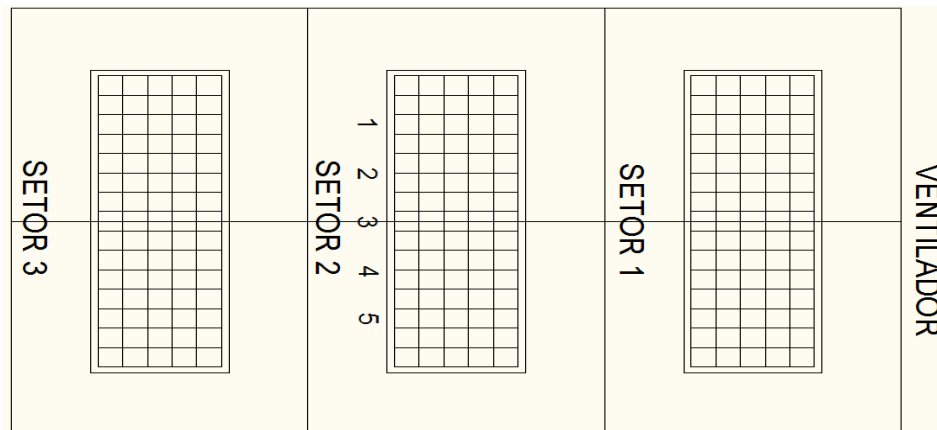


Figura 8. Esquema do posicionamento do dispositivo para medição de velocidades sobre a leira.

Foram determinados os fluxos médios de ar em cada leira, para diferentes estádios de degradação bioquímica, e correlacionados às espessuras médias, aproximadas, das camadas de material por onde o ar atravessou. Na Figura 9 está apresentado como foram obtidos os valores utilizados para obtenção dessas espessuras Na Figura 10 está apresentado um croqui esquemático de como foi calculado os valores das espessuras de material. Os valores das espessuras E_C e

E_D foram calculados a partir de triângulos retângulos e as demais variáveis foram medidas “*in loco*”.



Figura 9. Vista de como foram feitas as medidas das leiras para obtenção da espessura da camada de material.

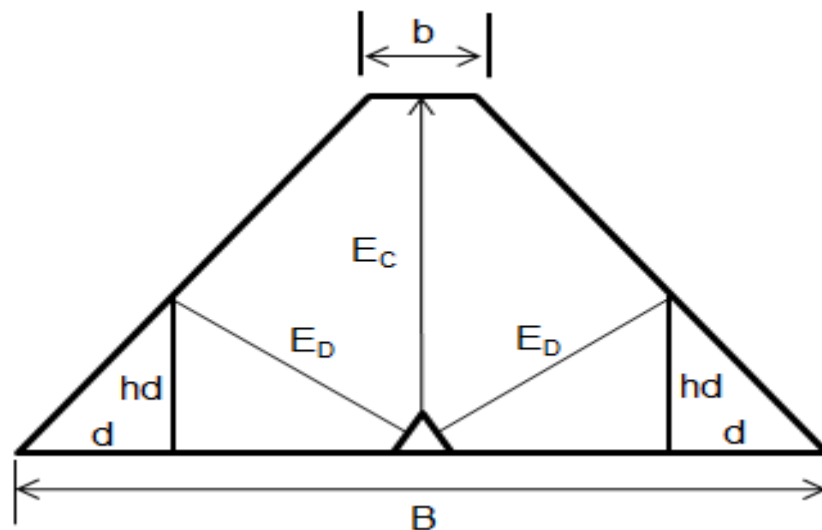


Figura 10. Esquema utilizado para obtenção das espessuras de camada no trecho onde foram efetuadas a medidas de fluxo de ar.

Com o objetivo de avaliar o efeito da secagem, proporcionado pela aeração do material, foi determinado, duas vezes por semana, o conteúdo de água no material constituinte as leiras ao longo de todo período de condução do experimento.

As correções no conteúdo de água foram feitas, inicialmente, uma vez por semana, entretanto, percebeu-se que isso estava impedindo de avaliar adequadamente a secagem do material, além de proporcionar umedecimento excessivo do material das leiras, favorecendo assim, a ocorrência de condições anaeróbias no meio. Sendo assim, as correções de conteúdo de água passaram a ser efetuadas quinzenalmente. Ainda como o mesmo objetivo, foi colocado no local do experimento um termo-higrômetro digital para avaliar a influência da umidade relativa do ar na secagem do material constituinte das leiras. As leituras no termo-higrômetro foram efetuadas diariamente.

A correção do conteúdo de água em cada leira, inicialmente, foi semanal e, posteriormente, quinzenal. Foi utilizada uma mangueira para a incorporação de água, cuja vazão era conhecida, sendo que, para cada leira, foi determinado o respectivo tempo de molhamento, conseqüentemente, calculada a demanda de água, para cada dia de correção. O volume total de água demandado, por cada leira correspondeu à soma de cada um dos volumes adicionados em cada correção.

Para avaliar a movimentação da água na massa de compostagem em função do modo de operação, sucção ou insuflação, foi determinado o conteúdo de água em três níveis de profundidade, base, centro e topo do material da LEA C.

3.1.3. Amostragem e análises de laboratório

As amostras do material em compostagem foram coletadas aleatoriamente, em diferentes pontos e diferentes profundidades, duas vezes por semana. As amostras, ao serem retiradas, foram colocadas em um recipiente plástico (balde de 20 litros) onde passavam por uma homogeneização para, então, ser retirada a amostra composta de cada setor e acondicionadas em sacos plásticos para não ocorrer perda de água. A partir das amostras coletadas, foram retiradas três amostras para a quantificação da concentração de sólidos voláteis, relação C:N, CTC, pH em CaCl_2 e conteúdo de água, conforme metodologias descritas por Matos (2006b). As análises foram realizadas no Laboratório de Solo e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola.

Os resultados obtidos para sólidos voláteis (SV) e relação C:N e perda de pressão do ar ao passar através da massa de material em compostagem foram ajustados por meio de regressão.

Os dados de SV, obtidos experimentalmente, foram comparados com aqueles calculados pelos modelos ajustados, analisando-se a porcentagem do erro médio relativo (P), utilizando-se a Equação 10.

$$P = \frac{100}{n} \sum \frac{|Y - Y_m|}{Y} \quad (10)$$

em que

P = Erro médio relativo, (%);

n = número de observações;

Y = valor observado experimentalmente, (dag kg⁻¹);

Y_m = valor calculado pelo modelo, (dag kg⁻¹).

Os valores do erro médio relativo foram considerados aceitáveis para valores para P < 10 %.

Para avaliar a eficiência global de cada tratamento na remoção de matéria orgânica, aplicou-se o teste de médias de Tukey, a 5 % de probabilidade, aos valores de redução de sólidos voláteis utilizando o *software* WinStat, versão 2.0 (MACHADO & CONCEIÇÃO, 2003).

A concentração de sólidos voláteis foi obtida após queima do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2 horas (KIEHL, 1985 e APHA *et al.*, 1995). O C_{OT} foi calculado dividindo a concentração de sólidos voláteis pelo fator 1,724, tal como descrito por Matos (2006b). O carbono facilmente oxidável foi determinado utilizando-se o método Walkley-Black adaptado (MATOS, 2006b). Para a determinação do N_{total}, foi utilizado o método de Kjeldahl (KIEHL, 1985; APHA *et al.*, 1995), modificado com a adição de ácido salicílico, a fim de proporcionar a redução do nitrato e, assim, sua inclusão na concentração do N_{total}. O conteúdo de água das amostras foi determinado pelo método oficial, em estufa. As de *Salmonella* e coliformes termotolerantes foram realizadas no Laboratório de Microbiologia dos

Alimentos, do Departamento de Tecnologia de Alimentos da Universidade Federal de Viçosa.

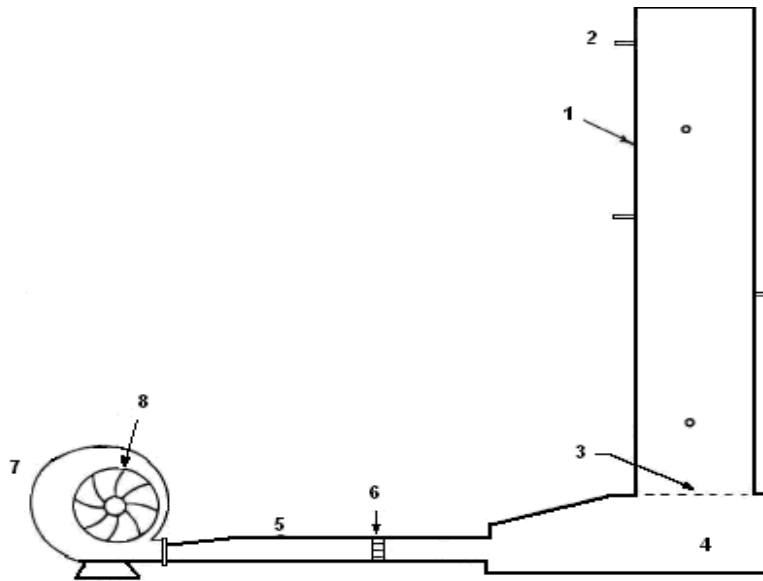
A avaliação da qualidade sanitária foi avaliada com base nas recomendações da resolução CONAMA N° 375 (BRASIL, 2006), que estabelece que, para haver aproveitamento agrícola do lodo de esgoto, no mesmo deve estar ausente a *Salmonella* em amostra de 10 g de ST e que a contagem de organismos de coliformes termotolerantes esteja menor que 10^3 NMP/g de ST.

A avaliação da qualidade química seguiu as recomendações da Instrução Normativa MAPA 25/2009 (BRASIL, 2009).

3.2. ENSAIO EM PROTÓTIPO

3.2.1. Variação da perda de pressão em função da espessura da camada de material, em diferentes estádios de degradação

Com o objetivo de avaliar a variação da pressão estática no ar em diferentes profundidades e diferentes estádios de degradação bioquímica, ao passar pelo material em compostagem, foi utilizado um protótipo (Figura 11)., constituído pelos seguintes componentes: (1) coluna de chapa galvanizada, medindo 1,0 m de altura, com 0,30 m de diâmetro; (2) tomadas para medição da pressão estática, representadas por sete tubos de cobre (5 mm de diâmetro), distanciados em 0,10 m no sentido vertical, em torno da coluna; (3) piso perfurado, constituído por chapa com furos circulares; (4) câmara *plenum*, em chapa galvanizada, cujas dimensões são, aproximadamente: 0,52 m (comprimento), 0,47 m (largura) e 0,40 m de altura; (5) tubo de PVC, medindo 2,00 m de comprimento e diâmetro de 0,20 m, utilizado para insuflar o ar do ventilador até o *plenum*; (6) homogeneizador, para uniformização do escoamento do ar; (7) ventilador centrífugo de pás retas, acionado por motor elétrico com potência de 735 W em 3.415 rpm; (8) diafragma fixo à entrada de ar, para possibilitar a variação na vazão.



LEGENDA: 1 - coluna de chapa galvanizada; 2 - tomadas para medição da pressão estática; 3 – piso perfurado; 4 - câmara *plenum*; 5 - tubo de PVC; 6 – homogeneizador de fluxo; 7 - ventilador centrífugo de pás retas; 8 – diafragma.

Figura 11. Croqui: esquemático de protótipo utilizado para a determinação do gradiente de pressão estática em diferentes vazões específicas de ar.

O enchimento da coluna de chapa galvanizada foi realizado com material proveniente do tratamento LEA C, para diferentes estádios de degradação, colocando-se sucessivas camadas do material com espessura de 0,20 m, até ser completada a espessura de 1,00 m. Depois de efetuado o carregamento, inicialmente, o material era deixado em repouso por três dias, para que ocorresse o adensamento e, então, eram feitas as medições da perda de pressão para diferentes espessuras de material. A partir da segunda semana de experimento, o material passou a ser carregado no protótipo e as medições efetuadas uma semana depois.

A perda de pressão ao passar pelo material em compostagem realizada no protótipo foi medida utilizando-se um manômetro digital marca - KIMO, modelo - MP 120, com resolução de 0,1 mmca. Para medir a velocidade do ar, utilizou-se um termo-anemômetro de fio quente, marca - TESTO, modelo - 425, com as seguintes características: resolução de $0,01 \text{ m s}^{-1}$, acurácia (± 1 dígito): $\pm (0,03 \text{ m s}^{-1} + 5\% \text{ da velocidade média})$, faixa de leitura de 0 a 20 m s^{-1} e temperatura de funcionamento: -20 a $+50 \text{ }^\circ\text{C}$. A taxa de aeração, determinada para o protótipo, foi obtida pelo resultado do produto entre a velocidade média do ar (média de 30 dados) e o inverso da massa específica, correspondente a espessura de 1 m de material.

As medições de perda de pressão estática em diferentes posições (no *plenum* e a cada 0,10 m de espessura na coluna de material) foram feitas com duas repetições. Trabalhou-se com uma única vazão, procurando-se simular a mesma situação ocorrida na LEA C. As medições foram, inicialmente, feitas duas vezes por semana, passando depois a serem semanais, sendo que o carregamento era feito sempre no sábado anterior à medição.

A partir dos dados obtidos foram ajustadas, por meio de regressão, curvas de perda de pressão estática em função da espessura de material. Com base nessas curvas foram feitas extrapolações, para obtenção de algumas variáveis como permeabilidade e perda de pressão, para o material das leiras. Isso permitiu confrontar as potências demandadas, como base nos dados do protótipo e aquelas calculadas a partir das medições feitas diretamente nas leiras.

Sempre antes de se fazer as leituras de perda de pressão e fluxo de ar, eram feitas medidas da espessura média da camada de material no interior do protótipo. Com esses valores, juntamente com área de seção transversal foi possível calcular o volume de material, para cada situação. Depois de feitas as referidas leituras, o material era descarregado e, então, pesado. Assim, foi possível determinar a massa específica úmida, para o dia de leitura. Com os dados de massa específica úmida foi possível ajustar curvas de massa específica úmida em função do conteúdo de água e da porosidade. A partir das primeiras foi possível estimar a massa específica úmida de cada leira e, posteriormente, estimar a massa de material úmido e seco.

As massas específicas secas foram calculadas a partir das massas e volumes úmidos. Com os dados da massa úmida e conteúdo de água foram determinadas a quantidade de água no material. Essa quantidade era convertida em espessura de água dentro do protótipo e, essa espessura era subtraída da espessura correspondente a massa úmida. Com o valor da massa seca e do volume correspondente, foram determinadas as massas específicas secas para cada situação.

As porosidades (ϵ), para cada estágio de degradação bioquímica, foram determinadas a partir da Equação 11, (RICHARD *et al.*, 2004).

$$\epsilon = 1 - \rho_u \left(\frac{1 - ST}{\rho_a} + \frac{ST \cdot SV}{\rho_{mo}} + \frac{ST(1 - SV)}{\rho_{sf}} \right) \quad (11)$$

em que,

ρ_u = a massa específica úmida, (kg m^{-3});

ST = a matéria seca ou sólidos totais, (dag kg^{-1});

SV = a matéria orgânica ou sólidos voláteis, (dag kg^{-1});

ρ_a = massa específica da água, (kg m^{-3});

ρ_{mo} = massa específica da fração orgânica, (kg m^{-3});

ρ_{sf} = massa específica da fração inorgânica, (kg m^{-3}).

Segundo Richard et al. (2004), utilizando-se a Equação 11, uma aproximação de primeira ordem pode ser obtida para a porosidade, assumindo as massas específicas da fração orgânica (ρ_{mo}) e da fração inorgânica (ρ_{sf}) como sendo $1,6 \times 10^3 \text{ kg m}^{-3}$ e $2,5 \times 10^3 \text{ kg m}^{-3}$, respectivamente.

Coefficientes de permeabilidade, correspondentes a cada estágio de degradação bioquímica, foram determinados a partir dos dados de perda de pressão e fluxo de ar medido no protótipo. Isso foi possível utilizando-se a lei de Darcy para meio poroso (Equação 5), considerando o escoamento do ar somente na direção vertical (z).

Com os valores calculados de permeabilidade foi possível ajustar curvas que relacionassem a variação da permeabilidade a outras variáveis, como porosidade, perda de pressão e conteúdo de água. Essas curvas permitiram a extrapolação dessas variáveis para as condições existentes em cada leira.

A partir dos valores de perda de pressão em função da espessura de material, determinados para o protótipo e calculados, para as leiras, conforme a Equação 9, foram, então, determinadas as potências demandadas pelos ventiladores, considerando os diferentes estágios de degradação bioquímica.

A Equação 12 foi utilizada para calcular as potências demandadas pelos ventiladores em diferentes estágios de degradação bioquímica.

$$Pot = \frac{P \times Q}{\eta} \quad (12)$$

em que,

Pot = potência elétrica absorvida pelo ventilador (W);

P = pressão total fornecida pelo ventilador (Pa);

Q = vazão de ar ($m^3 s^{-1}$);

η = rendimento do ventilador (adimensional).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. ASPECTOS OPERACIONAIS DA AERAÇÃO DAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM

4.1.1. *Temperatura no material das leiras*

Nas Figuras 12, 13 e 14 estão apresentados os perfis de temperatura em função do tempo no material orgânico submetido aos diferentes tratamentos.

Conforme pode ser observado nas Figuras 12, 13 e 14, exceto nos dias em que houve reviramento e correção do conteúdo de água, nos quais a temperatura do material atingiu valores baixos, em todos os tratamentos, especialmente no centro e topo das leiras as temperaturas estiveram superiores a 50 °C. As menores temperaturas observadas na base das leiras ocorreram quando os ventiladores operaram no modo de insuflação, como já era esperado.

No tratamento LEA C (Figura 14), o material orgânico apresentou o menor valor de temperatura, que ocorreu na da base da leira, provavelmente devido ao maior período de operação do ventilador insuflando ar.

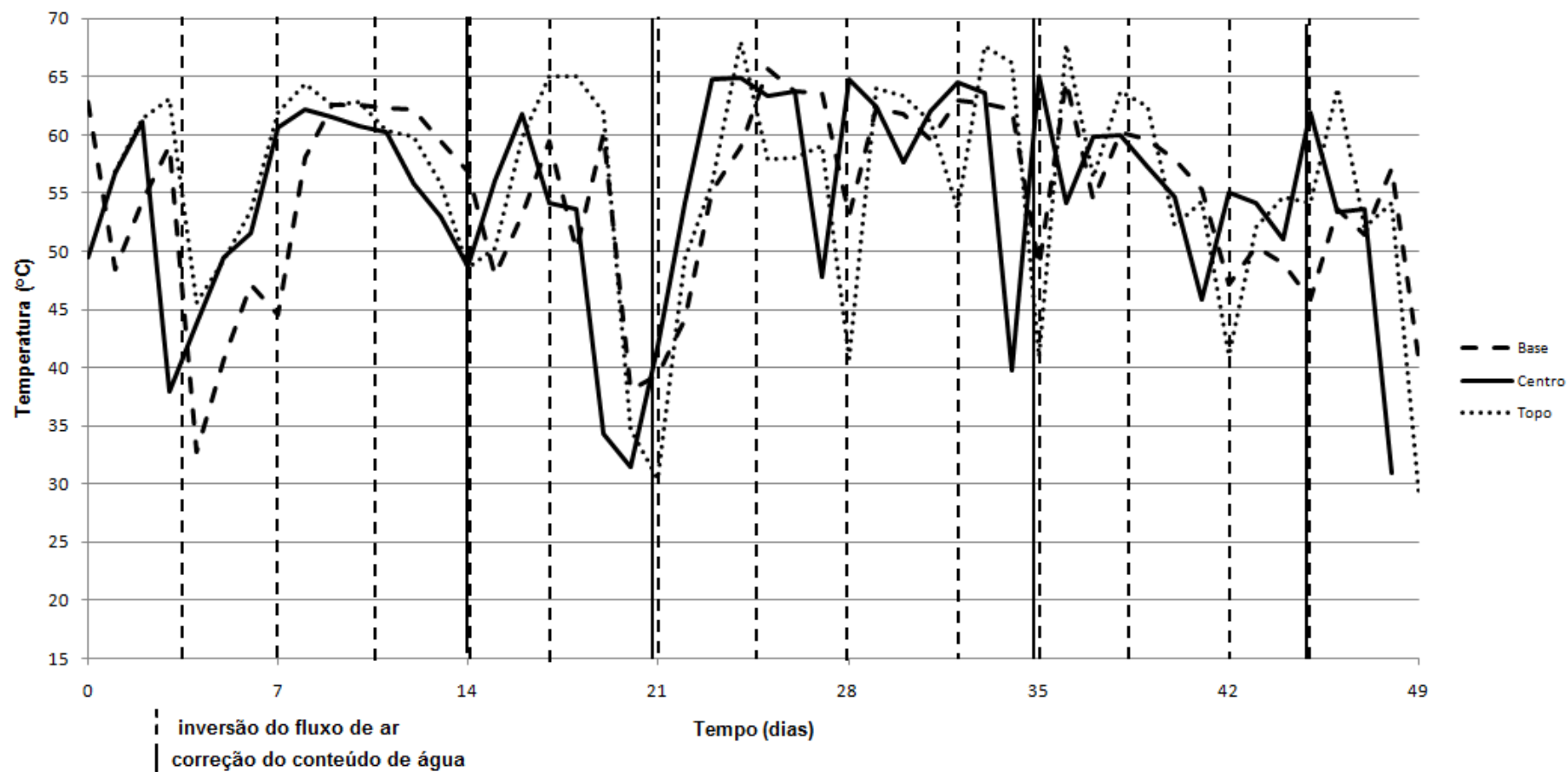


Figura 12. Variação na temperatura do material em função do tempo de compostagem – LEA A.

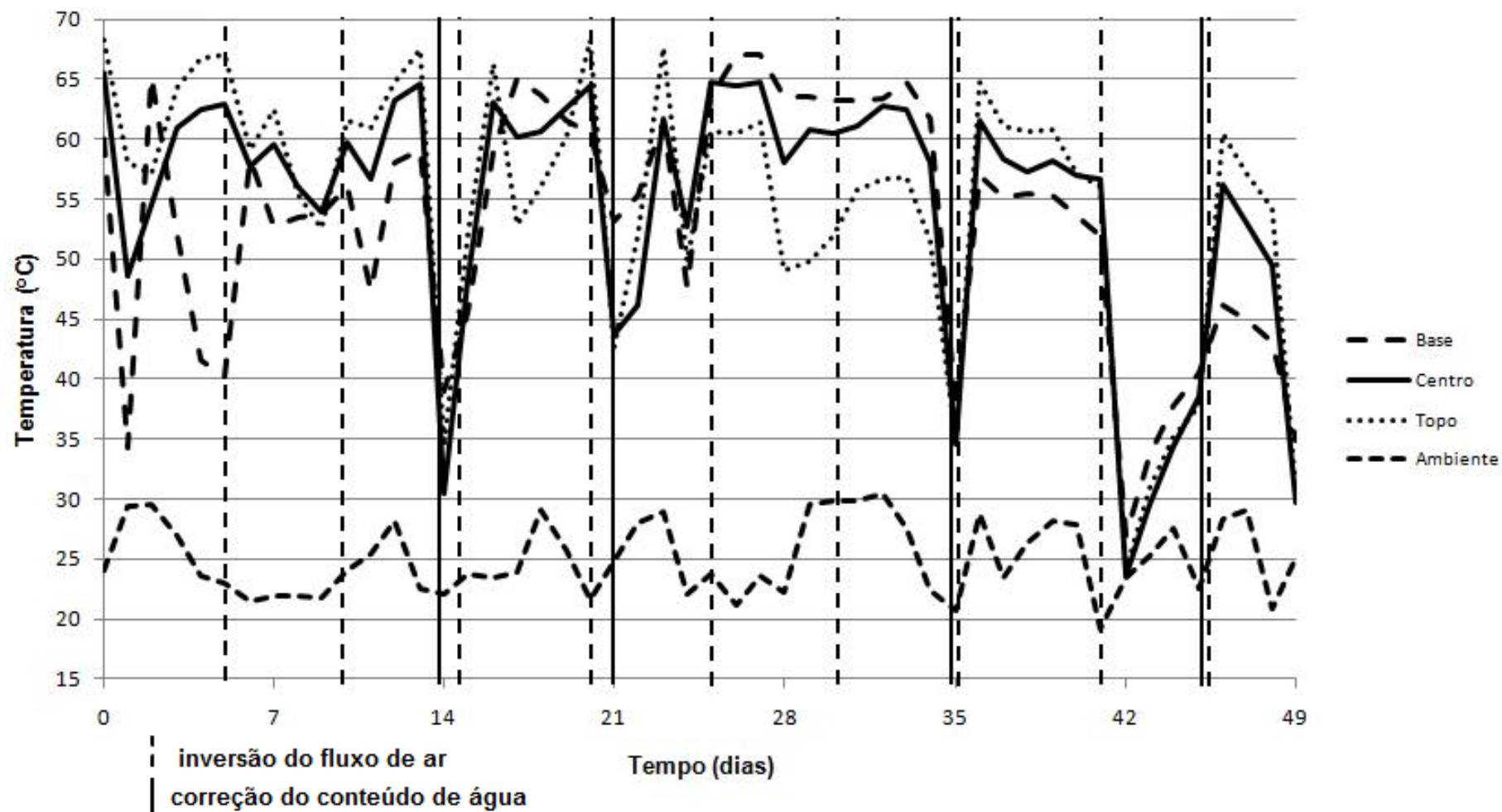


Figura 13. Variação na temperatura do material em função do tempo de compostagem – LEA B.

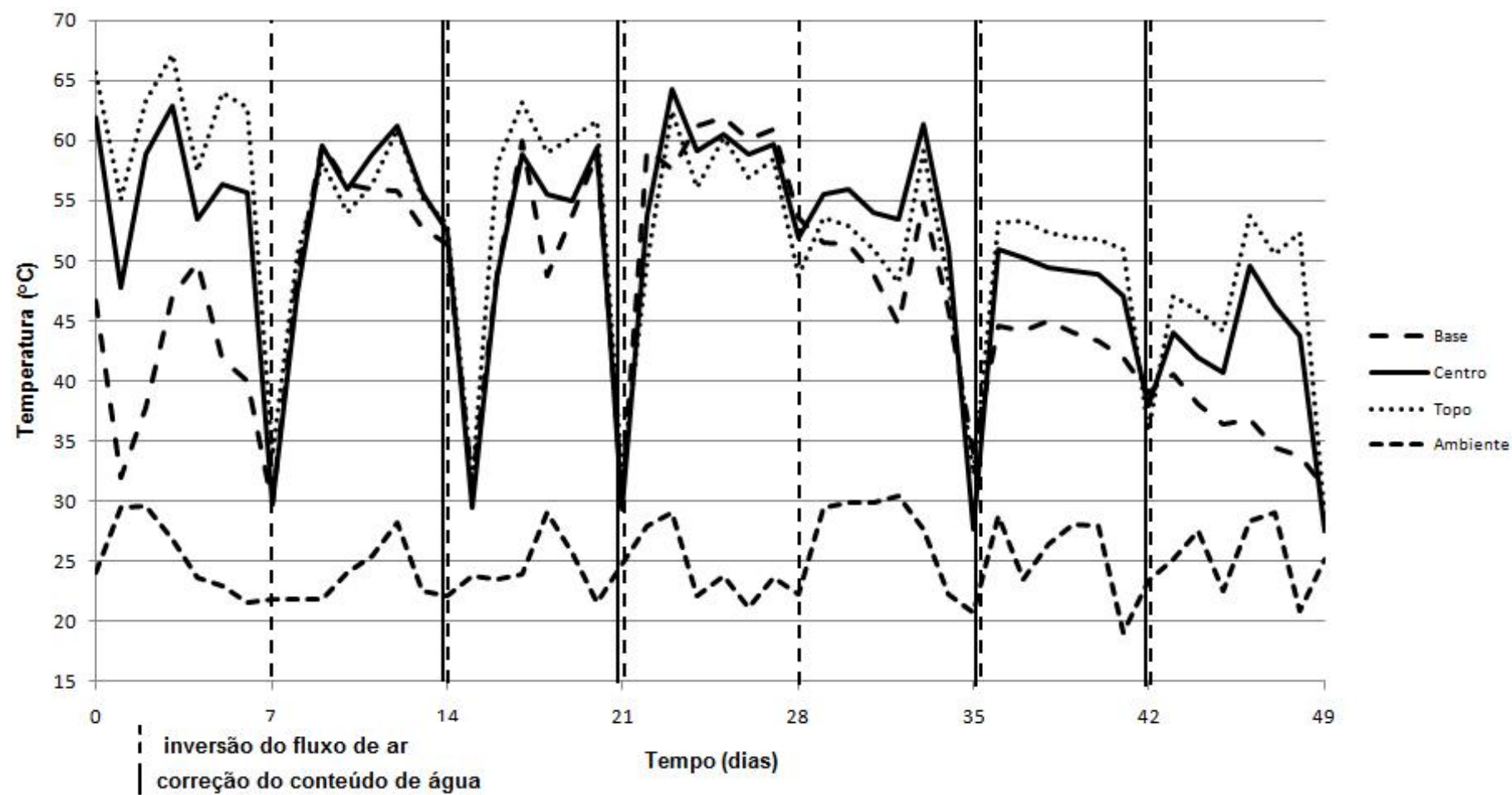


Figura 14. Variação na temperatura do material em função do tempo de compostagem – LEA C.

Na Tabela 4 está apresentado um resumo dos períodos que os materiais das leiras apresentaram as maiores temperaturas, o que facilita uma visualização dos benefícios da intermitência entre os modos de operação (sucção ou insuflação) sobre a temperatura da massa no interior da leira de compostagem.

Tabela 4. Variação da temperatura do material orgânico nas leiras, em diferentes períodos da compostagem.

Período (dias)	Descrição (variação da temperatura (°C))				Modo de operação
	Posição	LEA A	LEA B	LEA C	
2° - 6°	Base	NS	NS	37,8 - 49,8	Insuflação
	Centro	NS	NS	53,5 - 62,9	
	Topo	NS	NS	57,5 - 67,0	
8° - 13°	Base	≈ 60,0	NS	48,9 - 56,4	Sucção
	Centro	≈ 60,0	NS	47,3 - 61,2	
	Topo	≈ 60,0	NS	50,5 - 60,9	
14°	Reviramento e correção do conteúdo de água				
15° - 20°	Base	NS	≈ 60,0	31,4 - 59,9	LEA B: 16° - 20° (Sucção) LEA C: 15° - 20° (Insuflação)
	Centro	NS	≈ 60,0	29,5 - 59,4	
	Topo	NS	≈ 60,0	31,5 - 63,1	
21°	Reviramento e correção do conteúdo de água				
22° - 34°	Base	≈ 60,0	≈ 60,0	44,7 - 61,9	LEA A: 25° - 28° e 32° - 34° (sucção) Demais dias insuflação LEA B: 26° - 30° (sucção) Demais insuflação LEA C: 22° - 33° (Insuflação)
	Centro	≈ 60,0	≈ 60,0	51,9 - 64,2	
	Topo	≈ 60,0	49,0 - 61,0	48,2 - 62,5	
35°	Reviramento e correção do conteúdo de água				
36° - 39°	Base	≈ 60,0	>55,0	NS	LEA A: 38° dia insuflação e 39° dia sucção LEA B: 36° - 39° (sucção)
	Centro	≈ 60,0	>57,0	NS	
	Topo	≈ 60,0	>60,0	NS	

NS – As temperaturas das leiras não foram satisfatórias no período considerado.

Conforme pode ser observado na Tabela 4, o material em compostagem na LEA C teve o seu ciclo de altas temperaturas interrompido por volta do 33° dia. Os

demais tratamentos foram até o 39º dia. Também pode ser observado que todos os tratamentos experimentaram ciclos de aquecimento do material, sempre depois de cada reviramento e correção do conteúdo de água. Isto sugere que o material sofreu um processo de degradação heterogêneo, portanto, é recomendado, mesmo em sistemas estáticos um reviramento periódico para garantir maior uniformidade no produto final, em termos de decomposição da matéria orgânica, umidade e, certamente, qualidade sanitária.

Stentiford *et al.* (1996a) consideraram que temperaturas superiores a 55 °C, por no mínimo três dias, são suficientes para sanitizar o composto, enquanto que a degradação máxima ocorre entre 45 °C e 55 °C e a máxima diversidade microbiana ocorre para temperaturas estiverem entre 35 °C e 40 °C.

O desenvolvimento da compostagem em sistemas híbridos (ora insuflação ora sucção) parece ser a forma mais adequada de processamento de materiais orgânicos, uma vez que, segundo Wang *et al.* (2011) o escoamento de ar unidirecional pode causar diferenças espaciais no conteúdo de água no material, o que poderia causar prejuízos à dinâmica da degradação microbiana e ao progresso da compostagem no sistema estático.

Em leiras de compostagem aeradas sob o modo de aeração positiva ou insuflação o topo ficava mais quente e a base mais fria, enquanto que naquelas em que modo de aeração é negativo ou sucção, acontece o contrário. Quando se opera com intermitência entre insuflação e sucção ocorre um deslocamento das regiões de altas temperaturas, sempre para a extremidade oposta daquela em que o ar entra na massa de compostagem (PEREIRA NETO, 1987; PEREIRA NETO *et al.*, 1991; SESAY *et al.*, 1998).

Paiva (2008), trabalhando com compostagem de carcaças utilizando o modo de aeração positivo verificou um gradiente de temperatura no sentido ascendente a partir da base da leira, por onde o ar era insuflado. Segundo Sesay *et al.* (1998), o gradiente de temperatura no material de leiras estáticas submetidos à aeração é função do fluxo de ar, do sentido de escoamento do ar e da reatividade da massa em compostagem. Como o ar ambiente, mais frio, é introduzido na massa de compostagem pela sua base, essa região sofre um resfriamento mais rápido que o topo, onde o calor é mais dificilmente dissipado.

4.1.2. Distribuição do fluxo de ar

Nas Tabelas e Figuras deste tópico estão apresentados, em valores médios, a distribuição do fluxo de ar, nos três setores da LEA A, LEA B e LEA C, respectivamente. Os valores de fluxo de ar apresentados nas tabelas e gráficos desse tópico correspondem à média dos valores obtidos de 450 medições efetuadas em cada setor de cada leira. Como poderá ser verificado nos dados apresentados, percebe-se claramente que o fluxo de ar, em todos eles, não foi uniforme, nem ao longo dos setores, em um mesmo dia, e nem em cada setor, ao longo do tempo. Algumas razões para isso podem ser:

- Considerando que massa em compostagem era heterogênea, tanto no espaço quanto no tempo, várias de suas características como conteúdo de água, teor de matéria orgânica, espessura da camada de material, porosidade, permeabilidade, dentre outras, variaram. Assim, diferentes valores de velocidade superficial foram obtidos, para diferentes pontos em um mesmo dia ou em um mesmo ponto em dias diferentes. Esta constatação já havia sido feita por outros autores, como Richard *et al.* (2004) e Wang *et al.* (2011).
- As medições eram feitas, ora com o tratamento operando no modo insuflação, ora operando em sucção. Esse fato pode ter alterado o fluxo de ar, pois, segundo Navarro & Noyes (2002), o ar, ao ser insuflado no meio poroso, sofre aumento na sua temperatura, em razão do trabalho de compressão exercido pelo ventilador sobre o ar. Além disso, em função dessa compressão, há o fornecimento de cerca de 2 a 4 % a mais de ar que o obtido quando o modo de operação é a sucção.
- Observou-se a formação de uma crosta umedecida e compactada sobre os dutos de aeração (Figura 18). Embora se tenha buscado removê-la toda vez que se fez a correção do conteúdo de água no material, tal fenômeno pode ter contribuído para a ocorrência de fluxo de ar preferencial, prejudicando, assim, sua adequada distribuição no meio. Este fenômeno também foi observado por Haug (1993) e, segundo o autor, provocou o fluxo de ar preferencial e, até mesmo, obstrução completa à passagem do ar, em alguns casos. Segundo o mesmo autor, tal efeito foi mais acentuado nos sistemas de compostagem de

materiais úmidos em que o ventilador operou, exclusivamente, em sucção. Segundo Navarro & Noyes (2002), a formação da crosta reduz o fluxo de ar na massa e aumenta proporcionalmente a perda de pressão.

- Erros no processo de aquisição dos dados: o dispositivo desenvolvido e utilizado neste experimento apresentou muitas limitações, tais como não conseguir impedir, totalmente, a interferência do vento lateral, comum durante o período de experimentação; influência do fluxo de ar de pontos adjacentes da massa nas medidas de velocidade tomadas em cada um dos cinco pontos; alta sensibilidade do anemômetro de fio quente em relação à inclinação da haste de medição (nem sempre foi possível o posicionamento da haste perfeitamente na horizontal).

Segundo Richard *et al.* (2004), o fluxo de ar é fortemente afetado pelas propriedades físicas do substrato, que determinam o tamanho, forma e conectividade de uma rede de poros do meio. Os mesmos autores consideram que a permeabilidade é a variável que determina os fluxos de ar em diferentes gradientes de pressão e, assim, a transferência de gás e de troca de calor. Considerando que em leiras de compostagem, como as utilizadas neste trabalho, podem ocorrer diferentes conteúdos de água, concentração de oxigênio e degradação do material, isto criará regiões com diferentes permeabilidades ao ar, o que proporciona alterações no seu escoamento e no gradiente de pressão na massa de material em compostagem.

Segundo Wang *et al.* (2011), sem reviramentos freqüentes nos sistema estáticos, ocorrerão diferenças entre os fatores que afetam a compostagem, causando impactos na distribuição espacial e temporal da dinâmica do processo e na uniformidade do produto final da compostagem.

Na Tabela 5 está apresentada a variação do fluxo de ar, conteúdo de água, concentração de sólidos voláteis e espessura média das camadas nos diferentes setores da LEA A.

Tabela 5. Fluxo de ar, conteúdo de água (U_{bu}), concentração de SV e espessura média da massa de compostagem nos diferentes setores da LEA A.

Tempo (d)	SETOR 1				SETOR 2				SETOR 3			
	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})
7 ¹	0,10	0,91	65,9	63,4	0,17	0,91	58,4	64,9	0,17	0,91	57,2	68,3
14 ²	0,11	0,87	42,4	62,8	0,14	0,93	49,1	63,6	0,15	0,87	38,0	61,8
21 ²	0,09	0,93	48,9	61,0	0,08	1,00	49,5	63,8	0,07	1,03	50,1	63,0
28 ²	0,10	0,87	57,7	55,3	0,10	0,89	55,2	60,6	0,10	0,92	55,1	59,1
35 ²	0,11	0,90	54,9	55,4	0,11	0,93	47,6	56,5	0,10	0,91	47,1	61,4
42 ²	0,06	0,89	48,1	57,5	0,06	0,88	46,2	53,9	0,07	0,86	51,1	56,3
49 ¹	0,15	0,69	45,3	56,8	0,19	0,84	50,2	55,3	0,15	0,82	52,1	59,5

1 – operando com insuflação; 2 – operando com sucção.

Na Tabela 6 está apresentada a variação do fluxo de ar, conteúdo de água, concentração de sólidos voláteis e espessura média das camadas dos diferentes setores da LEA B.

Tabela 6. Fluxo de ar, conteúdo de água (U_{bu}), concentração de SV e espessura média da massa de compostagem nos diferentes setores da LEA B.

Tempo (d)	SETOR 1				SETOR 2				SETOR 3			
	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})
7 ²	0,07	0,87	58,1	64,4	0,02	0,87	54,8	67,6	0,07	0,89	58,1	70,1
14 ¹	0,17	0,85	36,1	62,7	0,20	0,87	39,6	61,5	0,17	0,88	41,3	60,6
21 ²	0,11	0,97	48,5	59,4	0,11	0,99	46,7	61,6	0,10	0,95	51,0	57,3
28 ²	0,11	0,84	52,1	51,7	0,10	0,92	52,1	57,0	0,09	0,83	53,3	59,9
35 ¹	0,22	0,84	46,7	57,8	0,17	0,89	50,7	61,0	0,15	0,85	47,6	61,6
42 ¹	0,17	0,86	44,3	61,2	0,15	0,87	48,3	55,8	0,13	0,85	46,4	56,6
49 ¹	0,17	0,78	42,2	53,2	0,18	0,87	47,6	58,2	0,15	0,79	49,2	56,4

1 – operando com insuflação; 2 – operando com sucção.

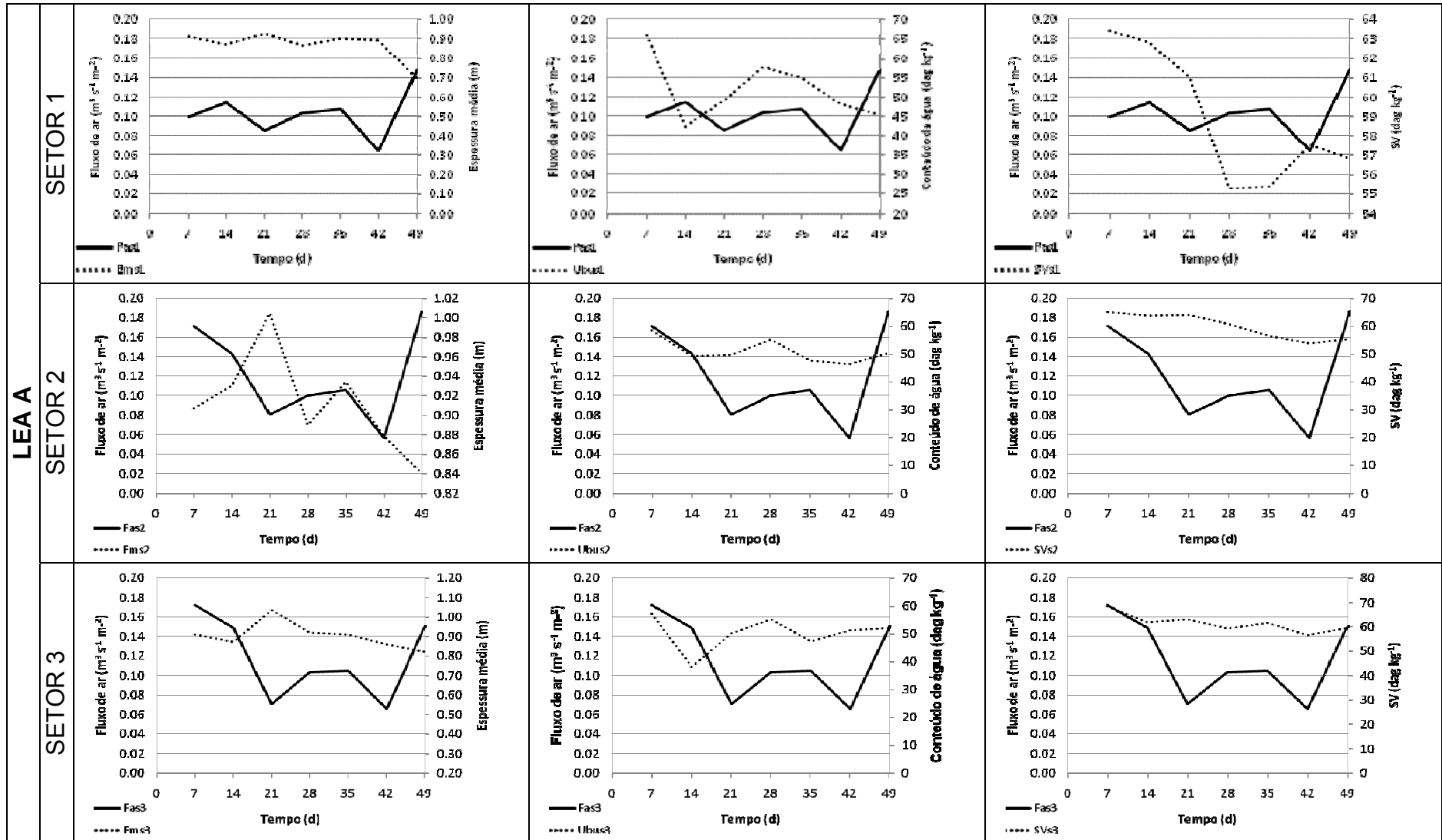


Figura 15. Variação do fluxo de ar na massa de compostagem em função da espessura média da camada, umidade e degradação do material, (LEA A).

Na Tabela 7 está apresentada a variação do fluxo de ar, conteúdo de água, concentração de sólidos voláteis e espessura média das camadas dos diferentes setores da LEA C.

Tabela 7. Fluxo de ar, conteúdo de água (U_{bu}), concentração de SV e espessura média da massa de compostagem nos diferentes setores da LEA C.

Tempo (d)	SETOR 1				SETOR 2				SETOR 3			
	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})	Fluxo de ar ($m^3 s^{-1} m^{-2}$)	Esp. média (m)	U_{bu} (dag kg^{-1})	SV (dag kg^{-1})
7 ¹	0,13	0,92	55,4	71,1	0,16	0,96	51,8	70,0	0,14	0,88	49,6	72,2
14 ²	0,13	0,94	37,5	60,8	0,15	0,98	42,5	65,7	0,14	0,91	42,9	60,1
21 ¹	0,15	0,98	52,9	56,6	0,19	0,99	53,2	58,2	0,12	0,98	48,8	60,0
28 ²	0,08	0,87	59,8	58,2	0,10	0,89	53,9	60,7	0,08	0,92	58,2	54,8
35 ¹	0,18	0,81	50,2	56,5	0,17	0,87	50,5	57,7	0,16	0,84	52,0	56,7
42 ²	0,08	0,90	47,2	55,1	0,11	0,90	44,0	60,7	0,10	0,88	45,9	57,3
49 ¹	0,14	0,81	48,9	58,2	0,13	0,90	52,7	55,1	0,14	0,81	50,8	60,4

1 – operando com insuflação; 2 – operando com sucção.

Conforme pode ser observado pelos dados apresentados na Tabela 5, 6 e 7 e pelo comportamento das curvas apresentadas nas Figuras 15, 16 e 17, em geral, os maiores fluxos de ar ocorreram quando o sistema estava operando com insuflação de ar, devido ao maior volume de ar fornecido pelo ventilador na insuflação, quando comparado com a sucção. Além disso, como já relatado, quando os ventiladores estão operando no modo de sucção de ar é favorecido o selamento dos dutos de aeração, aumentando a perda de carga e reduzindo, com isso, o fluxo de ar. A exceção do 7º dia (Tabelas 5 e 6, Figuras 15 e 16), 35º dia (Tabela 6 e Figura 16) e 21º dia (Tabela 7 e Figura 17), nos demais dias houve distribuição, relativamente uniforme em toda a leira. Também pode ser observado que, em geral, para um mesmo dia, houve diferenças ainda que pequenas, entre os setores das leiras.

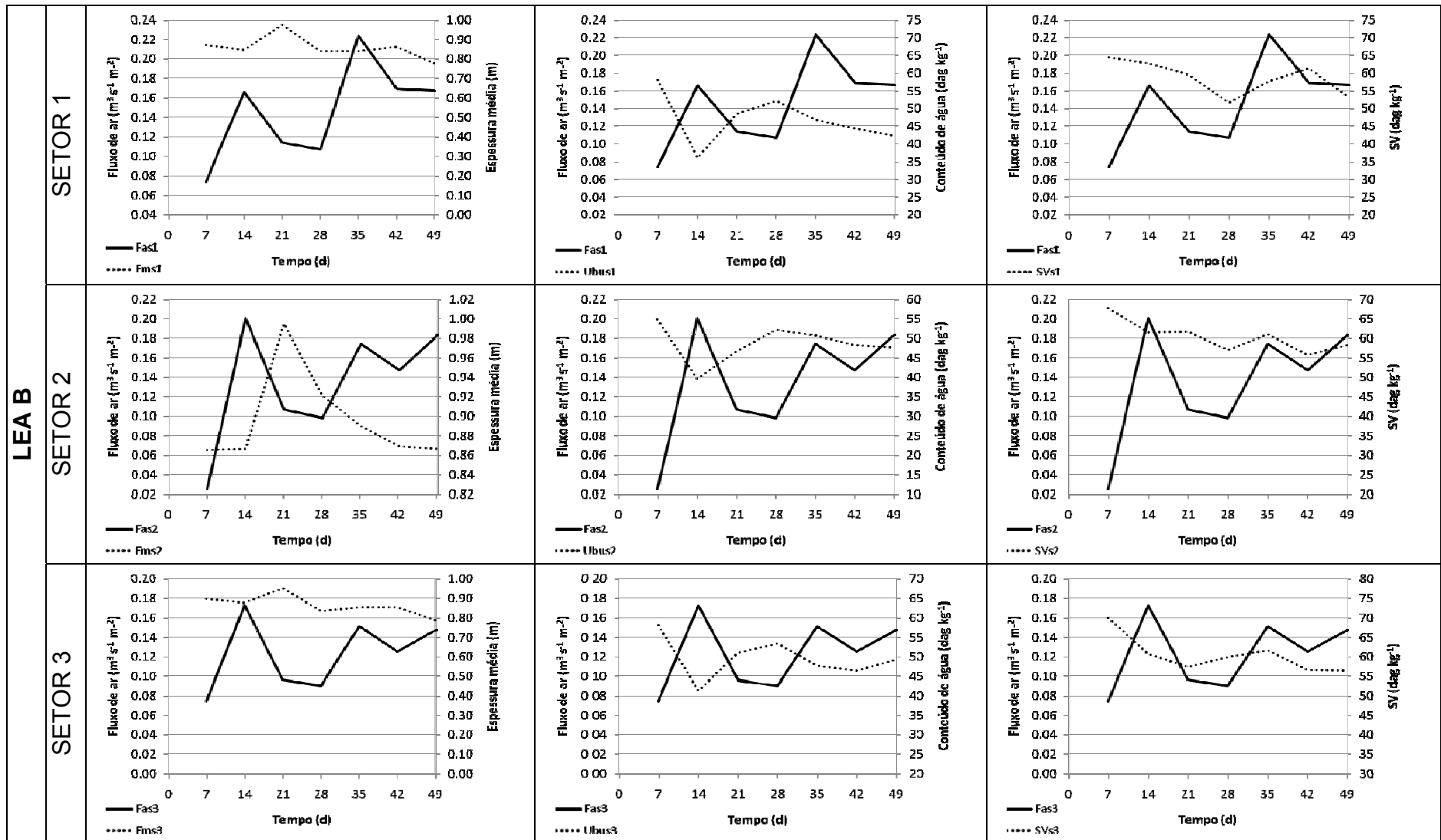


Figura 16. Variação do fluxo de ar na massa de compostagem em função da espessura média da camada, umidade e degradação do material, (LEA B)

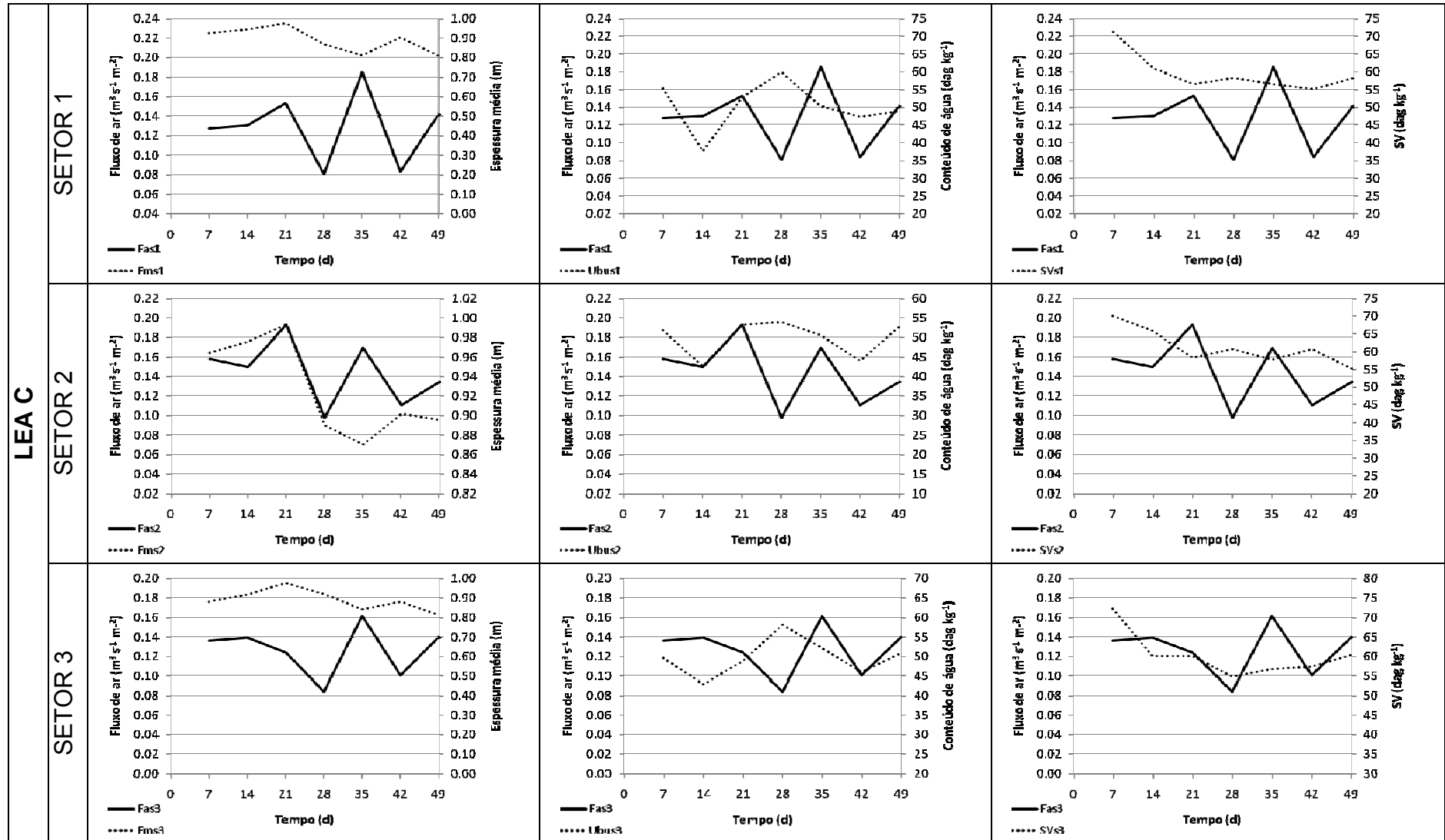


Figura 17. Variação do fluxo de ar na massa de compostagem em função da espessura média da camada, umidade e degradação do material, (LEA C)

Na Figura 18 está apresentada uma vista do selamento que ocorre sobre o duto de aeração de uma leira que estava operando com sucção.



Figura 18. Vista do selamento ocorrido sobre o duto de aeração em uma leira que estava operando com sucção.

Analisando as variações de fluxo levando-se em conta o modo de operação, se insuflação ou sucção, tem-se:

Insuflação:

Na LEA A, (Tabela 5 e Figura 15) no 7º dia e 49º dia, setor 2, essas diferenças foram bem pequenas, sendo que, uma das, prováveis, causas está nas diferentes espessuras médias observadas para os diferentes setores e apresentado na primeira coluna. Tal fato também foi observado e relatado por Navarro & Noyes (2002), em leira aerada de grãos, e apresentado na Figura 3. Isto ocorreu porque a resistência ao fluxo de ar é proporcional à espessura da camada por onde ele é forçado a passar. Considerando, porém, mesma espessura de camada de material e o mesmo modo de operação do ventilador, outros fatores interferem na resistência ao fluxo de ar. Como pode ser observado, o fluxo de ar no sétimo dia de compostagem variou entre os três setores da leira. Nesse caso, acredita-se que os fatores que interferiram foi conteúdo de água e a concentração de sólidos voláteis dos diferentes setores.

Na LEA B, (Tabela 6 e Figura 16), entre os 14, 35, 42º dia, pode ser observado, que a espessura da camada de material se manteve,

praticamente, constante nos três setores da leira e nos diferentes dias. Entre o 14 e 35º dias houve aumento no fluxo de ar no primeiro setor, possivelmente em função da granularização do material, o que ocorreu em função da combinação de partículas finas, da decomposição da matéria orgânica, e da elevação do conteúdo de água.

Na LEA C, (Tabela 7 e Figura 17), considerando a variação no fluxo de ar entre os dias 21 e 35, verificou-se acréscimo que pode ser atribuído à granularização do material ou mesmo devido ao rearranjo das partículas do material da leira. O decréscimo no fluxo de ar observado, entre os dias 14 e 42, pode ser atribuído à compactação da camada de material sobre o duto de aeração, que provoca o selamento do duto, reduzindo ou até impedindo o fluxo de ar (Figura 18). Além disso, outros fatores podem ter contribuído, como o aumento do conteúdo de água, a decomposição da matéria orgânica.

Sucção:

Na LEA A (Tabela 5 e Figura 15), no 28º e 35º dias o fluxo de ar se manteve, praticamente, constante nos três setores, o mesmo acontecendo com os SV. Porém, no 42º dia houve uma redução, que foi atribuída à compactação do material, denotada pela redução nas espessuras médias.

Na LEA B (Tabela 6 e Figura 16), entre o 7º e o 28º dia, pode ser observado um aumento do fluxo de ar entre esses dias. Nos setores 1 e 3 isso ocorreu proporcionalmente à redução das espessuras médias e dos conteúdos de água. Entretanto, no setor 2 houve aumento de cinco vezes no fluxo de ar apesar do aumento da espessura média. Isso pode ter ocorrido devido ao fato de que no dia 7, o setor 2 apresentou fluxo de ar muito baixo, cerca de três vezes menor que o obtido nos demais setores. Sendo que essa diferença foi atribuída à colmatação ou entupimento dos macroporos do material em compostagem, naquela região, provocada pelos finos existentes no material, especialmente na cama de frango, e distribuídos de forma heterogênea na massa.

Na LEA C (Tabela 7 e Figura 17) pode ser observada, para o Setor 1, uma queda progressiva no fluxo de ar acompanhada da redução dos SV, enquanto os demais setores não apresentaram um padrão de comportamento.

Observou-se que a espessura média do material não apresentou um padrão de comportamento, o que foi atribuído à descompactação do material provocada pelos reviramentos efetuados para a correção do conteúdo de água. Em situações nas quais não há uma intervenção periódica, para ambos os modos de operação, a espessura da camada tende a reduzir, devido à redução de volume causada pela degradação da matéria orgânica e, também, da evaporação da água. Nesse sentido, Pereira Neto (1987), trabalhando com a compostagem de lixo e lodo de esgoto, encontrou uma redução na espessura de 15,5 % e 19 %, para leiras operando sob o modo de aeração positivo e negativo, respectivamente. Segundo o autor, esses resultados foram devido ao fato de que a aeração por insuflação tende a expandir o material da leira, enquanto o modo de aeração por sucção tende a compactar a massa.

Analisando somente o efeito da decomposição da matéria orgânica (avaliada exclusivamente pela redução na concentração de SV) sobre o fluxo de ar, pode ser verificado que:

Na LEA A, (Tabela 5 e Figura 15), entre os dias 14 e 28, no setor 1, a concentração de SV reduziu de 62,8 para 55,3 dag kg⁻¹, entretanto, o fluxo de ar permaneceu estável.

Na LEA B, (Tabela 6 e Figura 16), entre os dias 14 e 35, no setor 1, a concentração de SV reduziu de 62,7 para 57,8 dag kg⁻¹, entretanto, o fluxo de ar subiu de 0,17 para 0,22 m³ s⁻¹ m⁻².

Na LEA C, (Tabela 7 e Figura 17), entre os dias 7 e 49, no setor 1, a concentração de SV reduziu de 63,4 para 56,8 dag kg⁻¹, entretanto, o fluxo de ar se elevou de 0,10 para 0,15 m³ s⁻¹ m⁻².

A princípio se esperava que, com a degradação da matéria orgânica ocorresse a redução da porosidade e permeabilidade da massa, o que implicaria em redução no fluxo de ar. Entretanto, não foi o observado, assim acredita-se que isso tenha ocorrido em função da combinação da presença de finos, provenientes da decomposição da matéria orgânica e de água livre, promovendo a formação de grânulos. Segundo Richard *et al.* (2004), em alguns casos, um aumento do conteúdo de água pode aumentar a permeabilidade do material. Segundo os autores isso ocorre porque as partículas orgânicas são hidrofílicas e, sendo assim, por meio de forças capilares a água é retirada dos poros do material promovendo a

agregação de partículas finas, formando partículas maiores, resultando no aumento dos macroporos. Segundo Kiehl (1985) a matéria orgânica crua tem capacidade de reter cerca 80 % de sua massa em água, quando vai sendo humificada a capacidade de retenção se eleva para 160 % e materiais bem humificados, ricos em colóides, como turfas e solos orgânicos chegam a reter de 300 a 400 %. O autor ainda relatou que o húmus puro chega a reter até o dobro dos valores apresentados para turfas e solos orgânicos. Acredita-se que isso possa explicar a formação de grânulos nos períodos mais tardios da compostagem, quando o material está mais humificado, justificando o aumento da permeabilidade.

Quanto ao conteúdo de água, em geral, observou-se que, maiores valores no início do processo de compostagem, quando havia pedaços maiores de material orgânico, tendeu a proporcionar aumento na resistência ao escoamento do ar e até mesmo restringi-lo. Isto, em geral, acontece, pois o excesso de água, com conseqüente intumescimento do material pode promover o preenchimento dos espaços vazios do material, reduzindo ou impedindo o escoamento do ar. Assim, menores conteúdos de água favoreceram escoamento de ar mais homogêneo na massa em compostagem. Isto é agravado para aqueles casos nos quais os ventiladores estão operando no modo negativo (sucção). Entretanto, menores valores no conteúdo de água, tendem a melhorar a permeabilidade do material, liberando os macroporos para a passagem do ar. Segundo Richard *et al.* (2004), materiais mais secos têm maior estabilidade estrutural, resistem à compactação, além de conseguirem manter melhor porosidade e permeabilidade, do que quando estão molhados. Os autores relataram, ainda, que a maior resistência mecânica observada com o aumento no conteúdo de matéria seca decorre do fato do material lignocelulósico ser amaciado e enfraquecido quando molhado.

Em determinadas regiões das leiras e, principalmente, no protótipo o aumento do conteúdo de água foi acompanhado de um aumento da permeabilidade, o que a princípio parece contraditório. Nesses casos, foi observado, como já dito anteriormente, que um aumento no conteúdo de água, associado ao aumento de partículas menores provenientes da degradação da matéria orgânica, proporcionaram a formação de grânulos e, conseqüentemente, o aumento dos macroporos e da permeabilidade. Nas leiras, esse efeito é, em geral, localizado em determinadas regiões e, muitas vezes, quando se estuda o comportamento global da

leira, seu efeito é diluído e não significativo. No protótipo, porém, a formação dos grânulos e suas conseqüências foram mais perceptíveis, sendo que um dos prováveis motivos seja o efeito de escala. Além disso, no protótipo, o material muito úmido pode se aderir a suas paredes criando regiões de fluxos preferenciais.

Na Figura 19 estão apresentadas vistas da formação de grânulos, localizados em diferentes regiões, nas diferentes leiras.

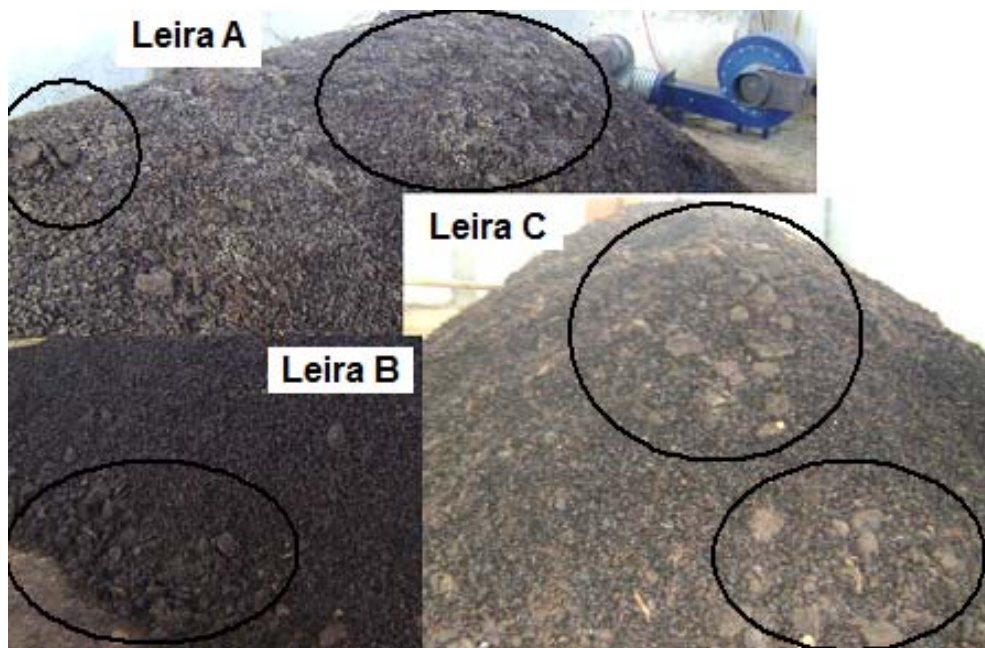


Figura 19. Vista dos grânulos formados, localizados em diferentes regiões e nas diferentes leiras.

Richard *et al.* (2004) observaram em seu trabalho que, apesar de ter ocorrido redução na porosidade, acompanhada por aumento no conteúdo de água, houve, paralelamente, aumento na permeabilidade, até pontos muito próximos aos da saturação. Os autores acreditaram que isso tenha ocorrido como conseqüência das mudanças na distribuição e tamanho de poros e partículas facilitadas pela agregação de finos em menores quantidades de partículas maiores, com correspondente maior macroporosidade. Nesse sentido, eles notaram que houve aumento no tamanho da partícula efetiva da ordem de 0,0002 m (conteúdo de água de 50 dag kg⁻¹) para 0,0021 m (conteúdo de água de 79 dag kg⁻¹), ou seja, cerca de 10 vezes.

Considerando o efeito de características da massa como porosidade e permeabilidade no escoamento de ar na massa em compostagem, Richard *et al.* (2004) relataram que essas características são diferentes para diferentes substratos,

uma vez que cada substrato é composto de uma mistura com diferentes tamanhos e formas de partículas e essas misturas podem ser compactadas para massas específicas diversas. Os mesmos autores relataram, também, que a resistência ao movimento do ar aumentou com a elevação do fluxo de ar e maiores espessuras de material ou maiores comprimentos do percurso do ar através do material.

Wang *et al.* (2011), trabalhando com compostagem com aeração forçada positiva, a partir de uma chapa perfurada, em um reator de 0,4 m de diâmetro por 1,8 m de altura relataram diferenças na difusão de oxigênio e, portanto na difusão de ar, na massa em compostagem. Nesse mesmo trabalho, os autores observaram diferenças espaciais e temporais de outras variáveis como temperatura, conteúdo de água, conteúdo de material orgânico facilmente degradável, causando mudanças na distribuição espacial das características dinâmicas do processo de compostagem.

Conforme relatado acima conseguir que fluxo de ar seja uniforme em uma massa em compostagem é extremamente complexo, uma vez que não se trata de um material isotrópico, nem no espaço e nem no tempo. Isso porque o material em compostagem está em contínua transformação, seja ela química, física e, ou biológica. Além disso, a dinâmica dessas transformações varia para diferentes regiões da leira e para diferentes substratos.

Além de todas essas considerações sobre a variabilidade no fluxo de ar na massa em compostagem, bem como das outras características dinâmicas do processo e que estão diretamente associadas à distribuição adequada do ar, torna-se importante ressaltar o efeito das características geométricas da leira. Segundo Navarro & Noyes (2002), geralmente, melhores distribuição e uniformização do ar são obtidas em silos altos e esguios, comparativamente com aquelas estruturas de armazenamento largas, rasas e planas. Segundo os autores, a eficiência dos primeiros, na distribuição e uniformização do fluxo de ar, pode ser de até 3 vezes em relação aos últimos. Acredita-se que nos silos altos e esguios se consiga uma melhor uniformidade em termos de resistência ao fluxo de ar, reduzindo a possibilidade de caminhos preferenciais.

Devilla *et al.* (2005) estudaram a distribuição do ar na aeração de grãos de milho em um silo vertical e de base circular, com fundo perfurado, sob fluxo de ar de $0,0157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$. Os autores observaram que no fundo do silo, próximo à sua parede e ao eixo de simetria, houve áreas onde a velocidade do ar foi muito baixa,

proporcionando zonas com pouca aeração e que uma distribuição uniforme da velocidade do ar ocorreu na superfície da massa de grãos. Além disso, verificaram que, quando o sistema foi submetido ao fluxo $0,0157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ de área perfurada, na região vizinha ao duto havia vetores velocidade, cujos módulos eram superiores a $0,0157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, e que a direção desses vetores era predominantemente próxima da horizontal. Sendo esse fato atribuído à menor resistência oferecida pela massa de grãos naquela direção. Neste trabalho, tal como discutido anteriormente, as leiras de compostagem ficaram sujeitas a diferentes fluxos de ar e em diferentes regiões. Tal fato contribuiu para que cada tratamento apresentasse, em diferentes regiões, grau de decomposição da matéria orgânica e conteúdo de água diferente.

Garantir o fluxo de ar uniforme na massa de compostagem ainda é um desafio para os pesquisadores, especialmente, em se tratando de leiras cuja geometria prejudica a adequada distribuição do ar. Conhecer como o fluxo de ar se distribui na massa de compostagem e ao longo do tempo pode permitir um dimensionamento do ventilador para as diferentes demandas de potência que estará sujeito ao longo do processo.

4.1.3. Conteúdo de água

Na Tabela 8 e na Figura 20 está apresentado o comportamento do conteúdo de água no material da LEA A, LEA B e LEA C, em função do tempo de compostagem.

Conforme pode ser verificado na Figura 20, houve redução acentuada no conteúdo de água no material, nos primeiros 14 dias de compostagem, independente do modo de operação das leiras, se com insuflação ou sucção. Foi observada uma elevação de cerca de $4 \text{ }^\circ\text{C}$ na temperatura do ar insuflado, o que favoreceu a redução no conteúdo de água quando o ventilador estava nesse modo de operação. O ar succionado não apresentou elevação de temperatura, porém quando os ventiladores operaram no modo de sucção, eles trabalharam por um tempo maior que os primeiros, o que pode ter contribuído para sua eficiência na remoção de água. Porém, mesmo assim, a mudança do sentido do escoamento do ar na LEA C, de insuflação para sucção, ocorrido no 7º dia, favoreceu a retenção de água na leira, denotada pela linha horizontal entre o 7º e 10º dia de compostagem.

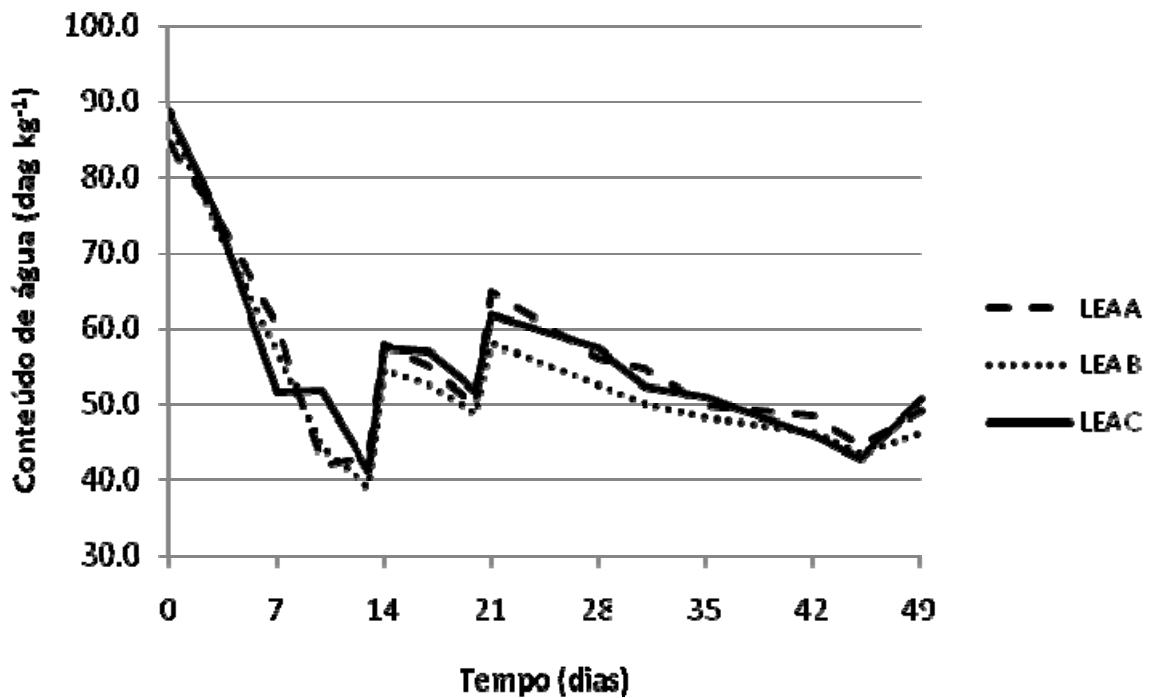
Tabela 8. Conteúdo de água no material em função do tempo de compostagem.

Conteúdo de água (dag kg ⁻¹)				
Dia	LEA A (3)	LEA B (5)	LEA C (7)	Água adicionada (L)
0	84,5**	87,7**	88,6**	LEA A:
3	75,5	73,8	75,6	209*
7	60,5	57,0	51,6	LEA B:
10	41,9	44,3	51,7	202*
14	43,2	39,0	41,0	LEA C:
14	57,7**	54,5**	57,4**	159*
17	54,9	52,4	56,9	
21	49,5	48,8	51,6	
21	65,0**	58,0**	61,8**	
28	56,0	52,5	57,3	
31	54,8	50,0	52,2	
35	49,9	48,3	50,9	
42	48,5	46,4	45,7	
45	44,5**	43,3**	42,8**	
49	49,2	46,3	50,8	

*- Valores correspondentes ao volume total de água adicionada em todo período de compostagem.

** - Valores após a correção do conteúdo de água no material.

(n) – Modo de operação ou intervalo de tempo em dias de insuflação e sucção.

**Figura 20.** Conteúdo de água no material em função do tempo de compostagem.

Acredita-se que, nesse período, o ambiente da massa de compostagem estêve favorável ao desenvolvimento dos microrganismos (proliferação, metabolismo e movimento). Assim, levando-se em consideração a grande quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável presente no meio, teve início e desenvolvimento a reações bioquímicas de oxidação que proporcionaram a elevação das temperaturas e evaporação da água, reduzindo, assim, o seu conteúdo no meio. Além disso, outro fator que concorreu para que houvesse grande remoção de água nos primeiros dias de compostagem foi o grande volume de ar insuflado ou succionado na massa, proporcionado pelo acionamento automático do ventilador, que ocorreu sempre que a temperatura no sistema atingiu 65 °C. Essa suspeita decorre do fato de que, conforme relatado por Inácio & Miller (2009), o volume de ar requerido para controlar o calor na massa de compostagem é nove vezes maior que aquele requerido para satisfazer a demanda de oxigênio.

Liang, *et al.* (2003), avaliando a influência do conteúdo de água e das temperaturas na atividade microbiana na compostagem de biossólidos, observaram que as atividades microbianas máximas ocorreram na faixa de conteúdo de água (60 a 70 dag kg⁻¹), e que entre 30 e 60 dag kg⁻¹, quanto maior o conteúdo de água maior foi a atividade microbiana. Nesse sentido, a LEA C foi a que apresentou uma menor variabilidade no conteúdo de água ao longo do processo de compostagem, seguida da LEA B e LEA A. Isso tende a influenciar na eficiência de decomposição da matéria orgânica. Entretanto, vale ressaltar que o conteúdo de água no material só tem influência significativa no processo quando a concentração de matéria orgânica biodegradável e a quantidade de oxigênio não forem fatores limitantes.

Neste estudo, buscou-se avaliar o efeito da umidade relativa do ar ambiente no ressecamento da massa de material em compostagem. No monitoramento diário das umidades relativas, máximas, mínimas e instantânea verificou-se que a umidade relativa média, ao longo dos primeiros 21 dias ficou em torno de 75 %. Entretanto, as altas temperaturas atingidas no meio, nesse período, aumentaram a capacidade evaporativa do ar em escoamento na massa, alterando o efeito da umidade relativa alta do ar externo. Segundo Haug (1993), mesmo em locais onde o ar ambiente possui umidade relativa alta, as leiras em que as condições internas na leira favoreçam a ocorrência de temperaturas termofílicas, grande quantidade de água é removida do material. Segundo o autor, a umidade relativa do ar de admissão possui

pequeno efeito na remoção de água do material quando a diferença de temperatura do ar de entrada e saída for superior a 25 °C. Neste trabalho, a diferença média entre a temperatura do ar de entrada na leira e do ar de saída correspondeu a 40 °C. Além disso, utilizando a forma de cálculo da demanda de ar, tal como proposta por Haug (1993), para os dados obtidos neste trabalho, verificou-se que massa de vapor de água presente no ar de entrada representou apenas 1 % da massa total de entrada.

Nos primeiros 14 dias de compostagem o volume de água adicionado em cada leira ocorreu na seguinte proporção, relativa ao volume total de água adicionado em cada leira, ao longo de todo o período de compostagem do material: 37 % na LEA A, 41 % na LEA B e 67 % na LEA C.

No 14º dia, ocorreu a primeira correção do conteúdo de água na massa em compostagem, além de reviramento do material. Provavelmente, devido ao reviramento, pequena parcela de matéria orgânica facilmente biodegradável que se encontrava nas regiões periféricas da leira foram incorporadas ao interior da massa, sendo degradada, o que provocou a elevação das temperaturas e consequente perda de água da massa.

A segunda correção do conteúdo de água ocorreu no 21º dia e a terceira correção no 35º dia, mas como pode ser observado, o material de todas as leiras apresentou, a partir do 21º dia, decréscimo contínuo, mas suave no conteúdo de água. Nesse período, ocorreram poucos acionamentos dos ventiladores, uma vez que poucas vezes a massa em compostagem apresentou a temperatura de 65 °C. Assim, a aeração ficou limitada a apenas três minutos por dia até o final da compostagem, sendo que no 45º dia ocorreu o último reviramento e correção de conteúdo de água no material das leiras.

Depois de 21 dias de compostagem, os volumes de água adicionados em cada leira de compostagem tiveram as seguintes proporções, em relação ao volume total de água adicionado em cada leira ao longo de todo o período de compostagem: 57 % no material da LEA A, 59 % no material da LEA B e 92 % no material da LEA C. Acredita-se que o volume de água adicionado, em cada leira, seja proporcional ao volume de água perdido devido às altas temperaturas resultantes nas reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica e, portanto, ao acionamento dos ventiladores para controle dessas temperaturas. Sendo assim, pode-se supor que o

material da LEA C apresentou, nesse período, maior taxa de degradação do material orgânico e, conseqüentemente, taxa de mineralização.

Paiva (2008), trabalhando com compostagem de carcaças de frango com aeração forçada positiva (insuflação), teve problemas de ressecamento da massa de material com apenas três dias de aeração do material. Assim, o autor desenvolveu um dispositivo no qual o ar, antes de ser insuflado, passava dentro de um galão com água e saía umedecido, passando, assim, as intervenções para correção de conteúdo de água ocorrer a cada 10 dias.

Sesay *et al.* (1998), em experimento no qual se comparou a eficiência de dois sistemas, um com aeração positiva e outro denominado híbrido (com aeração positiva e negativa), observaram que no sistema híbrido o material apresentou menor perda de água que aquele com aeração positiva e que, nesse último, a perda água chegou a ser inibitória do processo de degradação.

Conforme apresentado na Tabela 8, a demanda de água durante o período de compostagem no material da LEA A, LEA B e LEA C foram, respectivamente, de 209, 202 e 159 litros.

Na Tabela 9 estão apresentadas as reduções ocorridas no conteúdo de água, no material de todas as leiras, ao longo do processo de compostagem.

Tabela 9. Remoção de água do material orgânico, em diferentes períodos de compostagem.

Intervalos (dias)	Remoção de água (%)		
	LEA A	LEA B	LEA C
0-14	48,8	55,6	53,7
14-21	14,3	10,6	10,1
21-45	31,6	25,4	30,7
TOTAL	94,7	91,6	94,5

Conforme pode ser observado, os resultados confirmam aqueles apresentados na Figura 20, com perdas variando de 49 a 55 % nos primeiros 14 dias de compostagem. Já a soma das perdas de água nos 24 dias posteriores variou de 36 a 46 %. Acredita-se que os 46 % de redução apresentados no material orgânico da LEA A se deva ao fato desse tratamento ter tido problemas operacionais que retardaram em três dias o início da aeração.

Os resultados obtidos indicaram ser fundamental o controle no conteúdo de água do material para se obter adequado desenvolvimento e aumento na eficiência

do processo de compostagem. Nesse sentido, Liang *et al.* (2003) observaram que os efeitos do conteúdo de água são mais influentes na atividade microbiana e, portanto, na degradação da matéria orgânica que a temperatura. Assim, os autores sugerem que seria mais importante se os sistemas de compostagem fossem controlados com base no conteúdo de água no material do que na temperatura.

4.1.3.1. Movimentação da franja de umidade – LEA C

Na Tabela 10 e na Figura 21 está apresentado o comportamento da franja de umidade na LEA C, em três dias distintos de monitoramento do material em compostagem.

Tabela 10. Conteúdo de água no material, em três pontos da leira, em função do tempo de compostagem e do modo de operação do ventilador – LEA C.

Dia	Base (dag kg ⁻¹)	Centro (dag kg ⁻¹)	Topo (dag kg ⁻¹)	Modo de operação	Observação
7	37	46	59	Insuflação	Intervalo no período (dias): 7 a 14 d - sucção, (perdida) 14 a 21 d - insuflação, (perdida) 21 e 28 d - sucção e 28 e 35 d – insuflação
35	60	44	45	Sucção/insuflação	
45	43	41	41	Sucção/insuflação	

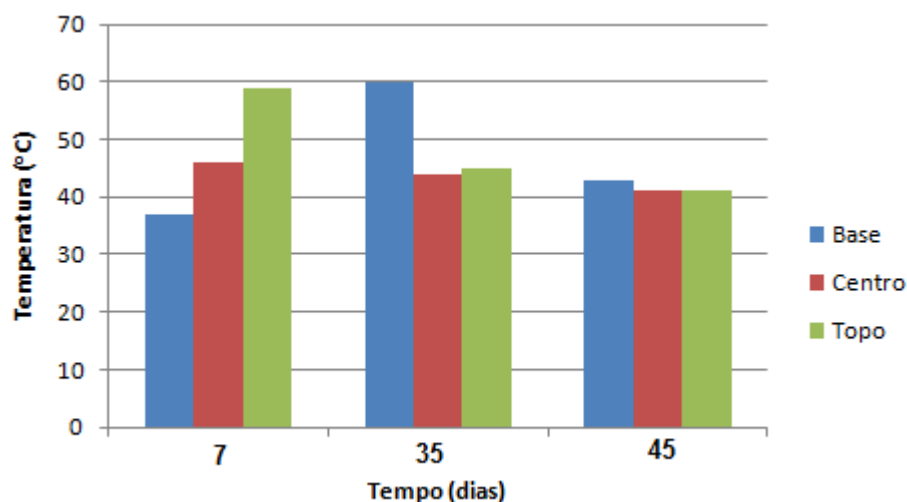


Figura 21. Movimentação da franja de umidade em função do modo de operação do ventilador e do tempo de compostagem (LEA C).

Embora o número de dados seja muito pequeno, por meio da Figura 21 é possível perceber que a sucção promoveu movimentação descendente da água na leira. De acordo com os dados apresentados na Tabela 10, pode ser observado que, nos primeiros 7 dias do material estar recebendo insuflação de ar, o conteúdo de água na região do topo da leira foi bem superior àquele do material da região da base da leira. O escoamento do ar no sentido ascendente, juntamente com o fenômeno de convecção, que ocorreu, predominantemente, nos intervalos em que o ventilador ficou desligado promoveu esse gradiente da umidade. Entretanto, entre 7º dia e 35º dia, os dados obtidos indicaram que houve exatamente o inverso. Ou seja, houve predominância de movimentação da água no sentido descendente, devido à sucção a que o material passou a ser submetido entre o 7º e 14º dia, mesmo depois de ter voltado a receber ar por insuflação, entre o 14º e o 21º dia. Embora tenha sido perdida a análise referente ao período do 14º e 21º dia, com base nos dados da Tabela 9, observa-se que a redução no conteúdo de água no material, entre o 7º e 14º dia foi bem superior ao que obtido no período entre os 14º e 21º dias, indicando maior tempo de aeração por sucção naquele período. Além disso, o monitoramento de 24 horas feito no período entre 0 e 14 dias e depois entre 14 e 21 dias permitiu constatar que no primeiro período o tempo de aeração foi maior que no segundo período. Assim, pode-se concluir que, no primeiro período mencionado, a atividade microbiana foi mais intensa, tendo as reações bioquímicas ocorrido em maior velocidade, conseqüentemente, a geração de calor foi maior. Tal fato promoveu o funcionamento do ventilador no modo de sucção por várias vezes, o que favoreceu a movimentação da água no sentido do interior da massa.

Sesay *et al.* (1998) observou comportamento semelhante em um sistema híbrido, operando com sucção e insuflação, na compostagem de resíduos sólidos urbanos. Navarro & Noyes (2002) relataram a ocorrência desse fenômeno quando da aeração de grãos por sucção.

Na Figura 22 está apresentado o perfil do material orgânico da LEA C, quando o ventilador operou no modo negativo ou sucção. Podem ser observadas três regiões distintas de umidade na massa. A região B, da base, aparentando estar bastante úmida, a Região C, do centro, aparentemente ressecada e a Região T, do topo também aparentando possuir alta umidade. Em princípio este não seria o perfil de umidade esperado para um sistema com ventilador operando em sucção.

Entretanto, isso só não aconteceria se o sistema operasse de modo contínuo, o que não é o caso do sistema adotado neste trabalho. Sendo assim, deve-se ressaltar que, como o sistema tem funcionamento intermitente, durante um certo período de tempo o ventilador fica desligado, até que as temperaturas se elevem e ele volte a ser acionado. Nesse intervalo de tempo em que o ventilador não está em operação, as correntes de convecção que atuam no interior da massa de compostagem promovem a migração da umidade para o topo leira, formando uma camada de, aproximadamente 10 cm próximo da superfície, identificada na Figura 22 como Região T, com alto conteúdo de água. Enquanto que a umidade da Região B é, exclusivamente, devido a migração de umidade provocada pela sucção do ar.

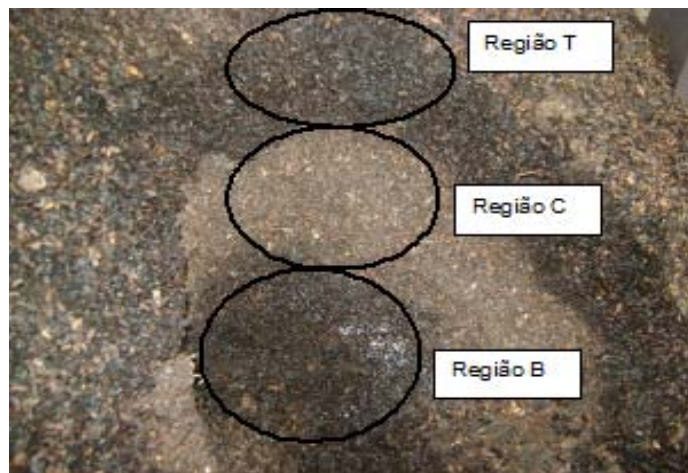


Figura 22. Vista do perfil de uma leira operando em sucção.

4.2. VARIÁVEIS QUALITATIVAS MONITORADAS NO MATERIAL ORGÂNICO EM COMPOSTAGEM NAS LEIRAS ESTÁTICAS AERADAS

4.2.1. Sólidos Voláteis (SV)

Na Figura 23 estão apresentados os gráficos da variação da concentração de SV em função do tempo de compostagem, no material submetido a cada um dos tratamentos. Na Tabela 11 estão apresentadas as suas equações ajustadas.

A dispersão de pontos na curva reflete a heterogeneidade do material e a não uniformidade do processo de compostagem.

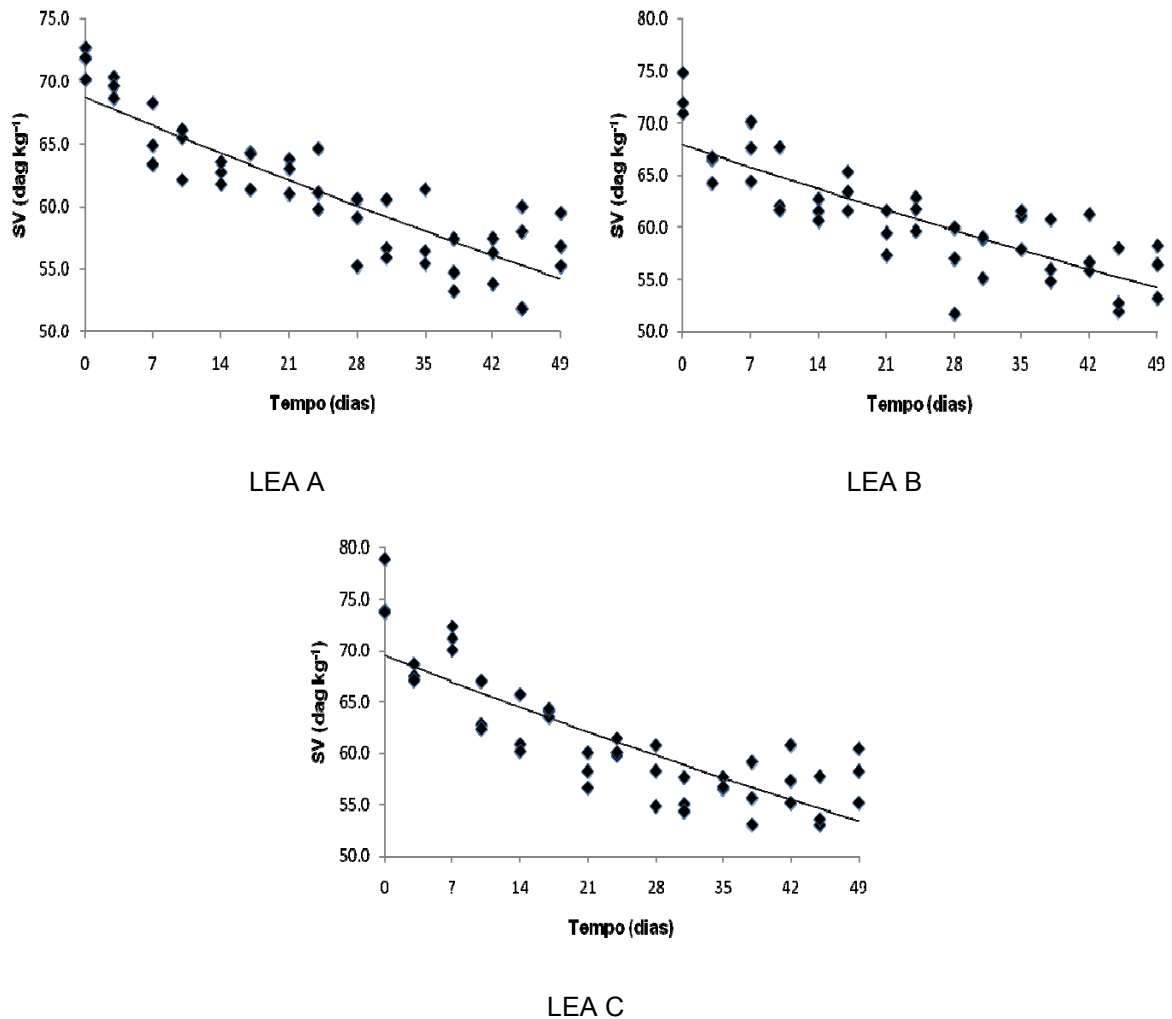


Figura 23. Concentração de sólidos voláteis no material orgânico, em função do tempo de compostagem, correspondentes aos setores 1, 2 e 3 de cada tratamento.

Tabela 11. Equações ajustadas para a variação de SV no material orgânico, em função do tempo de compostagem

Tratamento	Modo de operação	Equação ajustada	R ²	P (%)
Leira A	3 insuflação + 3 sucção	$SV = 68,76e^{-0,005d}$	0,7631	3,42
Leira B	5 insuflação + 5 sucção	$SV = 67,921e^{-0,005d}$	0,6716	3,97
Leira C	7 insuflação + 7 sucção	$SV = 69,502e^{-0,005d}$	0,697	4,47

Fatores como a má distribuição do fluxo de ar associado aos conteúdos de água diferentes de região para região na massa, certamente contribuíram para que houvesse flutuações nos valores e na eficiência global do processo. Além disso, ressalta-se que, em média, o volume de ar fornecido às leiras foi 65 % daquele estabelecido previamente.

As reduções globais médias na concentração de SV foram, respectivamente, de 20,0 %, 22,9 % e 23,3 % para o material das LEA A, LEA B e LEA C. Pelo teste de média de Tukey, a 5 % de probabilidade, não houve diferença significativa entre os três tratamentos. Entretanto, resolveu-se fazer uma análise avaliando-se a redução na concentração de SV nos diferentes períodos de compostagem do material orgânico. Após 14 dias de compostagem, houve redução de 11,8 % na concentração de SV no material da LEA A, ou seja, cerca de 60 % da sua redução total; no material da LEA B, a redução foi de 15 %, ou cerca de 65 % de sua redução total; e, no material da LEA C, a redução foi de 17,4 %, ou cerca de 75 % de sua redução total. Assim, numa análise parcial, estabelecida por tempo de compostagem, o tratamento a que foi submetido o material da LEA C foi mais eficiente que os demais.

Sesay *et al.* (1998), avaliaram a eficiência do modo de aeração positiva e do modo de aeração híbrida, com aeração positiva e negativa, na compostagem da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. No comportamento da variável SV, os autores observaram que, inicialmente, ou seja, antes de serem compostados, os materiais das leiras apresentaram a concentração de SV de 74,9 dag kg⁻¹. Ao final do processo a concentração foi de 61 dag kg⁻¹ na leira de compostagem em que o modo de aeração era positivo (insuflação) e 54 dag kg⁻¹, naquela em que o modo de operação era híbrido. A redução de SV foi de 17,4 % e 27,9 %, para o modo de aeração positiva e híbrida, respectivamente. Embora o sistema híbrido tenha apresentado maior redução na concentração de SV que aquele obtido no material submetido à aeração positiva, a estabilização do produto foi ligeiramente mais rápida nesse último. Segundo os autores, isto reflete a inadequação da tomada da concentração de sólidos voláteis como única referência na avaliação do desempenho de processos de compostagem, especialmente para substratos não homogêneos.

A Resolução CONAMA N° 375 (BRASIL, 2006) considera que, para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70, o que pode ser questionado. De acordo com as observações de Sesay *et al.* (1998), a variável sólidos voláteis não se mostrou a mais adequada para medir o grau de estabilização de um composto. Além disso, outros estudos têm mostrado que somente uma

parcela dos SV é efetivamente biodegradável e, sendo assim, somente essa parcela deve ser levada em conta quando o processo para a estabilização da matéria orgânica é a compostagem.

Os métodos mais utilizados, recentemente, para medir a estabilização de material orgânico tem sido aqueles que medem a atividade microbiana, como os chamados métodos respirométricos. Entretanto, esses métodos demandam mais tempo e, certamente, são mais caros que a simples determinação da concentração de sólidos voláteis. Acredita-se que uma avaliação baseada na concentração de sólidos voláteis biodegradáveis, obtida de forma indireta pela determinação do carbono facilmente oxidável, seria um meio termo em relação às anteriores.

Wang *et al.* (2011), trabalhando com compostagem de material orgânico com aeração positiva, encontraram cerca de 17 % de redução na concentração de SV em 18 dias de processamento. Azevedo (1993), na compostagem a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (RSU) pelo método de leiras estáticas aeradas, com aeração positiva e com aeração negativa, encontrou, respectivamente em média, reduções na concentração de SV de, aproximadamente, 33 % depois de 30 dias de aeração e 12 % depois de 57 dias de aeração.

Paiva (2008), trabalhando com aeração positiva em leiras para compostagem de carcaças de frango, encontrou reduções na concentração de SV no material orgânico, após 45 dias de aeração, de 23,9 %, quando da compostagem com frangos inteiros em cama de frango e bagaço de cana-de-açúcar; 21,8 %, quando da compostagem com frango triturado, cama de frango e bagaço de cana-de-açúcar; e 28,8 %, quando da compostagem de frango triturado, cama de frango e palha de café.

4.2.2. *Relação C:N e pH*

Na Figura 24 está apresentada a variação da relação C:N e do pH, no material orgânico das diferentes leiras, em função do tempo. A dispersão nos valores obtidos decorre da heterogeneidade do material, bem como do processo.

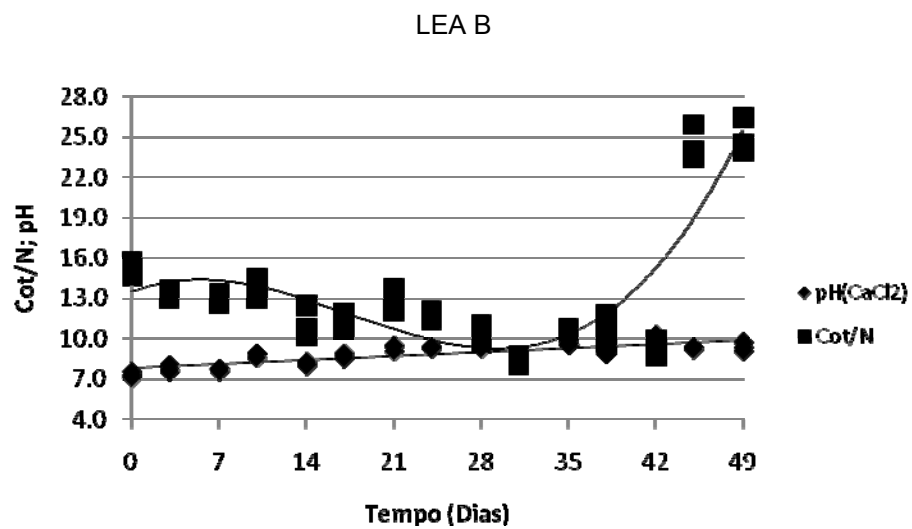
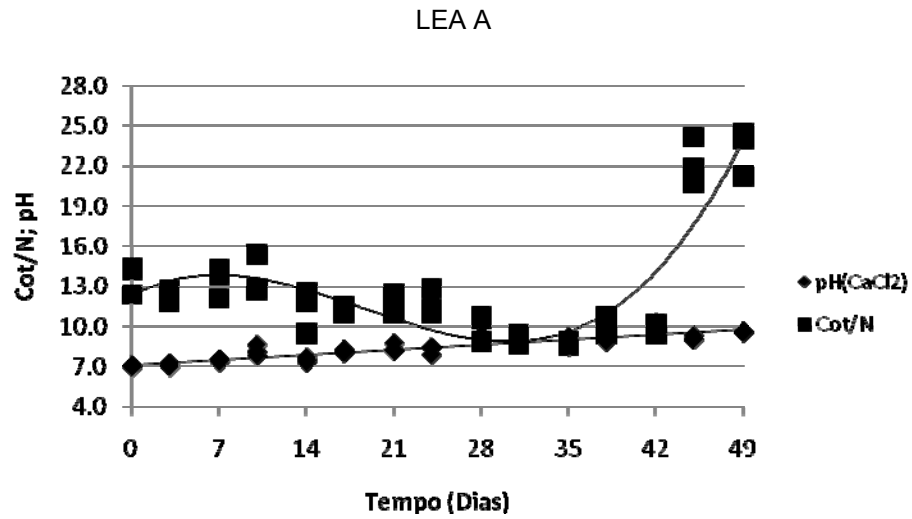
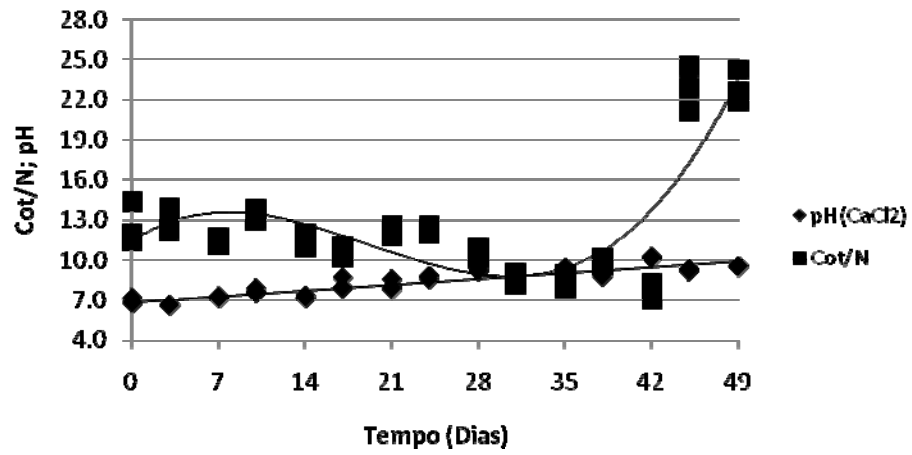


Figura 24. Variação do pH e da relação C:N em função do tempo de compostagem.

A relação C:N inicial no material orgânico de todas as leiras foi em torno de 13:1, considerada bem abaixo daquela considerada ideal na compostagem de resíduos orgânicos convencionais, que está entre 25 a 40:1 (SAFLEY *et al.*, 1996; EPA, 2007), mas dentro da faixa considerada adequada para compostagem de carcaças de animais que de 13 a 15:1 (GRAVES *et al.*, 2000) e de 10 a 20:1 (HENRY, 2003).

Os valores iniciais de pH foram em torno de 7,0, o que provavelmente ocorreu em decorrência de ter o material das leiras passado por um pré-tratamento para a decomposição das carcaças. Paiva (2008) obteve o mesmo comportamento em experimento semelhante.

O comportamento da relação C:N, ao longo de todo o processo de compostagem foi influenciado, especialmente, pela concentração de nitrogênio disponível, pH, temperatura e aeração. Sendo que as variações dos resultados obtidos se devem também as variações dessas variáveis em diferentes regiões das leiras.

Além de sua concentração na massa, do pH e da presença de oxigênio, a temperatura tem papel importante na dinâmica do nitrogênio no processo de compostagem. Assim, será feita uma abordagem ressaltando o comportamento da relação C:N em função das faixas de temperaturas associadas, ou seja, mesofílica ou termofílica.

Kiehl (1985) classificou a compostagem mesofílica como o processo no qual a digestão da matéria orgânica ocorre a temperaturas na faixa de 45 a 55 °C e termofílica quando a temperatura do processo é superior a 55 °C.

Nos primeiros 7 dias, as temperaturas da leiras variaram entre 47 e 65 °C, portanto dentro das faixas mesofílicas e termofílicas, porém com predominância da segunda. Nesse período, a taxa de perda de nitrogênio superou a taxa de oxidação do carbono, e assim, houve aumento na relação C:N.

Acredita-se que o aumento na relação C:N tenha sido decorrente da perda de nitrogênio por volatilização da amônia, favorecida pela grande disponibilidade de N no meio, pelo pH básico, pelas altas temperaturas e altas taxas de aeração no processo.

Segundo Graves *et al.* (2000) a liberação da amônia é favorecida por pH >7 e temperaturas elevadas, sendo que esse último favorece a formação de NH₃ devido a sua baixa pressão de vapor. Kim *et al.* (2010), estudando a influência da taxa de aeração na dinâmica do nitrogênio na compostagem, observaram que altas taxas de aeração foram responsáveis por cerca de 85 % da remoção de nitrogênio na forma de NH₃.

Em um segundo período, caracterizados, nas curvas, entre o 7º e 28º dia, as temperaturas variaram de 45 a 65 °C, ou seja, ficaram entre as faixas mesofílica e termofílica, na maior parte do tempo. Isso permitiu que houvesse uma decomposição acelerada da matéria orgânica, o que proporcionou decréscimo na relação C:N.

Stentiford *et al.* (1996a) consideram que a degradação máxima ocorra entre 45 °C e 55 °C e a máxima diversidade microbiana ocorra sob temperaturas entre 35 °C e 40 °C. Bhojar *et al.* (1979)¹⁸, citados por Aragão & Stentiford (1999), estudando o efeito da temperatura na mineralização do nitrogênio orgânico durante a compostagem, observaram que a máxima perda ocorreu na faixa entre 60 e 70 °C e uma máxima nitrificação correu entre 30 e 50 °C.

No terceiro período, caracterizados, nas curvas, entre o 28º e 49º dia, nas LEA A e B houve predominância de temperaturas termofílicas, enquanto na LEA C predominou temperaturas mesofílicas no material orgânico. Verificou-se, também, aumento acentuado na relação C:N, devido a perdas bruscas de nitrogênio da massa de material em compostagem. Como o pH nesse período já se encontrava acima de 9,0, acredita-se que o nitrogênio, em grande parte na forma NH₃, tenha sido liberado após os últimos reviramentos do material, para correção do seu conteúdo de água, ocorridos no 35º e 45º dias. Outra hipótese é que tenha ocorrido a desnitrificação do nitrogênio já mineralizado, afinal, esse período coincidiu com a baixa aeração das leiras.

Kader *et al.* (2007) verificaram que a compactação, juntamente com a adição de água, favoreceram a retenção de nitrogênio na massa, na forma de nitrogênio orgânico, quando o carbono e nitrogênio não foram limitantes no material orgânico em compostagem. Por outro lado, o reviramento favoreceu a liberação do nitrogênio na forma de amônia. Segundo os autores, tal comportamento ocorreu, pois,

¹⁸ BHOJAR, R. V., OLANIYA, M. S., & BHIDE, A. D. Effect of temperature on mineralisation of nitrogen during aerobic composting. **Indian Journal of Environmental Health**, 21(1), 23-34, 1979.

enquanto o reviramento aumentou a porosidade, a compactação e adição de água reduziram-na.

Segundo Graves *et al.* (2000), a desnitrificação ocorre na ausência ou deficiência de oxigênio quando bactérias aeróbias ou anaeróbias usam o nitrato como aceptores de hidrogênio. No caso deste trabalho, acredita-se que houve deficiência de oxigênio e não ausência, já que o material em compostagem não apresentou, nessa fase, odor característico de anaerobiose.

Sesay *et al.* (1998) observaram que o sistema híbrido, devido às maiores temperaturas e pH alcançados no meio, favoreceu maior liberação de nitrogênio na forma de amônia, se comparado ao sistema com aeração positiva.

Paiva (2008) observou comportamento semelhante, tanto no que se refere ao pH, quanto na relação C:N. Na média, dos três tratamentos com aeração forçada, o autor obteve um pH final em torno de 9,0, tendo partido de, aproximadamente 6,5 e relação C:N final em torno de 16:1, tendo partido de, aproximadamente 13,5:1.

Kumar *et al.* (2007) também observaram aumento na relação C:N com o tempo de compostagem de carcaças de frango. Esses autores obtiveram valores finais de relação C:N de 15,94 ($\pm 0,76$) a 23,09 ($\pm 4,62$), no tratamento em que o material de cocompostagem era a palha de arroz e de 16,25 ($\pm 1,06$) a 18,00 ($\pm 1,64$) no tratamento em que o material de cocompostagem era o feno de plantas de sorgo.

Flynn & Wood (1996), analisando as mudanças químicas e de temperaturas na compostagem de cama de frango, observaram, em leiras que iniciaram com relação C:N de 24, 26 e 26:1, após 84 dias de compostagem, relações C:N aumentadas ou ligeiramente reduzidas para valores de 22, 27 e 28:1, respectivamente. Os autores atribuíram isto ao fato de se ter disponibilidade reduzida de N para que a compostagem se processasse de forma mais eficiente.

Na Tabela 12 estão apresentadas as equações ajustadas para a variação de pH e relação C:N em função do tempo nos materiais orgânicos coletados nas leiras.

Tabela 12. Equações ajustadas para a variação no pH e na relação C:N no material orgânico em função do tempo de compostagem.

Tratamento	Modo de operação	Equação ajustada		R ²
LEA A	3 insuflação + 3 sucção	pH	$\text{pH} = 0,0635d + 6,8254$	0,85
		C _{OT} :N	$\text{C:N} = 0,0008d^3 - 0,0472d^2 + 0,5884d + 11,455$	0,67
LEA B	5 insuflação + 5 sucção	pH	$\text{pH} = 0,0546d + 7,1142$	0,82
		C _{OT} :N	$\text{C:N} = 0,0008d^3 - 0,0435d^2 + 0,4851d + 12,335$	0,76
LEA C	7 insuflação + 7 sucção	pH	$\text{pH} = 0,0433d + 7,7915$	0,67
		C _{OT} :N	$\text{C:N} = 0,0008d^3 - 0,0392d^2 + 0,3611d + 13,438$	0,73

4.2.3. CTC e a relação CTC:C_{OT}

Na Tabela 13 estão apresentados os valores de CTC e da relação CTC/C_{OT} em função do tempo de compostagem do material orgânico.

Tabela 13. Valores de CTC e da relação CTC/C_{OT} no material, ao longo do processo de compostagem.

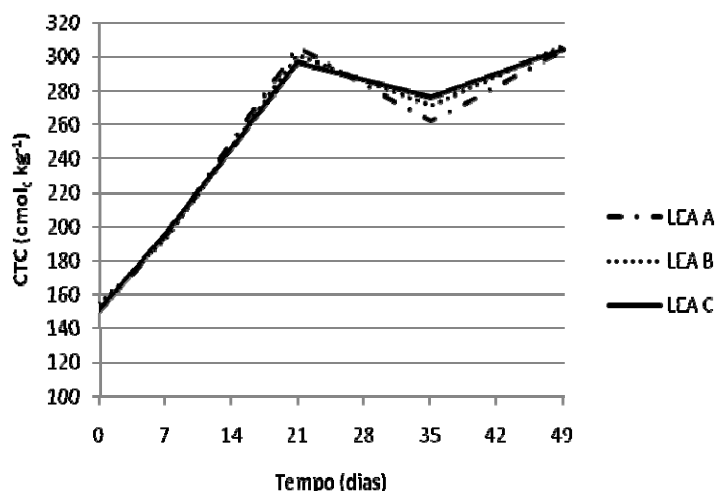
Dia	LEA A		LEA B		LEA C	
	CTC (cmol _c kg ⁻¹)	CTC/C _{OT}	CTC (cmol _c kg ⁻¹)	CTC/C _{OT}	CTC (cmol _c kg ⁻¹)	CTC/C _{OT}
0	150	3,6	154	3,7	151	3,4
7	195	5,1	193	4,9	196	4,8
21	306	8,4	301	8,7	297	8,8
35	262	7,8	272	7,8	276	8,4
49	303	9,1	307	9,5	304	9,1

Como podem ser observados na Tabela 13, os valores da CTC e da relação CTC/C_{OT} no material aumentaram, respectivamente, em média, em 100 % e 150 %. Acredita-se que, tanto o aumento observado na CTC como na relação CTC/C_{OT} ocorreram em função do aumento da superfície específica provocada pela degradação do material orgânico. Entretanto, o aumento no valor da CTC, dos resíduos orgânicos, também pode ter aumentado devido à formação de substâncias húmicas, decorrente da decomposição do material. Tais substâncias são colóides eletronegativos com grande capacidade de adsorção de cátions (nutrientes) em seus

sítios de troca. Segundo Pereira Neto (2007), a CTC de um adubo orgânico pode variar de 100 a 300 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Os valores de CTC obtidos para os materiais, ao final de cada tratamento, se encontram, ligeiramente, acima do limite superior da faixa indicada pelo referido autor, para composto orgânico.

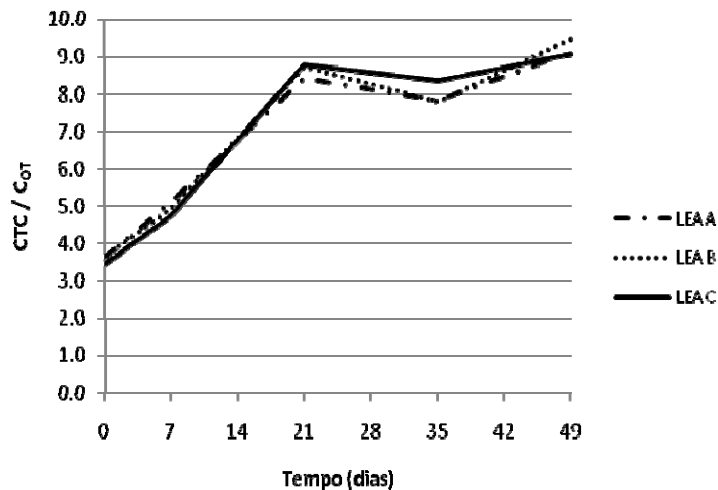
Paiva (2008), trabalhando com compostagem de carcaça de frango, cama de frango e palha de café, após 90 dias de tratamento, obteve valores para CTC e CTC/C_{OT} , respectivamente, de 209 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e 5,75 (composteira, contendo inicialmente carcaças inteiras) e 212 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e 9,74 (leira estática aerada, contendo inicialmente carcaças trituradas). O mesmo autor, substituindo a palha de café por bagaço de cana-de-açúcar, após 60 dias de tratamento, obteve valores para CTC e CTC/C_{OT} , respectivamente, de 180 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e 5,25 (leira estática aerada, contendo inicialmente carcaças inteiras) e 215 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e 6,96 (leira estática aerada, contendo inicialmente carcaças trituradas). Os valores obtidos superaram, todavia, os apresentados por Kiehl (1998)¹⁹, citado por Matos (2006b), que afirmou que um bom composto deverá apresentar CTC de 60 a 80 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$. Em turfa, tem-se encontrado valores de 80 a 120 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$, enquanto em linhito os valores estão entre 200 e 220 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$.

Na Figura 25 estão apresentados os comportamentos da CTC e da relação CTC/C_{OT} em função do tempo de compostagem do material orgânico.



(a)

¹⁹ KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E.J. Kiehl, 1998. 171p.



(b)

Figura 25. Comportamento da CTC (a) da relação CTC/C_{OT} (b) no material orgânico em função do tempo de compostagem.

Aumento no pH proporciona aumento na CTC da matéria orgânica humificada, que pode chegar a valores entre 200 e 400 cmol_c kg⁻¹, tal característica é denominada como cargas dependente de pH (MATOS, 2006b). O fato de o pH, ao final do experimento, ter ficado acima de 9,0, no material em compostagem submetido a todos os tratamentos, pode ter contribuído para o aumento no valor da CTC no material, ainda na fase de compostagem ativa, ou seja, sem que houvesse a necessidade de se chegar à fase de maturação para que tal fato ocorresse.

Como valores da relação CTC/C_{OT} acima de 1,7 indicam bom índice de humificação do material orgânico (HARADA & INOKO, 1980), pode-se constatar que todos os materiais podem ser considerados materiais humificados. Os valores finais da relação CTC/C_{OT} obtidos no presente trabalho foram de 9,1, 9,5 e 9,1 para a LEA A, LEA B e LEA C, respectivamente. Isso corresponde a, aproximadamente, 5,5 vezes o valor de referência indicado pelos referidos autores. Ressalta-se, entretanto, que os materiais de todas as leiras já apresentavam valores da relação CTC/C_{OT} duas vezes maior que o valor de referência de 1,7.

4.2.4. Análises microbiológicas

Os microrganismos de interesse neste trabalho foram os coliformes termotolerantes e a *Salmonella*. Os resultados das análises microbiológicas estão

mostrados na Tabela 14. Esses microrganismos encontram-se dentre os mais utilizados para avaliar a qualidade, em termos sanitários, de compostos orgânicos. (PEREIRA NETO, 2003).

Considerando que a destinação final de todo composto seja a sua aplicação no solo, para efeito de avaliação da eficiência de cada processo na eliminação de organismos patogênicos, foi usado, como referência, os valores contidos na resolução CONAMA N° 375 (BRASIL, 2006). Nesta resolução está estabelecido que, para haver aproveitamento agrícola do lodo de esgoto, no mesmo deve estar ausente a *Salmonella* em amostra de 10 g de ST e que a contagem de organismos de coliformes termotolerantes esteja menor que 10^3 NMP/g de ST.

Tabela 15. Análises microbiológicas no material orgânico em função do tempo de compostagem.

Tempo (dias)	Tipo de análise	LEA A (3)	LEA B (5)	LEA C (7)	Correção do conteúdo de água
0	<i>Salmonella</i> ¹	Ausência	Ausência	Presença	x
14		Ausência	Ausência	Ausência	x
28		Presença	Presença	Ausência	
35		Ausência	Ausência	Ausência	x
49		Ausência	Ausência	Ausência	
49	Coliformes termotolerantes ¹	0 NMP g ⁻¹	0 NMP g ⁻¹	0 NMP g ⁻¹	

1 – Análises feitas em laboratório do Departamento de Tecnologia de Alimentos da UFV;

(n) - Modo de operação ou intervalo de tempo em dias de insuflação e sucção.

Conforme já dito, o material constituinte das leiras havia passado por um pré-tratamento para a decomposição das carcaças de frango antes que fosse iniciada a compostagem com aeração forçada. Tal fato contribuiu para a ausência de *Salmonella* nas primeiras amostras da LEA A e LEA B. Entretanto, apesar do pré-tratamento, pode ser observado na Tabela 14 que o material da LEA C apresentou *Salmonella* nas primeiras amostras, enquanto, aparentemente, houve recontaminação do material da LEA A e da LEA B. Paiva (2008), trabalhando com compostagem de carcaças de frango com aeração forçada positiva, observou esse processo de recontaminação das leiras em amostras coletadas 30 dias após o início da compostagem. Acredita-se que essa recontaminação ocorreu devido à presença desses microrganismos nas regiões periféricas das leiras, regiões essas que não ficaram sujeitas as temperaturas sanitizantes, como aquelas ocorridas no seu

interior. Assim, ao se fazer a correção do conteúdo de água, esses microrganismos foram introduzidos no interior da massa de compostagem.

Esse processo de recontaminação também foi relatado por Sesay *et al.* (1998) após o reviramento do material para correção do conteúdo de água no material, ocorrido depois de 20 dias do início do processo de compostagem com aeração forçada. Os autores consideraram que a recontaminação da massa de compostagem por microrganismos presentes nas camadas mais externas, uma vez que as temperaturas naquela região não alcançaram valores suficientes para promover a sanitização. Tal fato corrobora a necessidade de, mesmo em processo de leira estática aerada, haver o reviramento, pelo menos uma vez ao longo do período de compostagem, tomando-se o cuidado de colocar as camadas externas de material no interior das leiras.

O binômio tempo/temperatura, para a redução de patógenos deve variar segundo o processo de compostagem adotado. Nesse sentido, o National Research Council (2002) considera que para compostagem em leira estática aerada ou reatores fechados a temperatura de 55 °C deve ser mantida por um mínimo de três dias, enquanto na compostagem em leiras “Windrow” essa mesma temperatura deve ser mantida por, no mínimo, 15 dias. Depois de vários dias com temperaturas superiores a 55 °C e dois reviramentos sucessivos, no 35º e 45º dia, e duas amostragens sucessivas, nos 35º e 49º dias, não foram detectadas a presença de *Salmonella*. Tal fato permitiu que se assegurasse a ausência desse tipo de microrganismo no composto orgânico produzido.

Em relação aos coliformes termotolerantes não foi detectada a presença desses microrganismos nas amostras coletadas e analisadas no composto orgânico produzido.

4.3. ENSAIO EM PROTÓTIPO

4.3.1. *Massa específica do material com o tempo de compostagem*

Na Tabela 16 estão apresentados dados de massa específica e conteúdo de

água em diferentes estádios de compostagem do material orgânico.

Tabela 16. Conteúdo de água, massa específica úmida e seca em diferentes estádios de degradação bioquímica do material orgânico.

Tempo (dias)	Conteúdo de água (b.u.) (dag kg ⁻¹)	Massa específica úmida (kg m ⁻³)	Massa específica seca (kg m ⁻³)
0	63,7	537	296
7	51,6	526	350
14	41,0	388	272
21	57,3	491	289
28	50,9	573	397
35	45,7	407	272
42	43,6	427	296

Considerando as massas específicas dos materiais úmidos, os resultados obtidos variaram de 388 a 573 kg m⁻³, e os conteúdos de água (U_{bu}) de 41 e 63,7 dag kg⁻¹, enquanto a massa específica seca variou de 272 a 397 kg m⁻³. Silva *et al.* (2008), ao avaliarem bagaço de cana-de-açúcar picado misturado com cama de frango, obtiveram massa específica úmida de 393 kg m⁻³ (30 dias e U_{bu} de 82,5 dag kg⁻¹) a 424 kg m⁻³ (90 dias, U_{bu} de 68,7 dag kg⁻¹), enquanto a massa específica seca obtida foi, respectivamente, de 215 e 252 kg m⁻³. Os autores atribuíram essa pequena variação da massa específica seca do material compostado à presença do bagaço de cana de açúcar. Pereira Neto (2007) considerou que o composto orgânico deva ter massa específica úmida entre 450 e 550 kg m⁻³ (U_{bu} = 55 dag kg⁻¹). Richard *et al.* (2004) obtiveram massas específicas para um material orgânico, após 13 dias de compostagem que variaram de 194 kg m⁻³ (U_{bu} de 50 dag kg⁻¹) até 577 kg m⁻³ (U_{bu} de 77 dag kg⁻¹), enquanto que a massa específica seca variou de 100 a 200 kg m⁻³. Sendo assim, quando se mencionar a massa específica úmida de uma material ela deve vir acompanhada do conteúdo de água correspondente, tendo em vista que essa variável se altera muito dependendo do conteúdo de água no material.

A massa específica seca máxima, obtida aos 28 dias, foi 46 % maior que a mínima, essa variação foi atribuída, principalmente, à maior acomodação do material e ao estágio de degradação bioquímica do material orgânico que proporcionou a diminuição das dimensões do material palhoso, proporcionando maior compactação da massa. As variações observadas nas massas específicas do material, ao longo

do período de sua compostagem é consequência da natural heterogeneidade do processo, que não se dá de forma homogênea e uniforme espacial e temporalmente.

4.3.2. Perda de pressão do ar como função da espessura da camada de material

Na Figura 26 estão apresentadas as curvas e na Tabela 17 as equações ajustadas aos dados de perda de pressão do ar em escoamento como função da espessura da camada de material, em diferentes estádios de degradação bioquímica.

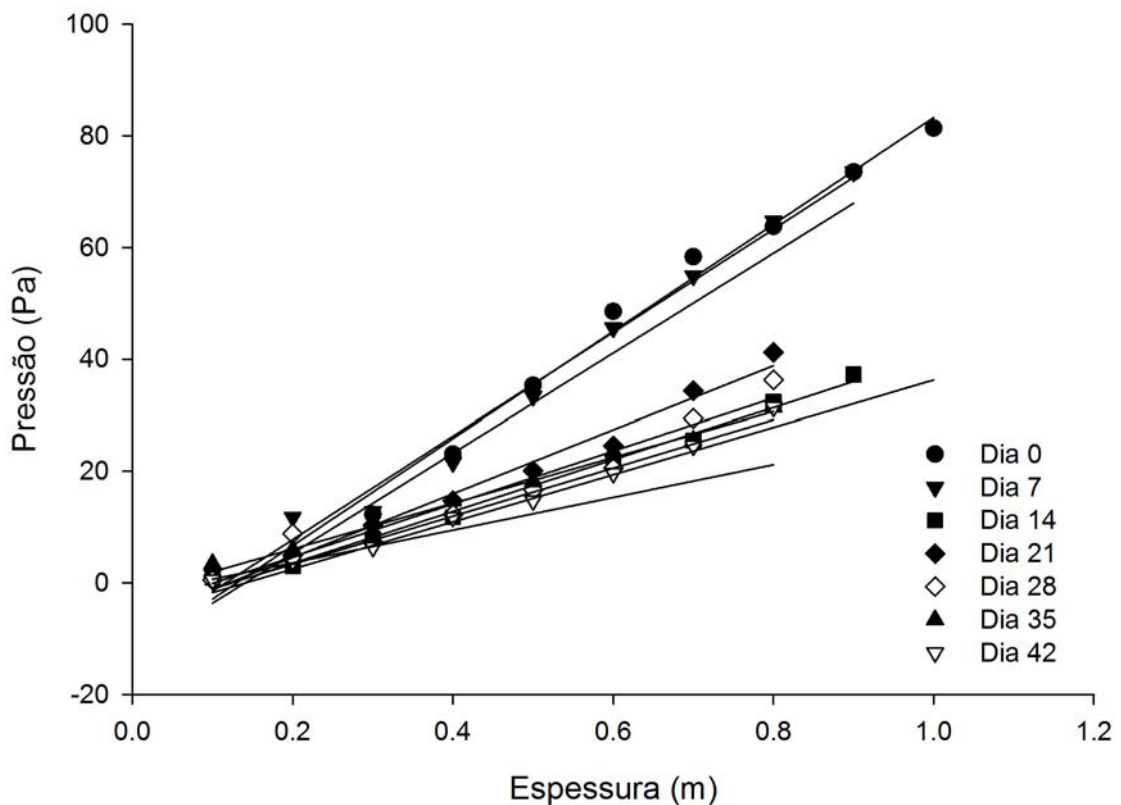


Figura 26. Variação da pressão do ar em função do estágio de degradação, conteúdo de água, para fluxo de ar na faixa de $0,06$ a $0,11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ e espessura de camada de material de $0,79$ a $0,88 \text{ m}$.

Verificou-se aumento linear da perda de pressão no ar com a espessura de material em todos os estádios de degradação. Além disso, verificou-se que a declividade da curva foi maior, ou seja, maior gradiente de pressão, no início do processo de compostagem, o que foi atribuído ao maior conteúdo de água. À medida que o processo de compostagem foi avançando, observou-se que o

gradiente de pressão foi reduzindo, denotado pelas menores declividades das curvas correspondentes. Esse comportamento, como já dito anteriormente, pode ser atribuído a granularização das partículas do material decomposto, na presença de água. Esses grânulos formados aumentaram a permeabilidade e, portanto, reduziram o gradiente de pressão.

Tabela 17. Perda de carga (P) em função da espessura do material (H), em diferentes estádios de degradação bioquímica do material orgânico.

Tempo (dias)	Equação de ajuste	R ²
0	P = 95,782H-12,484	0,9905 ^a
7	P = 92,566H-10,771	0,9857 ^a
14	P = 46,406H-5,7735	0,9917 ^a
21	P = 57,132H-6,8978	0,9840 ^a
28	P = 47,328H-4,8145	0,9489 ^a
35	P = 40,967H-2,1359	0,9852 ^a
42	P = 43,068H-5,2872	0,9843 ^a

a- Coeficientes significativos a 0,01 % de probabilidade (P<0,0001).

Matos *et al.* (no prelo) observaram que houve aumento linear da pressão estática do ar ao passar pelo material em compostagem com a sua espessura, porém seus estudos não indicaram haver variação na perda de pressão em função do estágio de degradação do material. Moreira *et al.* (2008) observaram que houve aumento na pressão estática do ar ao passar pelo material em compostagem com o logaritmo da espessura da camada e com o tempo de degradação bioquímica do material. Acredita-se que a diferença de comportamento observada pelos autores, em relação a este trabalho se deva, principalmente, à faixa de fluxo de ar utilizada por eles, que variou de, aproximadamente 0,5 a 2,7 m³ s⁻¹ m⁻², enquanto neste trabalho variou de 0,06 a 0,11 m³ s⁻¹ m⁻². Para valores de fluxo de ar superiores 0,05 m³ s⁻¹ m⁻² (RICHARD *et al.*, 2004), e para valores superiores a 0,1 m³ s⁻¹ m⁻² (BROOKER, 1969), o efeito da força de arraste foi bastante significativo e, sendo assim, o comportamento da pressão estática em função da espessura de material, possivelmente, será diferente daquele obtido neste trabalho.

Na Tabela 18 estão apresentadas as equações ajustadas, por diferentes autores, para perda de carga em função da espessura e do estágio de degradação bioquímica. A partir dessas equações foi determinada a perda de carga do ar ao

atravessar 1 m de espessura, considerando a faixa de fluxo de ar obtida neste trabalho, para o material compostado.

Tabela 18. Equações ajustadas de perda de carga (P) em função da espessura do material (H) e valores de perda de carga em 1m de espessura de material compostado.

Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-2}$)	Equação	Perda de carga (ΔP) (Pa m^{-1})	Autor
0,099	$P = 43,068H - 5,2872$ (42)	37,78	Este Trabalho
0,101	$P = 7,6234H + 0,1895$ (60)	7,8129	Matos <i>et al.</i> (no prelo)
0,102	$P = 152,87 \times \ln H + 301,29$ (60)	301,29	Moreira <i>et al.</i> (2008)

(n) – Tempo de compostagem.

Conforme pode ser observado na Tabela 18, as perdas de carga em um metro de material compostado variaram bastante entre os diferentes trabalhos. Comparando os diferentes trabalhos, em relação a este, verificou-se que a equação proposta por Matos *et al.* (no prelo) apresentou um resultado 5 vezes menor, enquanto que a equação proposta por Moreira *et al.* (2008), apresentou um resultado cerca de 8 vezes maior. Acredita-se que as diferenças encontradas foram em função das diferentes características físicas do material, tamanho médio de partículas, forma, rugosidade e posição dessas partículas em relação ao fluxo de ar, e do conteúdo de água presente no material. Além disso, a forma como foi feito o carregamento e o tempo entre o carregamento e as determinações da perda de carga. Todas essas variáveis citadas influenciam a permeabilidade do material e, conseqüentemente, a perda de carga do ar ao passar através dele.

Neste trabalho, também foram determinadas as perdas de cargas na massa de compostagem das leiras. As tomadas de pressão foram colocadas nos dutos de aeração, cerca de 1 m antes de entrarem na massa de compostagem. Considerando os dados de perdas de carga após 42 dias de experimento, os resultados foram 299 Pa, para fluxo de ar de $0,06 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, de 370 Pa, para fluxos de ar de $0,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, e de 326 Pa, para fluxos ar de $0,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-2}$, para as leiras A, B e C, respectivamente. Os fluxos de ar aqui apresentados, para cada uma das leiras, são fluxos de ar médios, a partir de 450 observações. Como podem ser observados, os valores obtidos para as leiras, em relação aqueles obtidos para o protótipo variaram significativamente. Os valores obtidos para as leiras foram cerca de 8 a 10 vezes

maior que aquele obtido, neste trabalho, para o protótipo. Vale ressaltar que, apesar do protótipo utilizar o mesmo material da leira C, o valor medido diretamente na leira foi 8,5 vezes maior que aquele obtido no protótipo. Entretanto, o valor obtido na leira ficou bem próximo daquele calculado por Moreira *et al.* (2008), e apresentado na Tabela 18.

Para este trabalho, os dados obtidos no protótipo não refletiram bem o comportamento monitorado nas leiras. Acredita-se que a formação de grânulos e o efeito de escala estão entre os motivos. Além disso, tem-se a aderência de materiais orgânicos úmidos nas paredes do protótipo, que criam macroporos e caminhos preferências, reduzindo a perda de carga. Acredita-se que a seção transversal do protótipo deva ser dimensionada considerando o diâmetro médio das partículas do material a ser avaliado. Podendo, nesse caso, adotar a recomendação da literatura que o diâmetro médio das partículas seja superior a 1/10 do diâmetro do protótipo.

Pesquisas anteriores encontraram diferentes resultados, para diferentes materiais, diferentes fluxos de ar e condições de permeabilidade. McGuckin *et al.* (1999) encontraram perdas de carga entre 3 e 120 Pa para fluxos de ar entre 0,007 e 0,04 m³ s⁻¹ m⁻² em mistura de resíduos de alface, cebola e dejetos de frango e serragem de madeira, na proporção, em termos de massa fresca de 101:130:52: 1. Nesse trabalho, os autores testaram diferentes agentes estruturantes e diferentes proporções desses agentes na massa de compostagem. A larga faixa de valores encontrada é resultado da influência da permeabilidade e dos fluxos de ar na compostagem. Nicolai & Janni (2001) verificaram que a perda de carga aumenta quando a percentagem de mistura de composto orgânico é aumentada nas raspas de madeira (entre 1,3 e 7,6 cm). Os autores encontraram perda de carga entre 4 e 14 Pa no material, quando submetido a fluxo de ar de 234 m³ h⁻¹ m⁻². Verificaram, também, que o aumento no conteúdo de água do composto orgânico misturado proporcionou aumento na perda de carga do ar. Kusińska (2008), avaliando a resistência ao fluxo de ar através de grãos de trigo, verificou que um aumento da densidade dos grãos de trigo de 787 a 1063 kg m⁻³ e um aumento do fluxo de ar de 0,15 a 0,5 m³ s⁻¹ m⁻² causou um aumento na perda de carga de 0,73 para 9,24 Pa m⁻¹. Jekayinfa (2006) avaliando a perda de carga do ar em sementes de alfarroba, com fluxo de ar variando entre 0,201 e 0,275 m³ s⁻¹ m⁻², com espessura e conteúdo de água (base úmida) variando entre 76,5 e 382,5 mm e 9,50 e 37,65 dag kg⁻¹,

respectivamente, verificou que a perda de carga do ar diminuiu com a diminuição do fluxo de ar e da profundidade do leito, e com o aumento do conteúdo de água nos grãos.

4.3.3. Perda de pressão em função do estágio de degradação bioquímica do material

Como pode ser observado na Figura 23, as maiores pressões estáticas foram obtidas no início do processo de compostagem, acredita-se que isto tenha ocorrido mais em função do maior conteúdo de água presente na massa de compostagem nesse período, uma vez que as alterações proporcionadas pela degradação do material ainda eram pequenas. Entretanto, com o passar do tempo, com a degradação do material estando mais avançada, observou-se decréscimo na pressão estática do ar para a mesma profundidade. Acredita-se que tal comportamento seja devido à combinação da presença de finos da decomposição da matéria orgânica e água livre na massa de compostagem. Como discutido anteriormente, água promove a aglutinação desses finos, formando grânulos e aumentando a permeabilidade do material. Com isso, ocorre uma redução na pressão estática. Silva *et al.* (2008) e Moreira *et al.* (2008), observaram que quanto maior o tempo de degradação bioquímica maior foi a perda de pressão. Acredita-se que um dos motivos para essa diferença seja a característica da matéria prima utilizada em ambos os trabalhos. Dependendo da posição da partícula de bagaço de cana-de-açúcar triturado em relação à direção do escoamento ela oferecerá maior ou menor resistência ao ar ou perda de carga.

4.3.4. Influência da massa específica e conteúdo de água em algumas características e propriedades físicas do material

Nas Figuras 27a, 27b, 27c e 27d estão apresentados, respectivamente, curvas da porosidade (ϵ) em função da massa específica úmida (ρ_u) e da permeabilidade (k)

do material, da permeabilidade em função do conteúdo de água (U_{bu}) e da massa específica úmida em função do conteúdo de água.

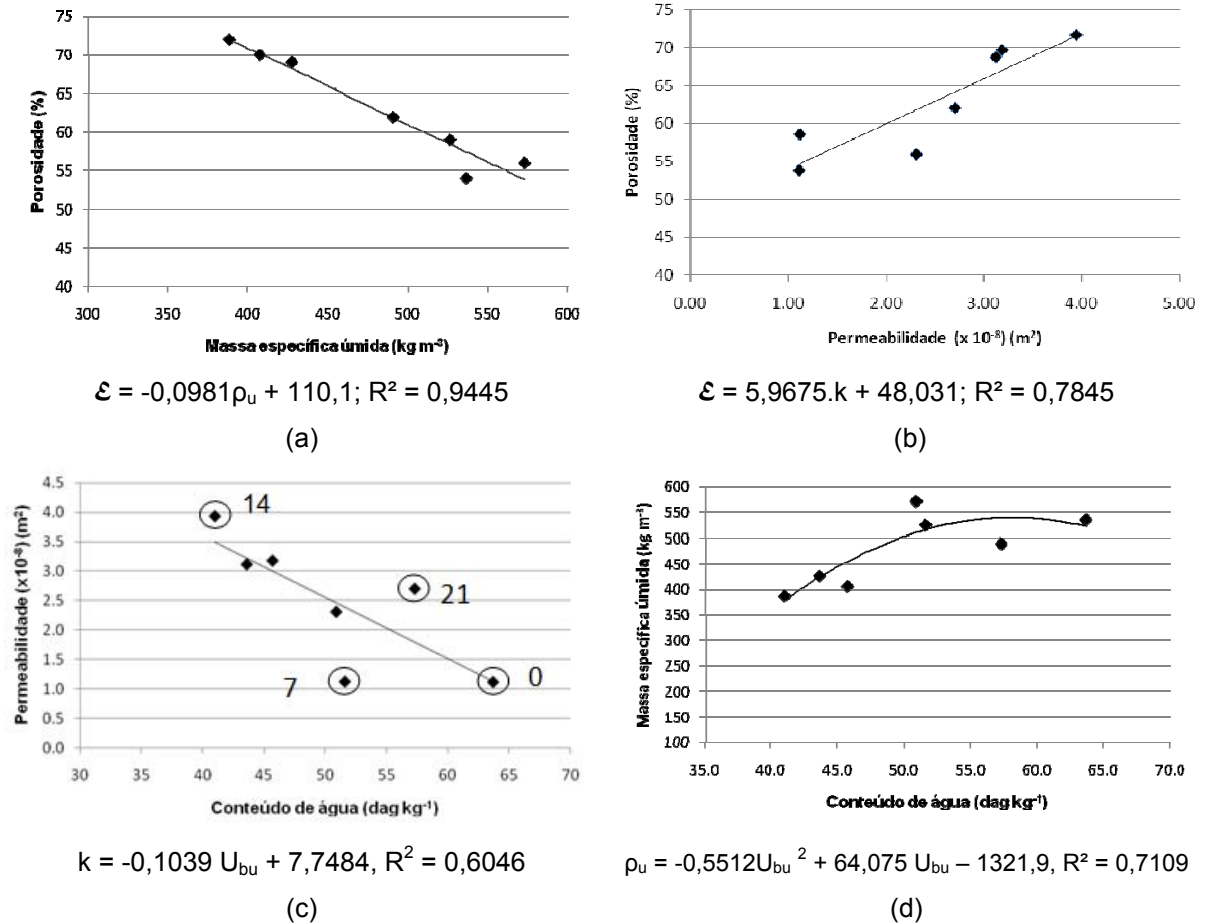


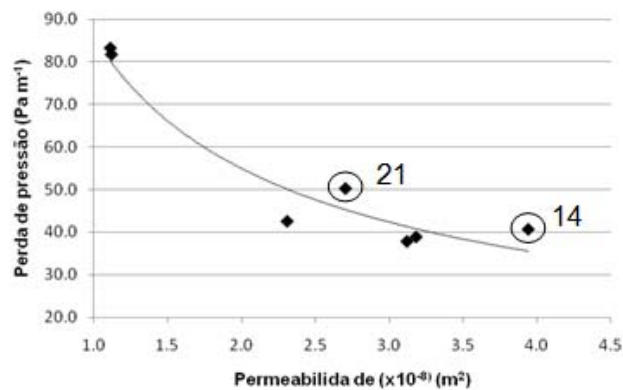
Figura 27. Comportamento da porosidade em função da massa específica úmida (a); da porosidade em função da permeabilidade (b); da permeabilidade em função do conteúdo de água (c); e da massa específica em função do conteúdo de água (d).

Como pode ser observado, houve boa correlação entre a massa específica úmida e a porosidade (Figura 27a) e desta com a permeabilidade do material (Figura 27b). Além disso, pode ser observado que, em geral a permeabilidade decresceu com o aumento do conteúdo de água (Figura 27c) e a massa específica úmida subiu, até próximo de 550 kg m^{-3} , para um conteúdo de água em torno de 57 dag kg^{-1} (Figura 27d). Considerando que o maior conteúdo de água no material do protótipo, durante este experimento, foi $63,7 \text{ dag kg}^{-1}$, que correspondeu a uma massa específica úmida de, aproximadamente 537 kg m^{-3} , pode-se dizer que a massa específica aumentou a medida que o conteúdo de água aumentou.

Como pode ser observado na Figura 27c, a permeabilidade apresentou uma tendência de redução com o aumento do conteúdo de água, o que é esperado para

um meio poroso estruturado. Entretanto, o baixo coeficiente de determinação foi influenciado pelos pontos que corresponderam ao 7º, 14º e 21º dia, sendo que, nos dois primeiros casos, o material do protótipo ainda era o mesmo carregado no dia 0 (zero). Entre o dia 0 e 7 acredita-se que houve uma ligeira compactação, devido ao rearranjo das partículas do material, de tal maneira que, apesar do conteúdo de água ter reduzido de $63,7 \text{ dag kg}^{-1}$ para $51,6 \text{ dag kg}^{-1}$, a permeabilidade se manteve constante. Entre o 7º e o 14º dia, observou-se que a redução no conteúdo de água para 41 dag kg^{-1} teve um efeito mais significativo sobre a permeabilidade do que a compactação sofrida. Nesse caso, o material do protótipo se comportou como um meio poroso estruturado, no qual a permeabilidade aumenta quando o conteúdo de água diminui. Entre o 14º e o 21º dia o material do protótipo já era proveniente de um novo carregamento, sendo que no 14º dia esse material havia passado por um processo de reviramento e correção do conteúdo de água. Considerando que o material do protótipo era proveniente da LEA C e que nessa leira, de toda a redução de SV alcançada 75 % ocorreu no 14 primeiros dias, então o material do protótipo, nesse período, tinha maior teor de finos que o inicial. Sendo assim, como dito anteriormente, o aumento da concentração de finos associado ao aumento do conteúdo de água, promoveu a formação de granulos e, conseqüentemente, o aumento da permeabilidade do material do protótipo. Richard *et al.* (2004) observaram que o aumento no conteúdo de água no material, embora proporcionasse redução na porosidade do meio, também proporcionou aumento na permeabilidade do material. Os autores atribuíram isso a mudanças na distribuição e tamanho de poros e partículas e, uma vez que a água facilita a agregação de finos em menor quantidade de partículas maiores, isso corresponde a poros maiores interpartículas (macroporos). Esses mesmos autores observaram, em seu trabalho, variação no tamanho médio da partícula efetiva de $0,0002 \text{ m}$ (conteúdo de água de 50 %) para $0,0021 \text{ m}$ (conteúdo de água de 79 %), ou seja, aumento de dez vezes.

Na Figura 28 está apresentada a curva de perda de pressão em função da permeabilidade.



$$\Delta P = 85,831k^{-0,643}, R^2 = 0,9044$$

(c)

Figura 28. Perda de pressão em função da permeabilidade (a) e da permeabilidade em função do conteúdo de água (d).

Acredita-se que a Figura 28 vai complementar o entendimento da Figura 27c. Os dois primeiros pontos da Figura 28 correspondem, de cima para baixo, os dias 0 e 7 e, como realçado no gráfico, uma das menores perda de carga ocorreu no 14º dia, quando o conteúdo de água foi de apenas 41 dag kg⁻¹. Uma vez que, como já dito anteriormente, no 14º dia o material do protótipo era mesmo carregado inicialmente, acredita-se que a redução na perda de carga seja, principalmente, devido a redução do conteúdo de água no material. A partir do 14º dia, com os reviramentos periódicos das leiras e decomposição da material orgânica, favoreceu a formação de grânulos e, conseqüentemente, o aumento da permeabilidade denotado na Figura 28 pela redução sucessiva da perda de carga do ar ao passar pelo material.

4.4. DEMANDA DE POTÊNCIA DOS VENTILADORES

Na Figura 29a e 29b estão apresentados curvas de demanda de potência (W) por tonelada seca de material (ts), em função do tempo de compostagem, no protótipo e nas leiras estáticas aeradas. Na Figura 29a a demanda foi calculada a partir de dados de perda de carga gerados no protótipo e extrapolados para as condições de cada leira, enquanto na Figura 29b as demandas foram calculadas a partir de dados medidos em cada uma das leiras.

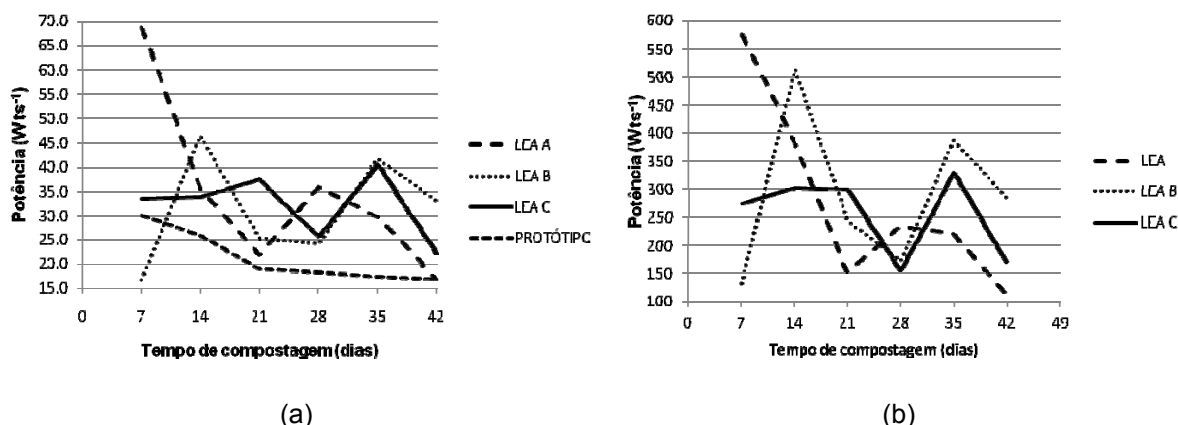


Figura 29. Demanda de potência do ventilador em função do tempo de compostagem do material nas leiras estáticas aeradas e no protótipo.

Conforme pode ser observado na Figura 29a, diferentes potências foram demandadas, para o ventilador de cada leira e também para o protótipo, em função do tempo de compostagem do material. Isto ocorreu devido à variação no fluxo médio de ar nos tratamentos, ao longo do processo de compostagem e das contínuas transformações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos materiais, que provocaram a variação na perda de pressão do ar.

De acordo com a Figura 29a, as maiores potências demandadas no protótipo e na LEA A foram aos 7 dias, sendo $30,1 \text{ W ts}^{-1}$ e $68,6 \text{ W ts}^{-1}$, respectivamente. Para a LEA B foi de $46,6 \text{ W ts}^{-1}$, aos 14 dias e para LEA C foi de $40,6 \text{ W ts}^{-1}$, aos 35 dias. Embora o material do protótipo seja o mesmo da LEA C, as potências máximas estimadas foram diferentes e ocorreram em dias diferentes. Uma das prováveis causas, como já discutido anteriormente, seja o efeito no protótipo dos grânulos formados ao longo do processo de compostagem e de suas conseqüências sobre a redução da perda de pressão do ar. Entretanto, esses mesmos grânulos não causaram o mesmo efeito sobre o comportamento global da LEA C. Além disso, vale ressaltar que as vazões específicas utilizadas para os cálculos de potência demandada pelas leiras foram, em geral, superiores aquelas utilizadas no protótipo. Matos *et al.* (no prelo), trabalhando com resíduos semelhantes, mas sendo feitas as determinações de perda de pressão e fluxo de ar somente no protótipo, obtiveram uma demanda de potência de $2,4 \text{ W ts}^{-1}$. Moreira *et al.* (2008), trabalhando com cama de frango e bagaço de cana-de-açúcar, encontraram uma demanda de potência de $325,6 \text{ W ts}^{-1}$ de material.

Como podem ser observados na Figura 29b, os valores obtidos, a partir das medições de perda de pressão e fluxo de ar para cada leira conduziram a valores de potências de 574,8, 513,8 e 329 $W\ ts^{-1}$, para as leiras A, B e C, respectivamente. Esses valores corresponderam a 8,4, 11 e 8,1, vezes maiores que aqueles determinados, a partir dos dados de perda de pressão obtidos no protótipo para leiras A, B e C, respectivamente. E de 19, 17 e 19 vezes maior que a demanda máxima obtida com dados exclusivamente obtidos no protótipo. O valor obtido de potência demandada para aeração do material da LEA C, obtidos a partir das medições de perda de pressão e fluxo de ar efetuadas na própria leira, foram de 329 $W\ ts^{-1}$, semelhante ao citado por Moreira et al.(2008), que foi de 325,6 $W\ ts^{-1}$.

Acredita-se que as grandes diferenças de potências demandadas obtidas a partir do protótipo e das leiras estejam relacionadas, dentre outras causas, ao efeito da granularização e também da maior uniformidade do fluxo de ar obtida no protótipo, em relação às leiras. Entende-se que o protótipo tenha sido projetado para simular a aeração em um silo vertical, de base circular e com fundo perfurado. Nessas situações, segundo Navarro e Noyes (2002), a eficiência de aeração é cerca três vezes maior que em recipientes cujas dimensões se parecem com as das leiras de compostagem. Outra provável causa é o fato de o protótipo não reproduzir de forma satisfatória o efeito conjunto provocado pela variação do conteúdo de água, concentração de SV, atividade microbiana, dentre outras, nas diferentes regiões das leiras. Além disso, como o protótipo só foi aerado com insuflação, as medições não foram afetadas pelo efeito de selamento sobre os dutos de aeração, provocado pela operação com sucção.

5. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que:

A intermitência no sentido do escoamento do ar pode ser altamente benéfica ao processo de compostagem. Esse modo de operação possibilitou que se alcançassem altas temperaturas e manutenção de grande parte da água na própria massa em compostagem. Isso proporcionou rápida degradação do material orgânico e melhor sanitização do material.

De acordo com o sentido de escoamento do ar, observaram-se diferentes demandas de água para restabelecimento do conteúdo de água considerado adequado. A frequência da correção do conteúdo de água nas leiras foi de, aproximadamente, 8, 9 e 10 dias, para as LEA's A, B e C, respectivamente.

Na análise de perda de carga e do fluxo de ar ao longo da compostagem verificou-se que tanto a perda de carga como o fluxo de ar são altamente influenciados pelo conteúdo de água presente no material, além disso, verificou-se que a perda de carga no material reduziu com o estágio de degradação do material.

A qualidade sanitária do produto final, depois de 49 dias de tratamento foi satisfatória em todos os tratamentos.

A redução de sólidos voláteis, os valores de CTC e a relação CTC/C_{OT} , a concentração de nitrogênio e o pH do produto final, de todos os tratamentos foram satisfatórias, considerando sua posterior aplicação no solo.

Dentre todos os tratamentos e a LEA C foi o que demandou a menor potência por tonelada de material seco em compostagem.

O material orgânico da LEA C, operando com intermitência de 7 dias de insuflação e 7 de sucção, apresentou menor consumo de água, maior facilidade operacional, menor demanda de potência e variáveis de avaliação de qualidade, em termos de sua estabilização e aspectos sanitários similares aos obtidos nos demais tratamentos. Sendo assim, recomenda-se esse tratamento como o mais adequado do ponto de vista técnico, econômico e operacional.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA – **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York: APHA, WWA. WPCR, 19a. Ed., 1995.

ARAGÃO, J.M.S; STENTIFORD, E.I. A influência da temperatura na perda de nitrogênio durante a compostagem. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. III-059, Rio de Janeiro 1999. p. 1884-1887.

AZEVEDO, M. A. **Estudo e avaliação de quatro modos de aeração para sistemas de compostagem em leiras**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1993. 230p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Minas Gerais, 1993.

BIDDLESTONE, A.J.; GRAY, K.R. "Introduction to compost - principles", In: **Waste Not Want Not Conference**, 1991. p. 1-19.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa Nº 8/2004**. Proíbe em todo território nacional a produção, comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua alimentação proteínas e gordura de origem animal. Brasília, 2004.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa Nº 25/2009**. Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília, 2009.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA Nº 375/2006**. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgotos gerado sem estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, 2006.

BROOKER, D.B.; BAKKER-ARKEMA, F.W.; HALL, C,W. **Drying cereal grains**. Westport: AVI Publ. Co., 1974. 265p.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5 – **Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2ª ed. Belo Horizonte, 1997. 380p.

CHIUMENTI A.; DA BORSO, F.; RODAR, T.; CHIUMENTI, R. Swine manure composting by means of experimental turning equipment. **Waste Management**, n. 27, 2007. p. 1774–1782.

DEVILLA, I.A.; COUTO, S.M.; QUEIROZ, D.M. Distribuição do fluxo de ar em silos com sistema de aeração: Análise por elementos finitos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.2, 2005. p. 256-262.

DIAZ, M.J.; MADEJON, E.; LOPEZ, F.; LOPEZ, R.; CABRERA, F. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. **Process Biochem.**, n. 37, 2002. p.1143–1150.

ENVIRONMENT PROTECION AGENCY (EPA). **Review of on-farm disposal treatment risks and the potential for recycling of wastes produced from commercial chicken farms and processors.** Australia, 1999.

FERNANDES, L.; SARTAJ M. Comparative study of static pile composting using natural, forced and passive aeration methods. **Compost Science & Utilization**, v. 5, n. 4, 1997. p. 65-77

FIALHO, L.L.; SILVA, W.T.L.; MILORI, D.M.B.P.; SIMÕES M.L.; MARTIN NETO, L. Monitoramento Químico e Físico do Processo de Compostagem de Diferentes Resíduos Orgânicos. **Circular técnica 29** - Embrapa. São Carlos, 2005. Disponível em: www.cnpdia.embrapa.br/publicacoes. Acesso em: 11/11/07

FLYNN, R.P.; WOOD, C.W. Temperature and Chemical Changes During Composting of Broiler Litter. **Compost Science & Utilization**, v. 4, n. 3, 1996. p. 62-70.

GUARDIA, A.; PETIOT, C.; ROGEAU D. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. **Waste Management**, n. 28, 2008. p.73–84.

GRAVES, R.E.; HATTEMER, G.M.; STETTLER, D.; KRIDER, J.N.; CHAPMAN, D. **Composting.** In: UNITED STATES DEPARTAMENT OF AGRICULTURE, NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE, Part 637 Environmental Engineering - National Engineering Handbook. Washington, 2000. 88p.

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

HAUG, R.T. **The Practical Handbook of Compost Engineering.** Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 1993.

HENRY, P.E.S.T. CAMM Poultry. Capítulo 8, Dead animal disposal. 2003. Disponível em: http://www.clemson.edu/camm/Camm_p/Contents.htm. Acesso em: 10/11/07

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

JEKAYINFA, S.O. Effect of Airflow Rate, Moisture Content and Pressure Drop on the Airflow Resistance of Locust Bean Seed. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. Manuscript FP 06 010, v. 8, 2006.

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**, n. 98, 2007. p. 2619–2628.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo, Editora Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KIEHL, J.C. Produção de composto orgânico e vermicomposto. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v. 22, n. 212, 2001. p.40-52.

KIM, J.; SONG, I.; JONG, J.; LEE, S.; KIM, P.; JEONG, E.; PARK, J.; CHOUNG, Y. Influence of aeration rate on nitrogen during blackwater composting. **Desalination**, n. 251, 2010. p. 298-307.

KUMAR, V.R.S., SIVAKUMAR, K., PURUSHOTHAMAN, M.R., NATARAJAN, A.; AMANULLAH, M.M. Chemical changes during composting of dead birds with caged layer manure. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 3, n. 10, 2007: p. 1100-1104. INSInet Publication.

KUSIŃSKA, E. Hydraulic resistance of air flow through wheat grain in bulk. **Kom. Mot. Energ. Roln.** – OL PAN, 2008, v.8, 2008. p.121–127.

LASSERAN, J.C. **Aeração de grãos**. Viçosa: Centro Nacional de Armazenagem (Série Centreinar, n. 2), 1981. 128 p.

LIANG, C., DAS, K.C.; McCLENDON, R.W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresour. Technol.** n. 86. 2003. p. 131–137.

MACHADO, A.A.; CONCEIÇÃO, A.R. **Sistema de análise estatística para Windows**. Winstat, Versão 2.0. UFPel, 2003.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes, An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, n.74, Elsevier Science Ltd., 2000. p. 3-16.

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

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Associação de Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, (Série Caderno Didático nº 37). Viçosa, 2006a. 119p.

MATOS, A. T. **Prática de tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Associação de Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, (Série Caderno Didático nº 45). Viçosa, 2006b. 43p.

MATOS, A.T.; TEIXEIRA, D.L.; PAIVA, E.C.R.; RIBEIRO, I.C.; LACERDA FILHO, A.F. Demanda de potência do ventilador para aeração de material em compostagem. **Revista Engenharia Agrícola** (no prelo).

McGUCKIN, R.L.; EITEMAN, M.A.; Das, K. Pressure Drop through Raw Food Waste Compost containing Synthetic Bulking Agents. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.72, n.4, 1999. p.375-384.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**, New York: Mc Graw Hill, 2003. 1817p.

MOREIRA, D.A.; MATOS, A.T.; SARTORI, M.; SILVA, N.C.L.; BARROS, R.T.P.; LUIS, F.A.R. Perda de carga no fluxo de ar forçado em colunas de material orgânico com diferentes profundidades e estádios de degradação bioquímica. **Engenharia na Agricultura**, v.16., 2008. p. 238-247.

MUKHTAR, S.; KALBASI A.; AHMED A. Composting. In: **Carcass disposal: A comprehensive review**. National Agricultural Biosecurity Center Consortium. USDA APHIS Cooperative Agreement Project, Carcass disposal working group, Kansas State University. Kansas, 2004.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Biosolids applied to land: advancing standards and practices. National Academy Press Washington, DC, July 2002.

NAVARRO, S.; NOYES, R. **The Mechanics and Physics of Modern Grain Aeration Management**. Ed. CRC Press, Boca Raton, Flórida, 2002. 647p.

PAIVA, E.C.R. **Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas** (Dissertação de mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008. 163p.

PEDROSO-DE-PAIVA, D. **Guia para operar uma compostagem de aves mortas** – tradução, 2004. Fonte: Circular ANR-580, Alabama Cooperative Extension Service, Auburn University. Alabama – USA, EMBRAPA. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/publicacao_c939h2q.pdf, Acesso em: 01/08/2007.

PEREIRA NETO, J.T. **On the treatment of municipal refuse and sewage sludge using aerated static pile composting** - A low cost technology approach. University of Leeds. Leeds, 1987. 272p. (Tese de Doutorado).

PEREIRA NETO, J.T. A compostagem como processo de reciclagem de resíduos orgânicos. II Semana Agro-Ambiental – 13 a 17 de outubro de 2003. Fundação Universidade Federal do Mato Grosso, Instituto de Ciências Naturais e Tecnologia.

PEREIRA NETO J.T. Compostagem: Fundamentos e Métodos. 1º Simpósio Sobre Compostagem: Ciência e Tecnologia – Universidade Estadual Paulista, 18 a 19 de Agosto de 2004 – FCA – GEMFER.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem**, Processo de baixo custo – ed, Revisada e aumentada. Viçosa, MG: Ed, UFV, 2007. 81 p.

PEREIRA NETO, J.T.; NOBREGA, C.C.; STENTIFORD, E.I. A hybrid mode of aeration for aerated static pile composting systems. In Proceedings of the 7th International Conference on Solid Waste Management and Secondary Materials. Philadelphia, PA, USA, December, 1991, section 4B.

PINTO, M.T. Higienização de lodos. In: ANDREOLI et al. (eds.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: DESA-UFMG/SANEPAR. 2001 p.261-317.

PUYUELO, B.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. **Chemical Engineering Journal**, n.165, 2010. p. 161–169.

RASAPOOR, M.; NASRABADI, T.; KAMALI, M.; HOVEIDI, H. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. **Waste Management**, n. 29, 2009. p. 570–573.

RICHARD, T.L.; VEEKEN, A.H. M.; WILDE, V.; HAMELERS, H.V.M. Air-Filled Porosity and Permeability Relationships during Solid-State Fermentation. **Biotechnol. Prog.**, n. 20, 2004. p.1372-1381.

ROS, M.; GARCIA, C.; HERNANDEZ T. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. **Waste Management**, n. 26, 2006. p. 1108–1118.

SAFLEY, L.M.; DUPOLDT, C.; GETER, F.; STETTLER, D.; MURPHY, T. Agricultural waste, management system, component design. In: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. **Part. 651 - Environmental Engineering National Engineering Handbook**. Washington, 1996. 176p.

SESAY, A.A.; LASARIDI, K.E.; STENTIFORD, E.I. Aerated static pile composting of municipal solid waste (MSW): a comparison of positive pressure aeration with hybrid positive and negative aeration. **Waste Management Research**, June 1998, vol. 16, n. 3. p. 264-272.

SILVA, N.C.L.; MATOS, A.T.; SARTORI, M.; MOREIRA, D.A.; BARROS, R.T.P.; LUIS, F.A.R. Variação na pressão estática de ar insuflado em diferentes vazões específicas em colunas de material orgânico com diferentes estádios de degradação bioquímica. **Acta Scientiarum, Agronomy**, v.30, 2008. p.165-170.

STENTIFORD, E.I.; PEREIRA NETO; MARA, D. D. Diversity of composting system. In: Low cost composting - Research Monographs in Tropical Public Health Engineering. University of Leeds, Edited by D. D. Mara. March, 1996a.

STENTIFORD, E.I.; PEREIRA NETO, J.T.; MARA, D. D. Composting of refuse and sewage sludge using the aerated static pile: Low cost composting – Research 163 Monographs in Tropical Public Health Engineering. University of Leeds, Edited by D. D. Mara. March, 1996b.

THEMELIS, N.J.; KIM, Y.H. Material and Energy Balances In A Large-Scale Aerobic Bioconversion Cell. **Waste Management and Research**. n. 20, 2002. p. 234-242.

UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA (UBA). Relatório Anual 2009. Brasília, 2009. 39p.

WANG, K.; LI, W.; GUO, J.; ZOU, J.; LI, Y.; ZHANG. L. Spatial distribution of dynamics characteristic in the intermittent aeration static composting of sewage sludge. **Bioresource Technology**, n. 102, 2011. p. 5528–5532.