

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: REVOLVIMENTO, INOCULAÇÃO  
E CONDIÇÕES AMBIENTAIS**

**LEOCIR JOSÉ CARNEIRO**

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL  
FEVEREIRO DE 2012**

**LEOCIR JOSÉ CARNEIRO**

**COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: REVOLVIMENTO, INOCULAÇÃO  
E CONDIÇÕES AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

**CASCADEL - PARANÁ - BRASIL  
FEVEREIRO DE 2012**

**LEOCIR JOSÉ CARNEIRO**

**COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: REVOLVIMENTO, INOCULAÇÃO  
E CONDIÇÕES AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, para aprovação pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Luiz Antônio de Mendonça Costa  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior  
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, FCAV/UNESP

Prof<sup>a</sup>. Dra. Luciana Pagliosa  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

**CASCADEL - PARANÁ - BRASIL**

**FEVEREIRO DE 2012**

## **BIOGRAFIA**

**LEOCIR JOSÉ CARNEIRO** – Nascido em 27 de abril de 1987 no município de Santa Izabel do Oeste, Paraná, Brasil. Em 2005, ingressou no curso de Engenharia Agrícola na Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, no qual após cinco anos obteve o título de Engenheiro Agrícola. No ano de 2010, ingressou no mestrado em Engenharia Agrícola, da mesma universidade, na área de recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Dedico esta dissertação à minha família:  
Roseli, Amadeu e Leila. Pela motivação e carinho.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ajudar-me nessa trajetória;

Aos meus pais: Amadeu Milto Carneiro e Roseli do Carmo Carneiro Lopes Carneiro, pelo apoio e, principalmente, por entenderem os vários meses que passei longe de casa;

A toda minha família: minha irmã, Leila Carneiro, meu cunhado, Itacir Polidoro, minhas sobrinhas, Poliana e Isadora Polidoro, minhas avós, tios e tias, pela motivação;

Ao grupo de pesquisa de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – RHESA pelo convívio, principalmente nos congressos. Companheiros do Laboratório de Resíduos Sólidos Agroindustriais – LARSA, pelas inúmeras vezes, as quais me ajudaram na chácara ou no laboratório, repetindo análises que insistiam em dar errado;

A todos os professores, pela paciência e conhecimento repassado nesses dois anos de mestrado;

À Professora Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, pela orientação, apoio, amizade e confiança. Não podemos esquecer os almoços nos dias de revolvimento e as longas conversas com o Professor “Mendonça”, outro a quem tenho muito a agradecer, principalmente pelos conselhos;

Agradeço à minha namorada, Bruna Dresch Dolci, pelo carinho e compreensão que me deram força para concluir este trajeto;

Agradeço a todas as pessoas que convivi nestes dois anos. Tenho certeza de que todos foram importantes para minha formação.

# COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: REVOLVIMENTO, INOCULAÇÃO E CONDIÇÕES AMBIENTAIS

## RESUMO

Esta pesquisa objetivou testar o turno de revolvimento, cobertura do pátio e inoculação com Produto Comercial Biológico (PCB) no tempo de compostagem e qualidade do composto produzido, utilizando resíduos agroindustriais. O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Os resíduos utilizados no processo de compostagem, oriundos das atividades desenvolvidas pela Cooperativa Agrícola Consolata – COPACOL foram: resíduo de incubatório, lodo de flotor, cinza e carvão remanescente da caldeira, fração sólida de dejetos de suíno, fração sólida do resíduo da lavagem de caminhões e resíduos da limpeza e pré-limpeza de grãos. Foram implantados doze tratamentos, compostos pelas combinações de três frequências de revolvimento, com as condições: sem e com cobertura do pátio; sem e com inoculação do PCB. As leiras foram montadas com 300 kg de massa fresca cada, com composição igual. A temperatura da leira foi monitorada diariamente. As variáveis redução de massa, volume, sólidos totais e voláteis foram monitoradas semanalmente. A condutividade elétrica, pH, carbono e nitrogênio foram mensurados no início, aos 28, 56 dias e ao final do processo. Os teores de P, K, Mg, Ca, Na, Zn, Cu, Mn e Fe foram determinados no início e final do processo de compostagem. A cobertura no pátio de compostagem teve efeito significativo nas reduções de volume e nitrogênio ( $p < 0,05$ ), além de aumentar a condutividade elétrica, os teores de Na, Mg, K e o tempo de compostagem ( $p < 0,05$ ). Os frequentes revolvimentos no início do processo possibilitaram maior redução de volume e reduziram o tempo de compostagem em até 20 dias ( $p < 0,05$ ). Entretanto, causaram maiores perdas de N, C e conseqüentemente da relação C/N. A frequência de revolvimento de duas vezes por semana no primeiro mês (F2) mostrou-se mais eficiente na manutenção de nitrogênio na pilha. O uso do PCB não foi significativo para quaisquer das variáveis analisadas ( $p > 0,05$ ). O pH, teores de P, Ca e micronutrientes não foram influenciados pelas variáveis.

**Palavras-chave:** temperatura; perda de nutrientes, cobertura do pátio de compostagem.

## COMPOSTING OF AGROINDUSTRIAL SOLID WASTES: TURNING, INOCULATION AND ENVIRONMENTAL CONDITIONS

### ABSTRACT

This trial aimed at testing the turning, cover courtyard and inoculation with a Commercial Biological Product (CBP) at the composite period and the produced compost quality using agro-industrial residues. The experiment was carried out at the Experimental Center of Agricultural Engineering (NEEA), at Western Paraná State University (UNIOESTE). The following wastes were used during the composting process from the activities developed by the Agricultural Cooperative Consolata - COPACOL: hatchery waste, flotation sludge, ash and remaining coal from boiler, solid fraction of swine manure, solid fraction of waste from trucks washing and waste from cleaning and pre-cleaning of cereals. Twelve treatments were performed and composed of three combinations of shift plowing frequencies with these conditions: uncovered and covered courtyard without and with CBP inoculation. The windrows were piled with 300 kg of weight each, so that each one could have the same composition. The pile temperature was daily monitored. The parameters as reduced mass, volume, total and volatile solids were weekly monitored. Electrical conductivity, pH, carbon and nitrogen were measured at the beginning, 28, 56 days and at the end of the process. The contents of P, K, Mg, Ca, Na, Zn, Cu, Mn and Fe were determined at the beginning and end of the composite process. The electrical conductivity, pH, carbon and nitrogen were measured at the beginning, at 28, 56 days and at the end of the process. The levels of P, K, Mg, Ca, Na, Zn, Cu, Mn and Fe were determined at the beginning and end of the composite process. The coverage at composite courtyard showed significant effect on volume and nitrogen decreases ( $p < 0.05$ ) and increases electrical conductivity, contents of Na, Mg, K and composite time ( $p < 0.05$ ). The use of frequent turnings at the beginning of the process allowed greater volume reduction and composting reduced the time within 20 days ( $p < 0.05$ ). However, there were greater losses of N, C, and consequently the C / N ratio. The frequency of shift plowing was twice a week on the first month (F2), so it was more effective in keeping nitrogen in the pile. The CBP use was not significant for any of the variables ( $p > 0.05$ ) and pH, concentration of P, Ca, and micronutrients were not affected by any of the variables.

**Keywords:** temperature, nutrient loss, composite courtyard coverage.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE FIGURAS.....	X
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS .....	3
2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS AGROINDUSTRIAIS .....	3
2.3 COMPOSTAGEM .....	4
2.4 COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS .....	5
2.5 FATORES QUE INFLUENCIAM A COMPOSTAGEM.....	6
2.5.1 PH .....	7
2.5.2 AERAÇÃO .....	7
2.5.3 UMIDADE .....	8
2.5.4 TEMPERATURA.....	9
2.5.5 MICRORGANISMOS .....	10
2.5.6 RELAÇÃO C/N.....	12
2.5.7 TAMANHO DE PARTÍCULAS .....	13
2.5.8 QUALIDADE E USO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS .....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS .....	15
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL .....	15
3.2 ORIGEM E DESCRIÇÃO DOS RESÍDUOS .....	17
3.2.1 RESÍDUO DE INCUBATÓRIO.....	17
3.2.2 LODO DE FLOTADOR.....	17
3.2.3 CINZA E CARVÃO REMANESCENTES DA CALDEIRA.....	18
3.2.4 FRAÇÃO SÓLIDA DE DEJETO DE SUÍNO .....	18
3.2.5 FRAÇÃO SÓLIDA DOS RESÍDUOS DA LAVAGEM DE CAMINHÕES (TRANSPORTE DE AVES) ..	18
3.2.6 RESÍDUOS DA LIMPEZA DE GRÃOS .....	19
3.3 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS RESÍDUOS .....	19
3.4 MONTAGEM DAS LEIRAS .....	20
3.5 DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS .....	21
3.6 PARÂMETROS ANALISADOS.....	22
3.7 ANÁLISE DOS DADOS .....	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	25

4.1	TEMPERATURA.....	25
4.2	REDUÇÃO DE MASSA, VOLUME E DENSIDADE.....	27
4.3	REDUÇÃO DE CARBONO .....	33
4.3	UMIDADE E SÓLIDOS VOLÁTEIS .....	35
4.4	NITROGÊNIO.....	40
4.5	REDUÇÃO DA RELAÇÃO C/N.....	44
4.5	PH E CE.....	45
4.5	TEMPO DE COMPOSTAGEM .....	48
4.6	ANÁLISE DE MINERAIS.....	49
4.7	ANÁLISE DE METAIS.....	52
5	CONCLUSÕES .....	53
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	54
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1	COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS RESÍDUOS .....	20
TABELA 2	QUANTIDADE UTILIZADA DE CADA RESÍDUO EM MATÉRIA NATURAL .....	20
TABELA 3	DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS.....	22
TABELA 4	EQUAÇÕES DAS REDUÇÕES DE MASSA EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	28
TABELA 5	ANOVA DA VARIÁVEL REDUÇÃO DE MASSA.....	29
TABELA 6	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS A VARIÁVEL REDUÇÃO DE MASSA. ....	29
TABELA 7	EQUAÇÕES DAS REDUÇÕES DE VOLUME EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	30
TABELA 8	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS À VARIÁVEL REDUÇÃO DE VOLUME. ....	31
TABELA 9	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL REDUÇÃO DE VOLUME.....	32
TABELA 10	REDUÇÃO DA DENSIDADE, MATÉRIA NATURAL (MN), MATÉRIA SECA (MS) E DENSIDADE INICIAL E FINAL.....	32
TABELA 11	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS A VARIÁVEL REDUÇÃO DE CARBONO.....	34
TABELA 12	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL REDUÇÃO DE CARBONO.....	35
TABELA 13	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS ÀS VARIÁVEIS UMIDADE E REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS. ....	38
TABELA 14	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE PARA AS VARIÁVEIS UMIDADE E REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS. ....	39
TABELA 15	COMPARATIVO DAS QUANTIDADES INICIAIS E FINAIS DE NITROGÊNIO.....	40
TABELA 16	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL REDUÇÃO DE NITROGÊNIO.....	42
TABELA 17	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS À VARIÁVEL REDUÇÃO DE NITROGÊNIO. ...	44
TABELA 18	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL REDUÇÃO DA RELAÇÃO C/N.....	45
TABELA 19	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS ÀS VARIÁVEIS PH E CE.....	47
TABELA 20	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL CE. ....	47
TABELA 21	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS À VARIÁVEL TEMPO DE COMPOSTAGEM. ...	48
TABELA 22	ANOVA E TESTE DE FALTA DE AJUSTE DA VARIÁVEL TEMPO DE COMPOSTAGEM. ....	49
TABELA 23	TEORES E REDUÇÕES DE P, K, MG, CA E NA.....	50
TABELA 24	ANÁLISE DOS PARÂMETROS RESPECTIVOS ÀS VARIÁVEIS PERDAS DE P, K, MG, CA E NA. ....	51
TABELA 25	TEORES DE ZN, CU, FE E MN NO COMPOSTO.....	52

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO. ....	15
FIGURA 2 PÁTIO DE COMPOSTAGEM COBERTO ONDE FORAM ELABORADAS AS LEIRAS. ....	16
FIGURA 3 PÁTIO DE COMPOSTAGEM SEM COBERTURA ONDE FORAM ELABORADAS AS LEIRAS. ....	16
FIGURA 4 MEDIÇÃO DIÁRIA DA TEMPERATURA. ....	22
FIGURA 5 CAIXA EM COMPENSADO NAVAL (1,50 X 0,60 X 0,20 M) UTILIZADA PARA DETERMINAÇÃO DO VOLUME DAS LEIRAS. ....	23
FIGURA 6 MONITORAMENTO DIÁRIO DA TEMPERATURA DAS LEIRAS REVOLVIDAS UMA VEZ POR SEMANA. ....	25
FIGURA 7 MONITORAMENTO DIÁRIO DA TEMPERATURA DAS LEIRAS REVOLVIDAS DUAS VEZES POR SEMANA. ....	26
FIGURA 8 MONITORAMENTO DIÁRIO DA TEMPERATURA DAS LEIRAS REVOLVIDAS TRÊS VEZES POR SEMANA. ....	26
FIGURA 9 REDUÇÃO DE CARBONO NAS LEIRAS COBERTAS SEM PCB (A) E COM PCB (B), DESCOBERTAS SEM PCB (C) E COM PCB (D). ....	33
FIGURA 10 MONITORAMENTO DA UMIDADE NAS LEIRAS COBERTAS SEM PCB (A) E COM PCB (B), DESCOBERTAS SEM PCB (C) E COM PCB (D). ....	36
FIGURA 11 REDUÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NAS LEIRAS COBERTAS SEM PCB (A) E COM PCB (B), DESCOBERTAS SEM (C) E COM PCB (D). ....	37
FIGURA 12 QUANTIDADE DE NITROGÊNIO NAS LEIRAS COBERTAS SEM PCB (A) E COM PCB (B), DESCOBERTAS SEM PCB (C) E COM PCB (D). ....	43
FIGURA 13 RELAÇÃO C/N NAS LEIRAS COBERTAS (A) E DESCOBERTAS (B). ....	44
FIGURA 14 PH E CE NAS LEIRAS COBERTAS SEM PCB (A) E COM PCB (B), DESCOBERTAS SEM PCB (C) E COM PCB (D). ....	46



## 1 INTRODUÇÃO

O setor agrícola no período pós-guerra se intensificou com o advento dos fertilizantes químicos, agrotóxicos e máquinas. A agricultura passou a ser vista como indústria ou empresa, o chamado agronegócio, o qual propiciou o desenvolvimento agroindustrial. Essa intensificação, aliada à crescente expansão da pecuária, na busca pela erradicação da fome, aumentou consideravelmente a geração de resíduos agroindustriais, sem que houvesse planejamento, com isso, impactos ambientais foram observados em todo Planeta.

No Brasil, esta expansão foi ainda mais notória, devido às condições climáticas favoráveis, mão de obra barata, disponibilidade de área e água. Em poucos anos, o País passou a ser um dos maiores exportadores mundiais de grãos e carnes. O Brasil produz, beneficia e exporta alimentos, no entanto, o resíduo fica aqui. Partindo desse raciocínio, começou-se a pensar em formas de reciclar esses resíduos a fim de utilizá-los na agricultura ou pelo menos diminuir os impactos ambientais causados pelos mesmos.

O termo resíduo é utilizado em sentido amplo. Engloba não somente sólidos como também os efluentes líquidos e os materiais presentes nas emissões atmosféricas. O resíduo industrial necessita de destino adequado, pois não pode ser acumulado indefinidamente no local em que foi produzido. A disposição dos resíduos no ambiente, por meio de emissões de matéria e de energia lançados na atmosfera, nas águas ou no solo, deve ocorrer após os resíduos sofrerem tratamento para não causarem poluição (PELIZER et al., 2007).

Os resíduos agroindustriais podem ser classificados em sólidos, semi-sólidos e líquidos. Os resíduos líquidos são tratados em lagoas, biodigestores ou reutilizados na própria agroindústria. Os resíduos sólidos e semi-sólidos são passíveis de compostagem. A compostagem, uma das técnicas mais antigas de tratamento de resíduos, reaproveita os elementos químicos presentes nos resíduos (BERNARDI, 2011).

A compostagem é um processo biológico aeróbio que estabiliza matéria orgânica e a transforma em composto orgânico aplicável na agricultura. Elimina patógenos, odores desagradáveis e poluição visual, causados pela disposição de resíduos no ambiente. Segundo Costa et al. (2009), a compostagem é uma alternativa para disposição ambiental adequada de resíduos provenientes das distintas atividades agrícolas, agroindustriais e industriais.

O produto da compostagem, o composto, tem características que o torna aliado do produtor. Possui nutrientes em quantidades suficientes para os vegetais, com liberação lenta, capacidade de retenção de íons e água e pH alcalino. Faz desse, um fertilizante e corretor de acidez, que melhora as características físicas, químicas e biológicas do solo.

Com isso, o produtor reduz os gastos com fertilizantes, correção de acidez e inseticidas, pois a planta é bem nutrida e isto diminui o ataque de pragas, além de aumentar a produtividade e lucratividade.

Neste sentido, o presente trabalho busca alternativas para acelerar o processo de compostagem de resíduos agroindustriais e saber se a qualidade de um composto produzido em menor tempo é satisfatória. Sabe-se que o turno de revolvimento e a cobertura do pátio de compostagem influenciam no processo, bem como a inoculação com microrganismos produzidos em laboratório podem acelerar a bioestabilização.

Assim, objetivou-se avaliar as condições de inoculação com Produto Comercial Biológico (PCB), cobertura do pátio de compostagem e turno de revolvimento da leira, a fim de saber a influência desses fatores no tempo de compostagem, perda de nutrientes e desenvolvimento do processo de uma forma geral.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Resíduos Sólidos**

Segundo a ABNT, por meio da Norma Regulamentadora Brasileira (NBR) - 10.004/2004, os resíduos sólidos são definidos como: “Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. São exemplos: lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água ou exijam para isso soluções, técnica e economicamente, inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Os resíduos sólidos constituem hoje um dos principais problemas enfrentados pela humanidade. O crescimento demográfico, aliado ao desenvolvimento tecnológico, vem aumentando a geração de resíduos sólidos. O problema se torna mais grave pelo grande potencial poluidor desses resíduos e a menor disponibilidade de área para disposição dos mesmos (VERAS; POVINELLI, 2004).

Os resíduos podem conter muitas substâncias de alto valor. Se for empregada uma tecnologia adequada, tal material pode ser convertido em produtos comerciais ou matérias-primas para processos secundários (STRAUS; MENEZES, 1993; LAUFENBERG et al., 2003; GIFFONI; LANGE, 2005).

Dentre os resíduos sólidos, os agroindustriais são de grande importância, devido à grande geração, diversidade e sazonalidade. O tratamento desses resíduos de forma adequada gera um fertilizante orgânico e/ou energia renovável para posterior utilização na cadeia produtiva.

### **2.2 Resíduos Sólidos Agroindustriais**

O setor agroindustrial gera enorme quantidade de resíduo sólido, em toda a sua cadeia produtiva, com a peculiaridade de ser, na sua grande maioria, biodegradável. Os resíduos sólidos são gerados de forma concentrada e apresentam em geral constituição constante e conhecida (BENITES, 2006).

Os resíduos sólidos agroindustriais apresentam quantidades significativas de nutrientes que podem ser reaproveitados. Toda e qualquer técnica que aproveite os resíduos na alimentação animal ou agrícola torna-se interessante, tendo em vista que é recomendável a reciclagem desses nutrientes. No caso de não ser possível ou recomendável o aproveitamento desses resíduos *in natura*, técnicas de tratamento devem ser aplicadas com o fim de proporcionar transformações vantajosas em suas características químicas ou físicas (MATOS, 2005).

Pode-se citar como exemplos de resíduos sólidos agroindustriais: lodos das estações de tratamento de efluentes de agroindústrias, resíduos de abatedouros, bagaço de cana-de-açúcar, restos de culturas e hortaliças, resíduos da limpeza de grãos em unidades de beneficiamento, resíduo de incubatório, tortas da produção de biodiesel, entre outros. De forma geral, os resíduos agroindustriais possuem características favoráveis para realização da compostagem.

### **2.3 Compostagem**

Compostagem é um processo biológico, aeróbio, controlado, por meio do qual se consegue a humificação do material orgânico, cujo produto final é o “composto orgânico” (MAGALHÃES et al., 2006).

A compostagem é um processo de decomposição biológica espontânea de materiais orgânicos em um ambiente predominantemente aeróbio. Durante esse processo, bactérias, fungos e outros microrganismos degradam a matéria orgânica usando substâncias orgânicas a fim de reduzir o volume de resíduo (BUDZIAK et al., 2004; BERNAL et al., 2009). É uma alternativa viável, de baixo custo e sanitariamente eficiente na eliminação de patógenos de resíduos sólidos submetidos a esse método (FRICKE et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2005; MEISSL; SMIDT, 2007; COSTA et al., 2009).

O processo de compostagem da matéria orgânica pode ser dividido em duas fases principais: a fase da degradação e a fase de maturação ou humificação, cujo resultado é o composto orgânico, mineralizado e apropriado para uso agrícola (BERNARDI, 2011).

No início da compostagem, a matéria orgânica, a partir da temperatura ambiente, passa rapidamente pela fase mesófila, alcança a termófila e mantém-se por um espaço de tempo. Ao prosseguir o processo, a temperatura baixará e retornará à fase mesófila (KIEHL, 2010).

A fase termofílica, na qual a temperatura aumenta até o máximo valor, é a fase que ocorre a destruição dos organismos patogênicos e das sementes de plantas daninhas, pois

são pouco resistentes às temperaturas em torno de 50 a 60 °C (NEKLYUDOV et al., 2006; KIEHL, 2010). Esta fase é a mais importante quando se trabalha com material de origem animal, em que a destruição dos patógenos é fundamental para posterior aplicação no composto (ORRICO JÚNIOR et al., 2010).

Na fase de maturação, a temperatura decresce até a fase mesofílica e permanecerá por tempo geralmente mais longo que a fase anterior. Finalmente, com a cura completa do composto, quando a matéria orgânica estará humificada, a temperatura baixará mais ainda, mantendo-se próxima ou igual à temperatura ambiente. Nesse ponto, atingiu-se a cura completa do composto e a matéria orgânica torna-se humificada (KIEHL, 2010). Todas estas fases são fundamentais para a decomposição e transformação do material orgânico e original (CORRÊA et al., 2007).

Devido à rápida transformação que a compostagem exerce sobre o material inicial, ela tem sido apresentada como alternativa sustentável do meio ambiente e de gestão e reciclagem de resíduos sólidos orgânicos, com o objetivo de obter um produto orgânico de qualidade, conhecido como composto, para ser utilizado como adubação orgânica na agricultura (PAGANS et al., 2006; SIVAKUMAR et al., 2008; ORRICO JUNIOR et al., 2010; KIEHL, 2010).

Os resíduos agroindustriais, em geral, são passíveis de serem compostados ou co-compostados, sozinhos ou misturados, respectivamente. Gera-se, então, o adubo orgânico de qualidade para utilização agrícola, que pode ser ferramenta de diminuição dos custos de produção.

## **2.4 Compostagem de resíduos agroindustriais**

Quando são consideradas a quantidade e a composição de resíduos gerados diariamente em uma indústria ou agroindústria, a compostagem pode ser uma alternativa ambientalmente correta para a disposição desses resíduos (BERNARDI, 2011).

Aires et al. (2011a) realizaram a caracterização química e orgânica dos resíduos de incubatório, os quais concluíram que esses possuem características altamente compostáveis, portanto, necessitam de correção da relação C/N para que a leira atinja temperaturas mais altas a fim de diminuir o tempo de compostagem. Em outro estudo, Aires et al. (2011b) concluíram que a cama de frango se mostrou a melhor alternativa de mistura para compostagem quando comparada à serragem, casca de arroz e palha de cana. Nesse estudo, percebeu-se também que a casca de ovo presente no resíduo de incubatório pode ser um problema para a compostagem, devido a sua recalcitrância.

O sucesso na compostagem de resíduos agroindustriais é descrito na literatura: resíduo da desfibrilação de algodão e dejetos bovinos (COSTA et al. 2005), dejetos de cabras (AMORIM et al., 2005), conteúdo ruminal de bovinos, resíduo de incubatório, resíduo de cereais, lodo de flotador e cinzas (SILVA, et al., 2008), resíduos agroindustriais da linha verde, resíduos de cereais, resíduo de incubatório, cama de aviário e maravalha (FIORI et al., 2008), dejetos bovinos e palha de arroz (KADER et al., 2007; TANG et al., 2007; LI et al., 2008; AHN et al., 2011), bagaço de cana e dejetos animais (BUSTAMANTE et al., 2008), resíduo de frigorífico, palha de trigo e serragem (COSTA et al., 2009), fração sólida do dejetos de suínos (ORRICO JUNIOR et al., 2009), cama de aviário (OGUNWANDE; OSUNADE, 2011), resíduo de incubatório, lodo de flotador, cinza, carvão, resíduos da máquina de cereais, composto de carcaça de aves, fração sólida de dejetos de suíno, invólucro de embutidos, fração sólida do resíduo da lavagem de caminhões, bagaço de cana e cama de matrizeiro (BERNARDI, 2011).

A literatura sobre compostagem é ampla e são muitos pesquisadores que trabalham com os mais diversos resíduos. A maioria dos resíduos agroindustriais são compostáveis, porém, o sucesso de um processo de compostagem depende do controle de algumas variáveis iniciais e posterior manejo adequado das leiras.

## **2.5 Fatores que influenciam a compostagem**

O bom andamento do processo de compostagem é determinado pela influência de diversos fatores como: pH, disponibilidade de oxigênio, umidade, temperatura, microrganismos, relação C/N, tamanho das partículas. Tais fatores irão influenciar diretamente na qualidade final do composto bem como no tempo necessário para a estabilização do mesmo. A qualidade do composto e o tempo dependerão dos tipos de resíduos a serem compostados (BIDONE, 2001; TEIXEIRA, 2002; SUSZEK et al., 2007; SILVA et al., 2008; KIEHL, 2010; BERNARDI, 2011).

Para que o processo de compostagem seja viável, é essencial uma relação C/N adequada, pois esta ditará o tempo de compostagem e a qualidade do composto, sendo controladas as outras condições. Segundo Fiori et al. (2008), para se ter um composto de boa qualidade em menos tempo, é necessário que os resíduos apresentem adequada relação de nutrientes. Essas condições são ditas favoráveis ao metabolismo dos microrganismos. Segundo Orrico et al. (2007), a qualidade do carbono empregado na compostagem acarretará na maior ou menor facilidade de degradação.

A umidade, o pH e a relação C/N influenciam diretamente na população de microrganismos presentes na compostagem e a relação C/N define o equilíbrio nutricional do processo. Os microrganismos necessitam de fonte de energia (C orgânico degradável) e N para o bom desenvolvimento e atividade adequada dos mesmos (BERNAL et al., 2009).

A compostagem é desenvolvida por microrganismos, mas, é afetada por qualquer fator que atinja a atividade microbiológica. Podem-se citar dentre os mais importantes a aeração, a temperatura, o teor de umidade e a concentração de nutrientes (LANGSTON et al., 2002; MUKHTAR et al., 2004; VERAS; POVINELLI, 2004; KIEHL, 2010). Portanto, alguns fatores devem estar sob controle, pois, de alguma forma, têm influência sobre o processo de compostagem.

### **2.5.1 pH**

O pH fornece informação sobre o estado de decomposição da matéria orgânica, com reações ácidas quando crua, neutra em composto bioestabilizado, enquanto o composto humificado tem reação alcalina (KIEHL, 2010).

O pH pode ser usado para controlar as perdas de N por volatilização de amônia, que pode ser particularmente elevada em pHs superiores a 7,5 (BERNAL et al., 2009). Resíduos com pH mais baixo reduzem as perdas de N na forma de  $\text{NH}_3$  (RAVIV et al., 2004; BRITO et al., 2008) Para Andreoli et al. (2002), os valores de pH extremamente ácidos ou alcalinos podem reduzir ou até inibir a atividade microbiana.

Na compostagem de resíduos agrícolas ou agroindustriais, o pH não é fator limitante, pois apresentará comportamento semelhante para a maioria dos resíduos e segue as fases descritas anteriormente, além de poder ser usado como indicativo de maturação do composto.

### **2.5.2 Aeração**

A aeração tem por finalidade básica suprir a demanda de oxigênio requerida pelos microrganismos. Atua como controlador de temperatura, evita maus odores e proliferação de vetores (GRAVES et al., 2000; BIDONE, 2001; FEAM, 2002; OLIVEIRA et al., 2004; MUKHTAR et al., 2004).

Se o teor de oxigênio baixar demasiadamente, a decomposição da matéria orgânica será feita pelos microrganismos anaeróbios, os quais atuam com lentidão, logo, produzem maus odores e atraem moscas, além de não conseguirem a plena estabilização da matéria orgânica (AMORIM, 2002).

A frequência de revolvimento recomendada é de três em três dias para o primeiro mês de compostagem e a cada seis dias, no decorrer do processo, até que a leira atinja temperaturas máximas inferiores a 40 °C (PEREIRA NETO, 1989). Porém, com o aumento dos revolvimentos ou taxa de aeração, podem-se aumentar as perdas de nitrogênio (HAO; CHANG, 2001; PEIGNÉ; GIRARDIN, 2005; SHEN et al., 2011).

O revolvimento da leira pode ser manual ou mecânico, com auxílio de pá-carregadeira ou trator específico para esta finalidade (SUSZEK et al., 2007; KIEHL, 2010; PAIVA et al., 2012). A aeração pode ser feita também por dutos, de maneira que forcem o ar a passar pela leira, porém, este método não tem demonstrado grande eficiência, além de dificultar o manejo da leira.

### 2.5.3 Umidade

A presença de água é fundamental para o bom desenvolvimento do processo de compostagem, pois se trata de um processo biológico de decomposição da matéria orgânica, em que a presença de água é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos microrganismos. No entanto, esse parâmetro deve estar em equilíbrio, pois a escassez ou excesso de água pode retardar a compostagem (SILVA et al., 2008; INÁCIO; MILLER, 2009).

A umidade ótima do material a ser compostado deve ser inicialmente de 60 a 65% para granulometria grosseira e de 55 a 60% para granulometria fina; a umidade mínima deve ser de 40%, uma vez que com 35% de água, a atividade microbiana será afetada e o controle da umidade consistirá em manter este parâmetro dentro dos limites recomendados (KIEHL, 2010).

O teor de umidade maior que 65% é prejudicial à aeração, assim como teores menores que 40% afetam a atividade microbiológica e conseqüentemente a decomposição do material orgânico (MATOS, 2005; INÁCIO; MILLER, 2009).

A presença de água afeta sensivelmente e de maneira acentuada a temperatura das leiras (COSTA et al., 2009). Temperaturas elevadas podem não ser atingidas devido à restrição na entrada de O<sub>2</sub>, causada pelo excesso de água, para materiais em compostagem

(BRITO et al., 2008). Para controle da umidade, as leiras são irrigadas artificialmente (SUSZEK et al., 2007).

#### 2.5.4 Temperatura

A temperatura é o principal parâmetro de controle e o fator que melhor indica a eficiência dos processos de compostagem (FEAM, 2002; ORRICO JUNIOR et al., 2009). E, no processo de compostagem, a mesma é indicador de atividade biológica (PAGANS et al., 2006).

Os valores de temperatura e pH elevados durante o processo de compostagem podem condicionar o balanço  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$  e a emissão de  $\text{NH}_3$  (BRITO et al., 2008), todavia, temperaturas acima de  $65^\circ\text{C}$ , associadas a pH maiores que 7,5 e 8, favorecem às perdas de nitrogênio pela volatilização da amônia e geram odores desagradáveis (PEREIRA NETO, 1989; GRAVES et al., 2000)

O metabolismo dos microrganismos é exotérmico, há, portanto, aquecimento natural e rápido da massa com a multiplicação da população microbiana. De maneira geral, certos grupos de organismos têm uma faixa de temperatura ótima de desenvolvimento. A manutenção da temperatura ótima é tão importante para os microrganismos, que a variação para mais ou para menos provoca uma redução da população e da atividade metabólica. As temperaturas elevadas são consideradas desejáveis pelo fato de destruírem sementes de plantas daninhas e organismos patogênicos, os quais são pouco resistentes a temperaturas em torno de  $50$  a  $60^\circ\text{C}$  por certo período de tempo, pois quanto maior o calor, mais rápida se torna a decomposição (KIEHL, 2010).

A manutenção de temperaturas termofílicas ( $45$ - $65^\circ\text{C}$ ) controladas, na fase de degradação ativa, é um dos requisitos básicos, uma vez que somente por meio desse controle se pode conseguir o aumento da eficiência do processo, ou seja, o aumento da velocidade de degradação e a eliminação dos microrganismos patogênicos (COSTA et al., 2005; FIALHO et al., 2005).

Um dos fatores que mais afetam a eficiência da compostagem, além da umidade, é a temperatura das leiras, que pode facilmente exceder os  $70^\circ\text{C}$  e, desta forma, inviabilizar a ação microbiológica existente no composto orgânico, vital para a transformação do resíduo em adubo (SOTERO et al., 2006).

Segundo Fiori et al. (2008), a pilha de compostagem deve registrar temperaturas entre  $40^\circ\text{C}$  e  $60^\circ\text{C}$ , entre o segundo e o quarto dia. Isto indica condições satisfatórias de equilíbrio no seu ecossistema.

O desenvolvimento da temperatura está relacionado com vários fatores. Materiais ricos em proteínas, com relação C/N baixa, aquecem-se mais rapidamente e alcançam maior temperatura que os celulósicos, com elevada relação C/N; materiais moídos e peneirados, com granulometria fina e maior homogeneidade, formam leiras com melhor distribuição e menor perda de calor; leiras com material grosseiro proporcionam boa aeração e alcançam altas temperaturas, mas estão mais sujeitos às perdas de calor quando comparados às anteriores (GRAVES et al., 2000; MUKTHAR et al., 2004; KIEHL, 2010).

Existem processos de compostagem especiais, em que o objetivo é a eliminação de possíveis patógenos ou inativação de sementes de plantas daninhas, como na compostagem de animais mortos e carcaças. Segundo Henry (2003), para animais mortos, a temperatura mínima a ser alcançada é de 54 °C, sendo 60 °C a ótima e 71 °C, a máxima. Sementes de plantas daninhas podem ser inativadas quando a temperatura superar 62 °C (LOOPER, 2002).

O controle da temperatura é realizado via revolvimentos. A aeração auxilia no controle da temperatura, portanto, em casos de elevação excessiva de temperatura, o revolvimento mais frequente pode abaixar a temperatura para níveis adequados.

### **2.5.5 Microrganismos**

O processo de compostagem é essencialmente biológico (PAIVA et al., 2012). No processo de compostagem, a matéria orgânica é decomposta principalmente pela ação de microrganismos e enzimas, cujos resultados são a fragmentação gradual e a oxidação de detritos (FIORI et al., 2008).

Durante a compostagem, a atividade metabólica da população microbiana resulta na produção de calor e no aumento da temperatura. O aquecimento e o arrefecimento do material orgânico fornecem informações sobre a atividade biológica e o grau de decomposição daquele (BRITO et al., 2008).

Os microrganismos que realizam a estabilização do material estão presentes no próprio material a ser compostado (MUKHTAR et al., 2004). Os principais microrganismos responsáveis pelo processo de compostagem são bactérias, fungos e actinomicetos (PEREIRA NETO, 1996; BIDONE; POVINELLI, 1999).

As bactérias são encontradas no processo de compostagem, em maior número, e são decompositoras mais rápidas que fungos e actinomicetos. São também responsáveis pela maior parte da decomposição da matéria orgânica. Os fungos, em função dos materiais que decompõem como hemicelulose, celulose e lignina, tendem a aparecer nos últimos

estágios da compostagem. Os actinomicetos são capazes de degradar grande quantidade de substratos como ácidos orgânicos, açúcares, amidos, hemicelulose, proteínas, polipeptídios, lignina, além de produzirem enzimas que podem dissolver outros materiais (PAIVA et al., 2012).

Os organismos superiores invadem a massa com o resfriamento da leira. São eles os protozoários, rotíferos e nematoides. Tais organismos consomem a biomassa de bactérias e fungos; degradam ligninas e pectinas assim como contribuem para supressão de patógenos e melhoria na qualidade do composto (GRAVES et al., 2000). Durante a primeira fase do processo, os compostos de carbono orgânico simples são facilmente mineralizados e metabolizados pelos microrganismos e produzem  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , ácidos orgânicos e calor (BERNAL et al., 2009).

Segundo Kiehl (2010), no início da decomposição de restos orgânicos, fase mesófila, predominam bactérias e fungos mesófilos produtores de ácidos; com a elevação da temperatura, na fase termófila, a população dominante será de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos ou termotolerantes, os quais influenciam também a flora microbiana, devido ao aumento da disponibilidade de oxigênio. As pilhas de composto mais intensamente revolvidas no início do processo devem alcançar temperaturas mais elevadas, até 75 °C, enquanto os menos arejados não ultrapassam 55 a 60° C. Posteriormente, na fase termófila, o composto perde calor e volta à fase mesófila, porém com outra composição, pois os açúcares e o amido já devem ter sido consumidos. O processo termina quando a temperatura está próxima ao ambiente, logo, protozoários, nematóides, formigas, miriápodes, vermes e insetos diversos podem ser encontrados no composto.

Durante o processo de compostagem, as bactérias termofílicas decompõem materiais orgânicos e utilizam os nutrientes disponíveis para a produção de biomassa microbiana (LIANG et al., 2006). Fertilizantes orgânicos mal curados (não amadurecidos suficientemente) interferem no crescimento das plantas, devido à grande atividade microbiana que o mesmo promoverá no solo. Podem induzir a inúmeras deficiências minerais, já que serão processados pelos microrganismos. Tal fenômeno é conhecido por imobilização (REZENDE, 2006).

Segundo Kiehl (2010), os microrganismos absorvem os elementos na proporção de 30 partes de carbono para 1 parte de nitrogênio. O carbono é utilizado como fonte de energia. Dez partes são incorporadas ao protoplasma celular e vinte partes são eliminadas como gás carbônico. Cada parte de nitrogênio é assimilada na proporção de dez partes de carbono, daí a razão do húmus ter uma relação C/N próxima de 10/1.

Primeiramente, compostos mais simples serão degradados, como as proteínas, amidos, açúcares e ácidos orgânicos. A seguir, serão degradadas hemicelulose e celulose.

A lignina é extremamente resistente ao ataque de microrganismos e no caso de sofrer alguma degradação, será em última instância (INACIO; MILLER, 2009; KIEHL, 2010).

Materiais palhosos, pobres em microrganismos e com poucas condições para proliferação de fungos, bactérias e actinomicetos também podem ser decompostos, adicionando-se inoculantes, como os dejetos de animais, lodo de esgoto, lixo cru e outros materiais que entrarão em fermentação espontânea (KIEHL, 2010).

### **2.5.6 Relação C/N**

A relação C/N influencia diretamente o desempenho dos microrganismos envolvidos no processo de compostagem, assim, são determinadas a facilidade e a velocidade de decomposição dos materiais empregados (INACIO; MILLER, 2009; KIEHL, 2010). O carbono é a fonte de energia e o nitrogênio é a fonte básica para o crescimento e reprodução celular dos microrganismos; O resultado é a liberação de CO<sub>2</sub>, vapor de água e calor (GRAVES et al., 2000; SILVA et al., 2009), conforme os microrganismos consomem o carbono e liberam-no na forma de CO<sub>2</sub>, a relação C/N diminui (AQUINO et al., 2005).

A relação C/N ideal deve ficar em torno de 30:1, para uma ação eficaz dos microrganismos (PEREIRA NETO, 1996; FIORI et al., 2008). O produto final deve ficar com relação em torno de 10:1. Alguns autores indicam uma faixa mais ampla, 25 a 40:1 (SAFLEY et al., 1996; EPA, 1999) para o início do processo e 10 a 20:1 para o final (EPA, 1999). A Instrução Normativa N° 23 de 31/08/2005 da Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento determina que o composto deva apresentar relação C/N inferior a 18:1.

Em compostagem de carcaça de animais, autores recomendam relações iniciais menores, 13 a 15:1 (GRAVES et al., 2000), 10 a 20:1 (HENRY, 2003). Orrico Júnior et al. (2010) trabalharam com relação em torno de 11:1, na compostagem de carcaça de aves e cama de aviário, os autores relatam grandes perdas de nitrogênio na fase inicial.

A emissão de amônia ocorre frequentemente durante a fase termofílica da decomposição aeróbia e tende a ser elevada com baixa relação C/N (LIANG et al., 2006).

As perdas de nitrogênio na compostagem estão diretamente ligadas à relação C/N e as altas temperaturas (SOMMER; MOLLER, 2000; RAVIV et al., 2004; PAGANS et al., 2006; ORRICO JUNIOR et al., 2010; PAIVA et al., 2012). Portanto, na compostagem de dois ou mais materiais, para que ocorra a diminuição das perdas de nitrogênio, deve-se buscar o equilíbrio para a relação C/N, utilizando resíduos ricos em nitrogênio, aliados aos resíduos palhosos (SILVA et al., 2002).

A relação C/N é o parâmetro tradicionalmente considerado para se determinar o grau de maturidade do composto e definir sua qualidade agrônômica (LOUREIRO et al., 2007). Deve estar no final da primeira fase, em torno de 18:1 e 10:1 na segunda, com características de estabilidade e humificação parcial (KIEHL, 2010).

### **2.5.7 Tamanho de partículas**

Os resíduos sólidos agrícolas apresentam tamanhos variados. Para iniciar o processo de compostagem, o tamanho das partículas deve ser corrigido para melhorar a ação dos microrganismos sobre o material.

Segundo Kiehl (2010), as partículas devem estar entre 2,5 e 7,5 cm, já para Pereira Neto (1996) e Bidone (2001), entre 1 e 5 cm. Na compostagem de animais mortos, Mukthar et al. (2004) recomendam comprimentos de 2,5 a 5 cm, Looper (2002) recomenda diâmetros variando de 3,1 a 12,7 mm e Henry (2003) de 3,1 a 50 mm.

Partículas mais finas aumentam a superfície disponível para o ataque microbiológico, diminuem o período de compostagem e melhoram sua eficiência (FEAM, 2002; BERNAL et al., 2009). Partículas muito finas podem causar compactação excessiva da pilha. Ao contrário, partículas muito grosseiras necessitarão de um tempo maior para decomposição (SUSZEK et al., 2007; KIEHL 2010). De modo geral, o tamanho ideal da partícula é aquele em que não ocorra compactação da leira e os microrganismos consigam agir rapidamente sobre o material.

### **2.5.8 Qualidade e uso de compostos orgânicos**

O composto orgânico é um material bioestabilizado, homogêneo, de odor não agressivo, coloração escura, rico em matéria orgânica, isento de microrganismos patogênicos, e o teor de nutrientes presentes no composto orgânico é determinado pelas matérias-primas que foram utilizadas no processo. Tem capacidade de liberação lenta de macro e micronutrientes, excelente estruturador do solo. Favorece o rápido enraizamento das plantas e aumenta a capacidade de infiltração de água, bem como reduz a erosão (LIANG et al., 2006; KIEHL, 2010).

Porém, quando utilizado antes da sua maturação, o composto pode causar: odores indesejáveis; danificação das raízes da planta, pela liberação da amônia; consumo de

nitrogênio do solo para oxidação da matéria orgânica presente no composto; produção de toxinas inibidoras do metabolismo das plantas e germinação de sementes; possibilidade de contaminação por patógenos (FEAM, 2002; SILVA et al., 2002).

Suszek et al., (2007); Paiva et al., (2012) alertam para necessidade de análise do composto antes de sua utilização, como condicionador de solo, o adubo orgânico, a fim de saber se há existência de patógenos e/ou concentração de alguma substância tóxica, que possa trazer risco ao ambiente e/ou à saúde pública.

A qualidade do produto final da compostagem, o composto, é definida em função de suas características físicas, químicas e biológicas. Devem-se observar textura, aparência e tamanho de partícula, matéria orgânica humificada, pH, metais, nutrientes e sais solúveis (GRAVES et al., 2000; MATOS, 2006). O composto ainda não deve apresentar patógenos nem fitotoxicidade às plantas.

Ao serem Tomados os cuidados necessários, citados anteriormente, certamente se produz um composto de qualidade, sanitizado e estabilizado, que melhora as características físicas, químicas e biológicas do solo, diminui gastos com fertilizantes sintéticos, e conseqüentemente, aumenta a renda do produtor rural. A utilização de produtos alternativos, como esterco e outros compostos orgânicos, apresenta-se como alternativa promissora, principalmente em sistemas orgânicos de produção que impedem o uso de fertilizantes sintéticos de elevada solubilidade (DELIZA, 2007).

A vantagem do uso de adubo orgânico em relação à aplicação de fertilizantes minerais é a liberação gradual dos nutrientes à medida que são demandados para o crescimento da planta. Se os nutrientes forem imediatamente disponibilizados no solo, como ocorre com os fertilizantes minerais, podem ser perdidos por volatilização (principalmente o nitrogênio), fixação (fósforo) ou lixiviação (principalmente o potássio). Por outro lado, a mineralização de alguns materiais orgânicos pode ser excessivamente lenta, como ocorre com o bagaço de cana, de forma que os nutrientes não são disponibilizados em quantidade suficiente e o crescimento da planta é limitado por carência nutricional (SEVERINO et al., 2004).

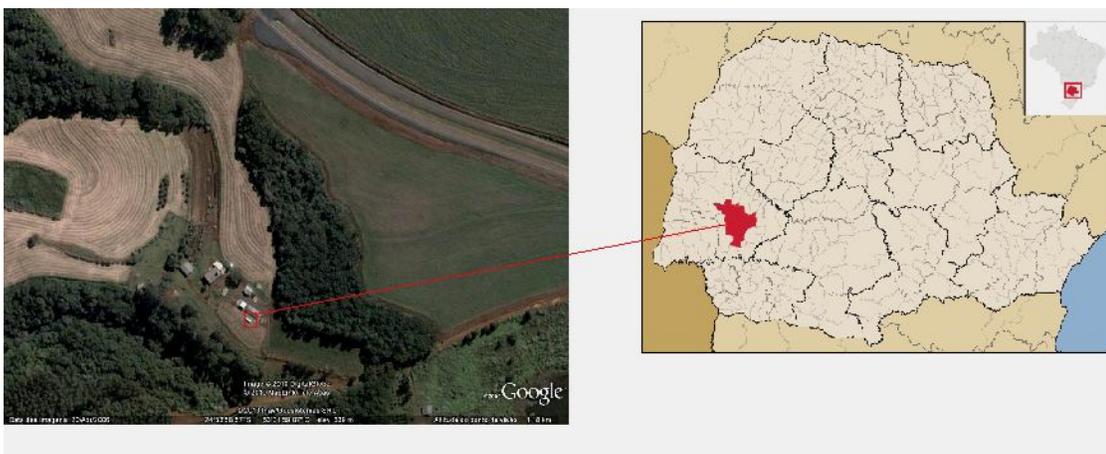
A eficácia do composto com relação aos efeitos benéficos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo constitui-se em uma fonte de nutrientes, mas, depende da qualidade do composto. Os critérios de qualidade para o composto são estabelecidos em termos de: teor de nutrientes, matéria orgânica humificada e estabilizada, o grau de maturidade, a higienização e a presença de alguns compostos tóxicos, como metais pesados, sais solúveis e xenobióticos (BERNAL et al., 2009).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). O NEEA localiza-se na BR 467, Km 16, sentido Cascavel-Toledo no município de Cascavel nas coordenadas 24° 48' latitude Sul e 53° 26' longitude Oeste, com altitude média de 760 metros.

O clima da região é Cfa segundo a classificação de KÖPPEN e do tipo subtropical mesotérmico superúmido, com precipitação média anual de 1.800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. A temperatura média do Município é de 20 °C e a umidade relativa média do ar é de 75% (IAPAR, 1998). Na Figura 1 é demonstrada a localização geográfica do município de Cascavel e do NEEA.



**Figura 1** Localização geográfica da instalação do experimento.  
Fonte: Google Earth (2009).

No local existia um pátio de compostagem construído em madeira bruta, com piso em concreto alisado e cobertura de cimento-amianto (Figura 2). Foi construído outro pátio a céu-aberto, sem piso, porém, com uma lona de PVC para evitar a percolação do chorume. Este pátio possui uma declividade para escoar o chorume dentro de valas revestidas pela mesma lona (Figura 3).



**Figura 2** Pátio de compostagem coberto onde foram elaboradas as leiras.



**Figura 3** Pátio de compostagem sem cobertura onde foram elaboradas as leiras.

Os resíduos utilizados neste experimento foram fornecidos pela COPACOL – Cooperativa Agrícola Consolata, localizada no município de Cafelândia – PR. Dentre as principais atividades desenvolvidas pela cooperativa, estão: matrizeiro, incubatório de aves

para a produção de pintainhos comerciais, frigorífico de aves, produção de embutidos e unidade de beneficiamento de grãos. As leiras foram formadas em função da quantidade de cada resíduo gerado pela cooperativa, a fim de manter a relação C/N mais adequada para o processo.

### **3.2 Origem e descrição dos resíduos**

Dentre os resíduos da cooperativa, os principais a serem utilizados estão descritos a seguir:

- Resíduo de incubatório;
- Lodo de flotador;
- Cinza e carvão remanescente da caldeira;
- Resíduos da limpeza e pré-limpeza de grãos (cereais);
- Fração sólida de dejetos de suíno;
- Fração sólida do resíduo da lavagem de caminhões (transporte de aves).

#### **3.2.1 Resíduo de incubatório**

Incubatório é o local onde os ovos são incubados. Após 21 dias, os pintainhos nascem e são examinados, classificados e vacinados. Com um dia de vida, são colocados em caixas e transportados em caminhões climatizados, para as granjas dos integrados, produtores rurais parceiros, que criam as aves sob supervisão veterinária e técnica da empresa até o ponto de abate (BERNARDI, 2011).

Os resíduos gerados são compostos por cascas de ovos, ovos não eclodidos, pintinhos mal formados e natimortos (DAS et al., 2002; AIRES et al., 2011a). Na Cooperativa em estudo, a produção desse resíduo chega a 720 t ano<sup>-1</sup>, em base seca (BERNARDI, 2011).

#### **3.2.2 Lodo de flotador**

O lodo de flotador é resultante do processo de tratamento físico dos efluentes industriais da “linha vermelha”, caracterizada por efluentes que contêm sangue, provenientes de várias áreas do abate. Tal resíduo é produzido em grande quantidade na

cooperativa e contém grande quantidade de nitrogênio e outros nutrientes passíveis de reaproveitamento. Segundo Bernardi (2011), são geradas 7.500 t ano<sup>-1</sup> desse resíduo na cooperativa COPACOL.

### **3.2.3 Cinza e carvão remanescentes da caldeira**

As cinzas e o carvão das caldeiras são gerados no processo de produção de vapor, através da queima de cavacos de madeira. O volume gerado pela empresa está totalmente ligado à quantidade de biomassa queimada e à necessidade de vapor das indústrias. As médias ao ano de produção de cinza e carvão da agroindústria são de 18 e 822 t ano<sup>-1</sup>, respectivamente (BERNARDI, 2011).

### **3.2.4 Fração sólida de dejetos de suíno**

A Cooperativa possui uma unidade produtora de leitões (UPL), onde a parte sólida do resíduo é separada da líquida por peneira rotativa. A fração sólida é destinada à compostagem. Sua produção média anual é de 2.920 t ano<sup>-1</sup> (BERNARDI, 2011).

### **3.2.5 Fração sólida dos resíduos da lavagem de caminhões (transporte de aves)**

As aves retiradas dos aviários são transportadas por caminhões até o abatedouro. Ao chegarem ao abatedouro, os caminhões são lavados, portanto, produzem resíduo na forma líquida. Este resíduo é constituído de penas, fezes das aves e algumas impurezas contidas nos caminhões. Os mesmos passam por uma peneira, que separam a parte sólida da parte líquida. A parte sólida deve ser encaminhada à compostagem.

A produção diária deste resíduo dependerá da quantidade de caminhões que irão passar por esse processo e a quantidade de aves que chegam diariamente ao frigorífico (BERNARDI, 2011).

### 3.2.6 Resíduos da limpeza de grãos

Resíduos vegetais provenientes do beneficiamento de grãos, principalmente limpeza e pré-limpeza. É feita a classificação de grãos na unidade de moagem de resíduos e os que não podem ser comercializados *in natura* ou não podem ser utilizados na ração animal são encaminhados para a unidade de compostagem de resíduos. Em geral, são compostos por impurezas dos grãos, cascas de cereais e restos vegetais. Esses resíduos são sazonais, pois, o produto a ser beneficiado, na cooperativa, varia com a época do ano. Na época de montagem das leiras, o milho e o trigo foram os produtos processados. Os resíduos provenientes da limpeza e pré-limpeza vieram separados em quatro resíduos:

Casquinha de milho: Parte mais fina do resíduo de beneficiamento do milho, a grande maioria representada pelo invólucro do grão. Esse resíduo geralmente fica retido no ciclone da unidade beneficiadora de grãos;

Sabugo de Milho: Material mais grosseiro da pré-limpeza de milho, basicamente composto por sabugo, pedaços do colmo e grãos de milho;

Farelo de trigo: Resíduos finos do beneficiamento do trigo. Grãos e palha moída que seriam vendidos para alimentação animal, mas que, por falta de qualidade, ficaram na unidade de beneficiamento;

Triguilho: Grãos quebrados, grãos chochos e cascas de trigo. É o resíduo mais grosseiro do beneficiamento de trigo.

### 3.3 Composição química dos resíduos

Os resíduos utilizados no processo de compostagem foram previamente caracterizados, conforme apresentado na Tabela 1.

Observa-se grande quantidade de cálcio (Ca) no resíduo de incubatório, devido à presença de cascas de ovos (DAS et al., 2002; BERNARDI, 2011). Elevados teores de K e N foram detectados para os resíduos cinza e lodo de flotador, respectivamente. A fração sólida do dejetos suíno (FSDS) possui elevadas quantidades de Cu e Zn, pois esses elementos são utilizados na dieta dos animais. Concentrações semelhantes foram encontradas por Silva et al., (2007); Bernardi (2011).

**Tabela 1** Composição química dos resíduos

Resíduo	Fe	Zn	Cu	Mn	Na	Ca	Mg	K	P	C	N	C/N
	mg.kg <sup>-1</sup>						g.kg <sup>-1</sup>		%			
Incubatório	113,23	22,17	12,43	1,66	4,39	267,75	3,41	2,47	0,81	6,20	2,55	2,44
Lodo	3.442,88	184,57	36,81	51,37	3,82	2,74	0,40	1,00	3,34	10,20	6,81	1,50
Cinza	2.783,23	305,39	107,33	2.199,21	5,08	230,02	19,40	186,21	4,72	0,00	0,05	0,00
Carvão	4.214,50	99,13	158,43	1.187,52	3,77	21,37	7,00	19,86	1,62	4,40	0,26	16,60
FSDS	2.621,48	856,57	771,50	458,02	13,23	23,14	5,24	6,54	5,95	37,27	2,50	14,91
FSLC	3.734,36	408,39	123,97	459,35	4,03	8,20	8,75	3,70	2,26	22,80	2,85	7,99
Casquinha	478,24	47,00	11,20	39,32	2,77	0,53	0,83	5,29	0,42	62,30	1,24	50,47
Sabugo	201,64	63,43	20,17	21,77	3,07	0,55	0,92	12,93	0,33	57,10	0,79	72,03
Farelo	1.554,05	63,82	17,26	132,33	2,69	0,36	1,42	6,13	0,77	60,30	2,02	29,82
Triguilho	120,23	51,80	28,52	84,14	2,76	0,17	1,39	6,97	0,95	60,50	2,18	27,74

FSDS = Fração sólida do dejetos de suíno; FSLC = Fração sólida da lavagem de caminhão.

### 3.4 Montagem das leiras

As leiras tinham 300 kg em matéria natural fora em montadas com composições iguais, em função da quantidade gerada de cada resíduo na Cooperativa. Apenas a fonte de carbono, os resíduos de pré-limpeza, foi suplementada para balancear a relação C/N. A composição das leiras está descrita na Tabela 2.

**Tabela 2** Quantidade utilizada de cada resíduo em matéria natural

Resíduos	Massa (kg)
Resíduo de incubatório	5
Casquinha de milho	7,5
Sabugo de milho	7,5
Farelo de trigo	120
Triguilho	120
Lodo flotador	31
Cinza remanescente caldeira	1
Carvão remanescente caldeira	5
Fração sólida de Dejetos suíno	1
Fração sólida do resíduo da Lavagem dos caminhões	2
Total	300

Primeiro, o resíduo de pré-limpeza do trigo, de granulometria mais fina, foi usado para fazer a base da pilha. Posteriormente, os seguintes resíduos e quantidade foram enleirados, na ordem em que são citados: Sabugo de milho (7,5 kg), resíduo de incubatório

(5 kg), lodo de flotor (31 kg), cinza (1 kg), trigoilho (60 kg), casquinha de milho (7,5 kg), resíduo sólido da lavagem de caminhão (2 kg), trigoilho (60 kg), resíduo sólido de suíno (1kg) e carvão (5 kg).

Após colocar o lodo de flotor, as leiras que receberam o Produto Comercial Biológico (PCB) foram regadas com metade da dose do produto, a outra metade foi aspergida sobre as leiras, sendo que o total utilizado foi de 10 mL do produto diluído em 10 L de água e a aplicação foi feita com regador. Nota-se que metade do trigoilho foi deixada para cobrir a leira, juntamente com o carvão para evitar exposição de materiais mais agressivos como o lodo e resíduo de incubatório. O carvão, por ser um coloide, é disposto na superfície das leiras, a fim de diminuir-se as perdas de nitrogênio.

Posteriormente, os resíduos foram regados e empilhados na forma cônica. Os revolvimentos foram manuais, com auxílio de pás, garfos e enxadas, durante todo processo.

Antes de cada revolvimento, as ferramentas utilizadas para revolvimento das leiras com PCB bem como a caixa de medição do volume foram lavadas com água sanitária diluída em água, para evitar a contaminação com microrganismos externos.

O PCB é um remediador biológico que reduz a carga orgânica, as concentrações de Nitrogênio e Fósforo de resíduos, bem como odores indesejáveis. Composto por *Bacillus (subtilis, licheniformis e polymyxa)* e *Yarrowia lipolytica* nas concentrações de  $3,5 \times 10^6$  e  $5,5 \times 10^6$  UFC g<sup>-1</sup>, respectivamente (BIOPLUS, 2009). Segundo as recomendações da empresa, a quantidade utilizada foi de 20 mL m<sup>-3</sup> semana<sup>-1</sup>. Como as leiras tiveram aproximadamente 0,5 m<sup>3</sup>, foram usados 10 mL por leira a cada semana até a estabilização do material.

### 3.5 Descrição dos tratamentos

Foram instalados doze tratamentos, compostos pela combinação de três frequências de revolvimentos (F1, F2 e F3), com e sem cobertura do pátio de compostagem (C1 e C0), com e sem o uso do PCB (B1 e B0). Os tratamentos utilizados no experimento estão descritos na Tabela 3.

**Tabela 3** Descrição dos tratamentos

Leira	Tratamento	Descrição
1	F1C1B0	Frequência: 1 vez por semana; Condição: coberto; PCB: sem
2	F2C1B0	Frequência: 2 vezes por semana; Condição: coberto; PCB: sem
3	F3C1B0	Frequência: 3 vezes por semana; Condição: coberto; PCB: sem
4	F1C1B1	Frequência: 1 vez por semana; Condição: coberto; PCB: com
5	F2C1B1	Frequência: 2 vezes por semana; Condição: coberto; PCB: com
6	F3C1B1	Frequência: 3 vezes por semana; Condição: coberto; PCB: com
7	F1C2B0	Frequência: 1 vez por semana; Condição: descoberto; PCB: sem
8	F2C2B0	Frequência: 2 vezes por semana; Condição: descoberto; PCB: sem
9	F3C2B0	Frequência: 3 vezes por semana; Condição: descoberto; PCB: sem
10	F1C2B1	Frequência: 1 vez por semana; Condição: descoberto; PCB: com
11	F2C2B1	Frequência: 2 vezes por semana; Condição: descoberto; PCB: com
12	F3C2B1	Frequência: 3 vezes por semana; Condição: descoberto; PCB: com

### 3.6 Parâmetros analisados

A temperatura da leira foi monitorada diariamente em quatro pontos, com auxílio de termômetro de mercúrio, para acompanhamento do processo (Figura 4). A temperatura ambiente também foi monitorada. Quando a temperatura da leira se igualou à temperatura ambiente, não houve mais aquecimento (mesmo com revolvimentos e umedecimentos), o processo foi considerado finalizado.



**Figura 4** Medição diária da temperatura.

A massa e volume das leiras foram monitorados semanalmente, bem como sólidos totais e sólidos voláteis, descritos por metodologia proposta por APHA (2005).

O procedimento para obtenção da massa e volume ocorreu a cada sete dias para proporcionar a obtenção de equações representativas das reduções de massa e volume da leira durante o processo. A massa foi monitorada com auxílio de balança digital.

A redução de volume foi monitorada com o auxílio de caixa de madeira (Figura 5), com as seguintes dimensões: largura 1,5 m, altura de 0,80 m, e comprimento de 2,0 m, em que os resíduos foram acondicionados para que se processasse a cubicagem da leira. A altura atingida pelo material foi medida com uma trena, a fim de determinar o volume de cada leira pela multiplicação das três dimensões, largura, comprimento e altura.



**Figura 5** Caixa em compensado naval (1,50 X 0,60 X 0,20 m) utilizada para determinação do volume das leiras.

As leiras que utilizaram o PCB foram pesadas, medidas e manejadas com equipamentos diferentes para evitar a contaminação do material pelos microrganismos presentes no inoculante comercial.

O pH e a CE foram determinados aos 7, 28, 56 dias e quando o composto foi considerado estabilizado, com pHmetro e condutímetro de bancada, respectivamente. E, para determinação desses parâmetros, as amostras estavam *in natura*. Pesaram-se 10 g do material e adicionaram-se 50 mL de água destilada. Posteriormente, agitou-se o material por 30 minutos a 250 rpm. As leituras de pH e CE foram feitas no sobrenadante.

O Carbono, Nitrogênio e a relação C/N foram analisados aos 7, 28, 56 e ao fim do processo. As metodologias utilizadas foram Kiehl (1985) e Malavolta et al. (1989) para Carbono e Nitrogênio, respectivamente.

Os macronutrientes e micronutrientes foram determinados no início e final do processo. Determinaram-se os teores de Fósforo (P) por espectrometria, segundo Malavolta et al., (1989), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn) em absorção atômica após digestão em ácido nitro-perclórico (EMBRAPA, 1999).

As amostras submetidas à análise de macro e micronutrientes foram secas a 65°C por 72 horas. Posteriormente, corrigiu-se a umidade para 105 °C por 24 horas. As amostras secas foram moídas em moinho com peneiras de 10 mm.

### **3.7 Análise dos dados**

As variáveis redução total de massa, volume, Carbono, Nitrogênio, Relação C/N, umidade final, sólidos voláteis, pH, CE, e tempo de compostagem foram submetidas às análises de regressão linear múltipla pelo *software* Minitab 15. Realizou-se análise dos resíduos, teste de auto-correlação serial dos erros (Durbin-watson) e normalidade dos erros, visando atender às suposições dos modelos gerados.

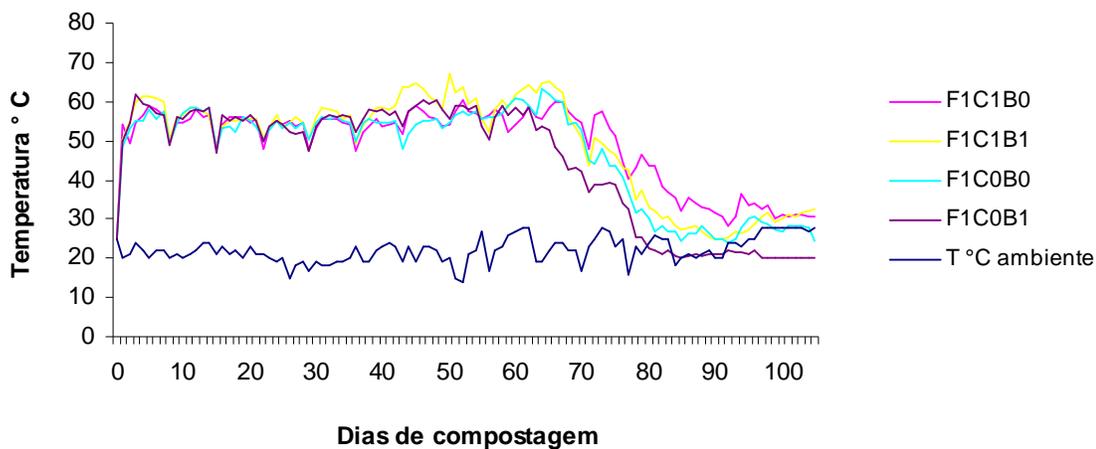
Os dados de temperaturas diárias e reduções semanais de volume, massa, sólidos totais e voláteis são apresentados em gráficos. Fez-se um comparativo, em termos de reduções ou aumentos, entre as concentrações iniciais e finais dos macro e micronutrientes do composto.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Temperatura

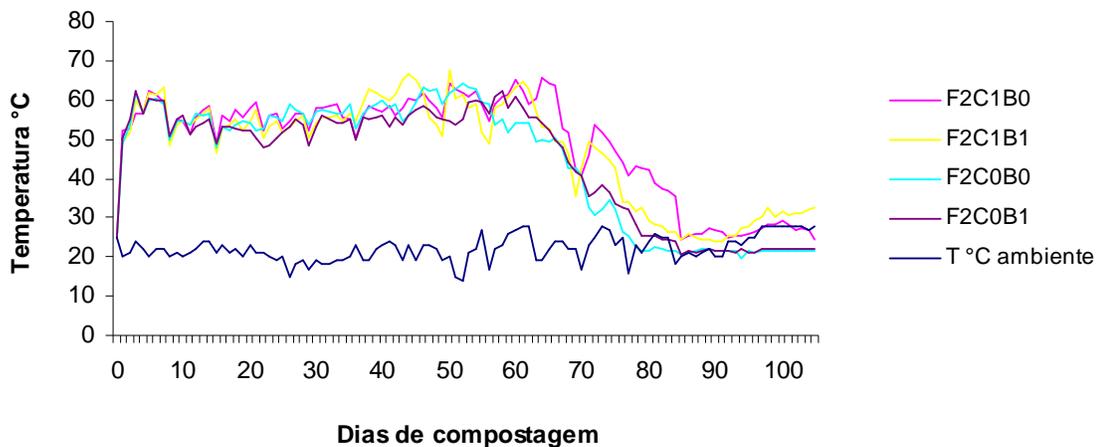
A temperatura é o principal parâmetro de controle e indicador da eficiência em processos de compostagem (FEAM, 2002; ORRICO JUNIOR et al., 2009). Temperaturas elevadas em leiras de compostagem indicam grande atividade biológica (PAGANS et al., 2006).

As leiras revolvidas uma vez por semana apresentaram valores acima de 60 °C, na primeira semana. Após cada revolvimento, as temperaturas baixaram e ficaram em torno de 50°C, todavia, voltaram a subir até o próximo revolvimento (Figura 6).



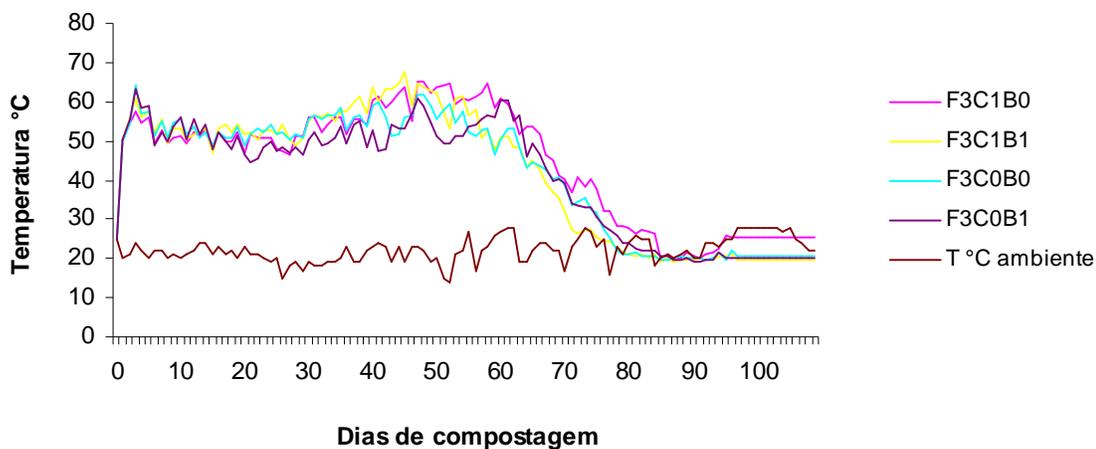
**Figura 6** Monitoramento diário da temperatura das leiras revolvidas uma vez por semana.

As leiras revolvidas duas vezes por semana, no primeiro mês, apresentaram temperaturas acima de 60 °C, na primeira semana. A temperatura se manteve em torno de 55 °C com revolvimentos mais frequentes, no primeiro mês. A temperatura voltou a subir com a redução dos revolvimentos nos meses posteriores e chegou a ter picos acima de 65°C (Figura 7).



**Figura 7** Monitoramento diário da temperatura das leiras revolvidas duas vezes por semana.

Os revolvimentos de três vezes por semana no primeiro mês mostraram eficiência no controle da temperatura, mas, a mesma se manteve em torno de 50°C no período. No segundo mês, a temperatura atingiu o valor máximo de 67,5°C com a redução dos revolvimentos. No último mês, a temperatura decaiu até atingir a temperatura ambiente, assim o composto pôde ser considerado como estabilizado (Figura 8).



**Figura 8** Monitoramento diário da temperatura das leiras revolvidas três vezes por semana.

Fiori et al. (2008) trabalharam com resíduos de cereais misturados à cama de aviário, ao resíduo da linha verde do abate de gado e ao resíduo de incubatório e encontraram valores semelhantes de temperaturas para leiras revolvidas semanalmente.

Os resultados indicam que revolvimentos mais frequentes no início do processo promovem taxas de aeração mais elevadas e resultaram em temperaturas médias menores. Resultados semelhantes foram encontrados por Rasapoor et al. (2009), na compostagem de resíduos sólidos urbanos e Li et al. (2008), na compostagem de esterco de gado leiteiro misturados à palha de arroz. Baeta-Hall et al. (2005) relatam que leiras, revolvidas mecanicamente, apresentam temperaturas superiores quando comparadas às leiras submetidas à aeração forçada, portanto, tal manejo apresentou-se como método eficiente na eliminação de patógenos.

A fase termófila é responsável pelos maiores picos de temperatura, portanto, é responsável pela eliminação de patógenos. Por meio de temperaturas termofílicas controladas se consegue aumento na velocidade de degradação e eliminação de microrganismos patogênicos (COSTA et al., 2005; FIALHO et al., 2005). Segundo Orrico et al. (2007), é importante observar o período que as leiras se mantiveram na faixa de temperatura entre 45 °C e 65 °C, pois tal faixa de temperatura é responsável pela sanitização do composto. Observa-se nas Figuras 6, 7 e 8 que todos os tratamentos estiveram dentro desta faixa por no mínimo 60 dias, tempo suficiente para eliminação de patógenos. Isto garante a produção de um composto sanitizado.

Pelos gráficos de temperatura, percebe-se que a fase ativa de degradação ficou em torno de 60 dias. Neste período, os revolvimentos têm maior influência no processo de compostagem, portanto, calculou-se o número de revolvimentos de cada tratamento. Os números de revolvimentos no período foram de 8, 12 e 20 revolvimentos em 60 dias para as frequências F1, F2 e F3, respectivamente. Esses valores foram utilizados para realização das análises de regressão. As variáveis “Cobertura” e “Inóculo” foram consideradas variáveis Dummy. Este tipo de variável assume valores de 0 ou 1. Para as condições sem cobertura e sem inóculo, elas assumem valores igual a zero e para as condições com cobertura e com inóculo, o valor assumido é igual a 1.

#### **4.2 Redução de massa, volume e densidade**

A redução de massa e volume é resultado da degradação de matéria orgânica durante o processo de compostagem (PETRIC et al., 2009).

O monitoramento semanal da massa das leiras possibilitou gerar equações que descrevem as reduções de massa em função do tempo (Tabela 4). As equações que se adequaram melhor aos dados foram as polinomiais de 2º grau ( $p < 0,001$ ), com  $R^2$  superior a

96%. O  $R^2$  é o coeficiente de determinação e significa a variação explicada pelo modelo, o restante da variação é explicada pelo erro aleatório.

**Tabela 4** Equações das reduções de massa em função do tempo.

Tratamento	Redução (%)	Equação	$R^2$ (%)	$R^2$ ajust (%)	p-valor
F1C1B0	73,11	$Y = - 18,00 + 1,733 X - 0,008183 X^2$	99,4	99,3	<0,001
F2C1B0	75,17	$Y = - 4,817 + 1,856 X - 0,01104 X^2$	98,7	98,4	<0,001
F3C1B0	76,71	$Y = - 31,19 + 2,893 X - 0,01932 X^2$	99,0	98,7	<0,001
F1C1B1	73,22	$Y = - 10,02 + 1,778 X - 0,009468 X^2$	99,2	99,1	<0,001
F2C1B1	75,94	$Y = - 10,89 + 2,072 X - 0,01206 X^2$	96,8	96,2	<0,001
F3C1B1	78,64	$Y = - 15,35 + 2,657 X - 0,01885 X^2$	98,3	97,8	<0,001
F1C0B0	82,37	$Y = - 16,97 + 2,242 X - 0,01269 X^2$	98,5	98,2	<0,001
F2C0B0	77,25	$Y = - 13,76 + 2,407 X - 0,01603 X^2$	99,0	98,8	<0,001
F3C0B0	78,16	$Y = - 36,51 + 3,053 X - 0,02030 X^2$	99,3	99,1	<0,001
F1C0B1	77,17	$Y = - 27,98 + 2,594 X - 0,01610 X^2$	98,5	98,1	<0,001
F2C0B1	77,14	$Y = - 5,019 + 2,032 X - 0,01260 X^2$	97,1	96,3	<0,001
F3C0B1	77,44	$Y = - 21,01 + 2,624 X - 0,01728 X^2$	98,8	98,5	<0,001

Y = Redução de massa em %; X = Tempo em dias;  $R^2$  = Coeficiente de determinação.

O comportamento quadrático das reduções de massa foi encontrado por Orrico Júnior et al. (2009), na compostagem da fração sólida de dejetos de suínos. Porém, Larney et al. (2000) encontraram equações lineares na compostagem de dejetos de gado confinado.

As reduções de massa ficaram entre 73 e 83%, sendo as leiras descobertas as que apresentaram as maiores perdas. Orrico Júnior et al. (2009) encontraram redução de 71,24% na compostagem da fração sólida do dejetos de suíno, durante dez semanas. Amorim et al. (2005) encontraram reduções superiores nas estações de outono e verão, quando comparadas à primavera e ao inverno, na compostagem de dejetos de cabras Saanen. Na compostagem de dejetos bovinos misturados, Tang et al. (2007) observaram reduções de 35 e 20% na palha de arroz para as condições incubado na fase mesofílica (30°C) e incubado na fase termofílica (60°C), respectivamente. Kader et al. (2007), na compostagem de esterco bovino, observaram perdas de 45 e 60% para leiras estáticas e leiras revolvidas, respectivamente.

As chuvas regulares aliadas às temperaturas elevadas favorecem ao desenvolvimento microbiano e conseqüentemente à redução de massa. Além disso, leiras descobertas, sob ação de chuvas fortes, perdem material por arraste. Outros fatores como composição dos resíduos, turno de revolvimento, tamanho das partículas e tamanho da leira podem favorecer a perda de massa na compostagem.

Com base nas reduções totais de massa, construiu-se um modelo estimado para expressar o comportamento em função dos revolvimentos, cobertura do pátio de compostagem e inoculação com PCB. O modelo está descrito a seguir:

$$RM = 77,0 + 0,115 * R - 2,79 * C - 0,54 * I$$

Em que:

RM = Estimativa da redução de massa (%);

R = Revolvimentos;

C = Cobertura e

I = Inóculo.

O modelo não foi significativo a 5% ( $p > 0,05$ ), conforme pode ser observado na Análise de Variância - ANOVA (Tabela 5). Os valores de  $R^2$  e  $R^2$  ajustado foram de 42,1 e 20,4%, respectivamente. Esses valores mostram que a porcentagem de variação que o modelo explica é pequena, e a maior parte é explicada pelo erro.

**Tabela 5** ANOVA da variável redução de massa.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	$R^2$ (%)	$R^2$ ajust (%)
Regressão	3	28,19	9,40	1,94	0,202 <sup>ns</sup>	42,1	20,4
Resíduo	8	38,77	4,85				
Total	11	66,95					

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%;  $R^2$  = coeficiente de determinação.

A análise dos parâmetros tem como objetivo mostrar, dentre as variáveis explicativas, quais foram significativas no modelo em questão.

As variáveis: revolvimento, cobertura do pátio e inoculação com PCB não tiveram efeito significativo na redução total de massa (Tabela 6). Embora no início do processo, as leiras revolvidas com maior frequência apresentaram maiores perdas de massa, ao final, a redução total de massa não é explicada pelas variáveis revolvimento, inóculo e cobertura. Assim, pode ser considerada como a média representada pelo valor do intercepto, 76,99%.

**Tabela 6** Análise dos parâmetros respectivos a variável redução de massa.

Parâmetro	Betas	SE	T	p-valor
Intercepto	76,988	2,024	38,04	<0,05*
Revolvimentos	0,115	0,127	0,90	0,392 <sup>ns</sup>
Cobertura	-2,790	1,271	-2,20	0,059 <sup>ns</sup>
Inóculo	-0,538	1,271	-0,42	0,683 <sup>ns</sup>

SE = Desvio Padrão; T = Valor do Teste T; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

As reduções de volume e as respectivas equações para cada tratamento são apresentadas na Tabela 7. Os modelos polinomiais de segunda ordem se adequaram aos dados e significativos a 5% ( $p < 0,05$ ). Os valores de  $R^2$  foram superiores a 94%, ou seja, mostram a boa representatividade dos modelos.

**Tabela 7** Equações das reduções de volume em função do tempo.

Tratamento	Redução (%)	Equação	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> ajust (%)	p-valor
F1C1B0	61,83	$Y = - 15,23 + 1,034 X - 0,002856 X^2$	98,3	98,0	<0,001
F2C1B0	59,65	$Y = - 7,771 + 1,057 X - 0,003466 X^2$	99,1	98,9	<0,001
F3C1B0	62,5	$Y = - 2,894 + 1,143 X - 0,003496 X^2$	98,6	98,2	<0,001
F1C1B1	58,16	$Y = - 12,19 + 1,122 X - 0,004148 X^2$	99,0	98,9	<0,001
F2C1B1	60,74	$Y = - 9,665 + 1,159 X - 0,004745 X^2$	99,4	99,3	<0,001
F3C1B1	65,19	$Y = - 14,23 + 1,592 X - 0,006675 X^2$	96,0	94,9	<0,001
F1C0B0	68,89	$Y = - 18,56 + 1,408 X - 0,004972 X^2$	98,0	97,6	<0,001
F2C0B0	59,93	$Y = - 21,07 + 1,274 X - 0,001961 X^2$	95,0	93,5	<0,001
F3C0B0	70,45	$Y = - 4,381 + 1,246 X - 0,002842 X^2$	94,3	92,7	<0,001
F1C0B1	70,38	$Y = - 25,40 + 1,938 X - 0,008901 X^2$	95,7	94,6	<0,001
F2C0B1	66,54	$Y = - 15,94 + 1,551 X - 0,006959 X^2$	96,9	96,2	<0,001
F3C0B1	74,05	$Y = - 16,88 + 1,294 X - 0,001092 X^2$	98,3	97,8	<0,001

Y = Redução de volume em %; X = Tempo em dias; R<sup>2</sup> = Coeficiente de determinação.

Outras pesquisas relatam comportamento quadrático das reduções de volume, Orrico Júnior et al. (2009), na compostagem da fração sólida de suínos, Bernardi (2011), na compostagem de resíduos agroindustriais. Entretanto, Orrico Júnior et al. (2007), na compostagem de dejetos de cabras, encontraram reduções lineares em função do tempo.

A menor redução de volume foi de 58,16%, no tratamento F1C1B1. Enquanto a maior redução ocorreu no tratamento F3C0B1, 74,05%. Amorim et al. (2005), na compostagem do dejetos de cabras, encontraram reduções de 68,0; 67,7; 64,1 e 65,1% para as estações verão, outono, inverno e primavera, respectivamente. Lamey et al. (2000) relatam reduções de volume para a compostagem de dejetos de gado confinado na ordem de 72,0; 55,0; 51,0 e 34%, para as condições de verão com aeração ativa, verão com aeração passiva, inverno com aeração ativa e inverno com aeração passiva, respectivamente. Reduções de 28 e 54% foram encontradas por Kader et al. (2007), na compostagem de dejetos bovinos para leiras estáticas e revolvidas, respectivamente.

Estações mais quentes e chuvosas proporcionam reduções maiores de volume. A composição dos resíduos, sua facilidade de degradação e o manejo (umidade e aeração) podem aumentar ou diminuir as reduções de volume. Por meio das reduções de volume, construiu-se um modelo da redução total de volume em função dos revolvimentos, inoculação com PCB e cobertura do pátio de compostagem.

Observa-se, na Tabela 8, que as variáveis revolvimento e inóculo não foram significativas a 5% de significância pelo teste T ( $p > 0,05$ ), enquanto a cobertura e o intercepto apresentaram respostas significativas ( $p < 0,05$ ). Neste caso, recomenda-se a retirada das variáveis não significativas, porém, a retirada da variável revolvimento faria com que os coeficientes de determinação perdessem o sentido, pois esta variável é quantitativa, enquanto as demais são qualitativas. Desta forma, optou-se pela retirada da variável inóculo, sendo assim, passou-se a ter duas repetições para cada combinação de frequência de revolvimento com as condições coberto e descoberto.

**Tabela 8** Análise dos parâmetros respectivos à variável redução de volume.

Parâmetro	Betas	SE	T	p-valor
Intercepto	56,093	3,242	17,55	<0,05*
Revolvimentos	0,461	0,204	2,26	0,054 <sup>ns</sup>
Cobertura	-8,740	2,036	-4,29	0,003*
Inóculo	3,427	2,036	1,68	0,131 <sup>ns</sup>

SE = Desvio Padrão; T = Valor do Teste T; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

Ao se retirar a variável inóculo do modelo, o mesmo fica resumido a:

$$RV = 58,6 + 0,461 R - 8,74 C$$

Em que:

RV = Redução de volume (%);

R = Revolvimentos;

C = Cobertura.

Desta forma, para a condição coberto, em que a variável “C” assume valor igual a 1, o modelo seria:

$$RV = 49,86 + 0,461 R$$

Enquanto para a condição descoberto, em que a variável “C” assume valor igual a zero, o modelo seria:

$$RV = 58,6 + 0,461 R$$

Assim, as reduções estimadas pelo modelo são de 53,55 e 62,29%; 55,39 e 64,13%; 59,08 e 67,82% para as condições coberto e descoberto nas frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente. Portanto, a partir da compostagem feita em pátio descoberto, tem-se uma redução de volume em torno de 14% maior do que em pátio coberto.

Observa-se na ANOVA que o modelo foi significativo ( $p < 0,05$ ) com  $R^2$  de 68,5% (Tabela 9). Porém, como agora se têm repetições para cada observação, deve-se calcular o  $R^2$  máximo possível para o modelo que foi de 85,33% e assim corrigir o coeficiente de determinação. Portanto, o  $R^2$  a ser discutido é o corrigido de 80,3%, dessa forma, o modelo explicou essa porcentagem da variação total dos dados, sendo considerado representativo.

Foi possível realizar um teste de falta de ajuste com observações repetidas, pelo qual se divide a soma dos quadrados em duas partes: a primeira causada pela falta de ajuste e a segunda pelo erro puro. Observa-se na Tabela 9 que não houve falta de ajuste dos dados ( $p > 0,05$ ).

**Tabela 9** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável redução de volume.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	2	292,71	146,35	9,78	<0,05*	68,5	85,33	80,3
Resíduo	9	134,71	14,97					
Falta de ajuste	3	71,99	24,00	2,30	0,178 <sup>ns</sup>			
Erro puro	6	62,72	10,45					
Total	11	427,41						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = Coeficiente de determinação.

Observam-se, na Tabela 10, as condições iniciais de massa e volume bem como a densidade e sua redução durante o processo. A densidade foi determinada pela razão entre a massa seca e o volume ocupado pela leira. Houve redução de densidade para todos os tratamentos, cuja redução média foi de 33%.

**Tabela 10** Redução da densidade, matéria natural (MN), matéria seca (MS) e densidade inicial e final.

Trat.	Inicial				Final				Redução %
	MN Kg	MS Kg	Volume m <sup>3</sup>	Densidade Kg.m <sup>-3</sup>	MN Kg	MS Kg	Volume m <sup>3</sup>	Densidade Kg.m <sup>-3</sup>	
F1C1B0	300,00	219,89	0,65	337,93	100,97	59,14	0,25	238,07	29,55
F2C1B0	300,00	220,71	0,77	286,81	109,95	54,79	0,31	176,46	38,47
F3C1B0	300,00	200,35	0,73	272,81	107,40	46,65	0,28	169,40	37,91
F1C1B1	300,00	219,33	0,79	276,31	118,59	58,75	0,33	176,89	35,98
F2C1B1	300,00	218,58	0,73	299,84	110,24	52,60	0,29	183,77	38,71
F3C1B1	300,00	228,50	0,79	288,83	124,06	48,81	0,28	177,23	38,64
F1C0B0	300,00	237,28	0,73	325,48	107,69	41,83	0,23	184,45	43,33
F2C0B0	300,00	212,33	0,73	289,11	130,09	48,30	0,29	164,13	43,23
F3C0B0	300,00	193,24	0,79	245,95	121,26	42,21	0,23	181,77	26,10
F1C0B1	300,00	208,92	0,78	269,61	107,83	47,69	0,23	207,79	22,93
F2C0B1	300,00	235,13	0,73	323,74	104,60	53,76	0,24	221,23	31,66
F3C0B1	300,00	216,89	0,71	306,60	125,16	48,93	0,19	266,52	13,07

A redução na densidade do composto é causada pela maior perda de massa comparada à redução de volume. Isto ocorre devido às transformações da matéria orgânica, que geram compostos de baixo peso molecular, como é o caso do húmus.

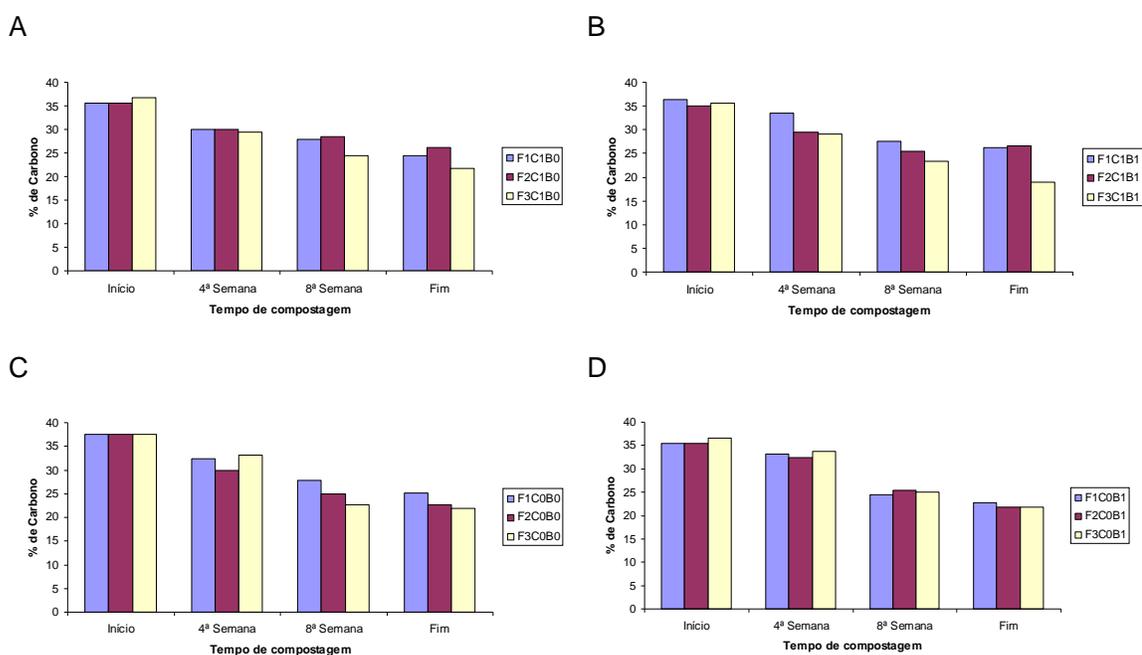
Tiquia e Tam (2002) relatam aumentos progressivos na densidade do composto de cama de aviário submetidos à aeração forçada. Diaz et al. (2002) encontraram aumentos na densidade do composto de resíduos da desfibrilação de algodão e do processamento de beterraba, tanto para leiras com aeração forçada, quanto para leiras revolvidas mecanicamente. Entretanto, Das et al. (2002) relatam redução de densidade na compostagem de resíduo de incubatório misturados à serragem, às aparas de jardim e à cama de frango. Szanto et al. (2007) observaram reduções na densidade do composto

produzido a partir do dejetto de suínos na ordem de 26,4 e 22,0% para leiras revolvidas e leiras estáticas aeradas passivamente, respectivamente.

### 4.3 Redução de Carbono

As leiras cobertas (Figuras 9A e 9B) apresentavam valores próximos a 35% de carbono, no início do processo. Logo no primeiro mês, passaram para 30% e chegaram a 20% para a leira revolvida três vezes por semana, com aplicação do PCB. De modo geral, para as leiras cobertas, o aumento na frequência de revolvimento causou reduções relevantes na porcentagem final de carbono das leiras.

No início do processo, as leiras descobertas apresentavam valores de carbono próximos a 35% e reduziram gradativamente, ficando em torno de 25%, ao final do processo de compostagem (Figuras 9C e 9D). Nas leiras descobertas, a influência dos revolvimentos mais frequentes na redução de carbono não foi tão notória quando comparada à redução em leiras cobertas. Isto pode ser explicado pela maior umidade nas leiras descobertas, pois estavam sujeitas ao umedecimento por chuvas durante o período, enquanto as leiras cobertas dependiam exclusivamente dos umedecimentos durante os revolvimentos. A manutenção de níveis de umidade uniformes nas leiras externas pode ter retirado o efeito dos revolvimentos na redução de carbono.



**Figura 9** Redução de carbono nas leiras cobertas sem PCB (A) e com PCB (B), descobertas sem PCB (C) e com PCB (D).

As determinações de carbono foram realizadas no início, aos 28 dias, aos 56 dias e ao final do processo de compostagem. Realizou-se análise de regressão para obter um modelo da redução total de carbono em função dos revolvimentos, inoculação com PCB e cobertura do pátio de compostagem.

Por meio da análise individual dos parâmetros, observa-se que apenas o intercepto e os revolvimentos foram significativos no modelo ( $p < 0,05$ ), portanto, as variáveis cobertura e inóculo devem ser retiradas, assim, o modelo se resume a uma regressão linear simples (Tabela 11).

**Tabela 11** Análise dos parâmetros respectivos a variável redução de Carbono.

Parâmetro	Betas	SE	T	p-valor
Intercepto	25,912	4,731	5,48	<0,05*
Revolvimentos	0,921	0,298	3,09	<0,05*
Cobertura	-5,284	2,971	-1,78	0,113 <sup>ns</sup>
Inóculo	-0,009	2,971	0,00	0,998 <sup>ns</sup>

SE = Desvio Padrão; T = Valor do Teste T; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

Echeverria et al. (2012) encontraram teores de 31,8 e 19,0% para carbono orgânico total na compostagem de cascas de oliva, sem e com o uso de culturas microbianas selecionadas. Porém, a temperatura se manteve abaixo de 40 °C a maior parte do tempo, enquanto durante a compostagem de resíduos agroindustriais, são facilmente alcançadas temperaturas acima de 55 °C. Temperaturas acima de 40 °C inibem a atividade dos microrganismos presentes no PCB (BIOPLUS, 2009).

Segundo Vargas-García et al. (2007), a inoculação na compostagem depende das condições as quais o processo é realizado bem como a matéria prima utilizada e os microrganismos escolhidos. Para Nair; Okamitsu (2010), os fungos e bactérias necessários para o processo de compostagem já estão presentes nos resíduos e a inoculação não retorna efeitos significativos.

O modelo de regressão linear simples da redução total de carbono, considerando apenas o revolvimento como variável explicativa, foi calculado e está descrito a seguir:

$$RC = 23,3 + 0,921 \cdot R$$

Em que:

RC = Estimativa da redução de carbono;

R = Revolvimentos.

Pela ANOVA, observa-se que o modelo foi significativo ( $p < 0,05$ ). Não houve falta de ajuste dos dados ( $p > 0,05$ ), ou seja, os dados se adequaram ao modelo especificado. A porcentagem de variação dos dados, explicada pelo modelo, foi de 89,03%, segundo o  $R^2$  corrigido (Tabela 12).

**Tabela 12** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável redução de Carbono.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	1	253,39	253,39	8,57	<0,05*	46,2	51,89	89,03
Resíduo	10	295,56	29,56					
Falta de ajuste	1	31,45	31,45	1,07	0,328 <sup>ns</sup>			
Erro puro	9	264,11	29,35					
Total	11	548,95						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

Ao serem aplicados os valores no modelo, temos as reduções estimadas de 30,67; 34,35 e 41,72% para as frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente. Reduções semelhantes foram encontradas por Bustamante et al. (2008), na compostagem de bagaço de cana com esterco animal.

Goyal et al. (2005) relatam reduções de 13,1; 19,0; 5,6; 17,5 e 32,5% para os resíduos bagaço de cana + esterco de gado (4:1), bagaço de cana + esterco de gado (1:1), lodo, cama de aviário e biomassa de *Ecchornia crassipes*, respectivamente. Ogunwande; Osunade (2011) relatam reduções de 60 a 70% na compostagem de cama de aviário com aeração passiva. Orrico Júnior et al. (2009) encontraram reduções de 56,9%, na compostagem da fração sólida do dejetos de suínos.

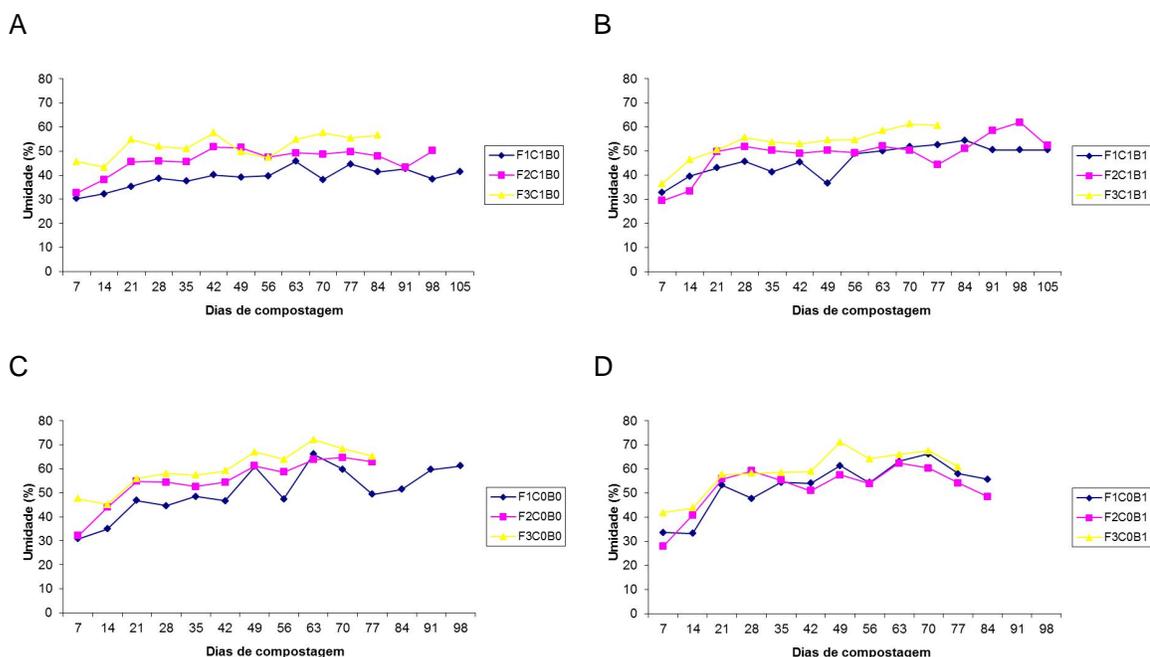
As reduções nos teores de carbono dependem dos resíduos utilizados e da facilidade de degradação. Fatores como umidade e tamanho de partícula podem influenciar mais do que a aeração na redução dos níveis de carbono orgânico (BUENO et al., 2008).

Revolvimentos mais frequentes causam maiores reduções de carbono, na ordem de 10,7 e 26,5% para F2 e F3, respectivamente, comparadas à F1. Esses resultados corroboram com Cayuela et al. (2006), na compostagem de torta da prensagem de oliva, Kader et al. (2007), na compostagem de dejetos bovinos e de peru e Ahn et al. (2011), na compostagem de esterco de gado leiteiro. Esses autores concluíram que as leiras revolvidas apresentam maiores perdas de CO<sub>2</sub> para atmosfera, comparadas às leiras estáticas, conseqüentemente, ocorrem maiores reduções de carbono.

### 4.3 Umidade e Sólidos voláteis

Os sólidos totais e voláteis foram mensurados semanalmente. Os sólidos totais dependem da umidade, pois são calculados pela razão entre a massa seca e massa total. Os sólidos voláteis expressam a relação entre a massa de elementos voláteis em relação à massa seca. Podem-se citar como elementos voláteis: carbono, nitrogênio e enxofre.

A umidade é um fator limitante para o processo de compostagem e deve estar na faixa de 40 a 65% para que ocorra atividade microbiana (MATOS, 2005; INÁCIO; MILLER, 2009). Segundo Guardia et al. (2010a), a cinética de estabilização de resíduos orgânicos depende de fatores ambientais como fornecimento de oxigênio, temperatura e umidade. Nas Figuras 10 e 11 estão apresentados os comportamentos da umidade e sólidos voláteis, respectivamente, durante o processo para todos os tratamentos.



**Figura 10** Monitoramento da umidade nas leiras cobertas sem PCB (A) e com PCB (B), descobertas sem PCB (C) e com PCB (D).

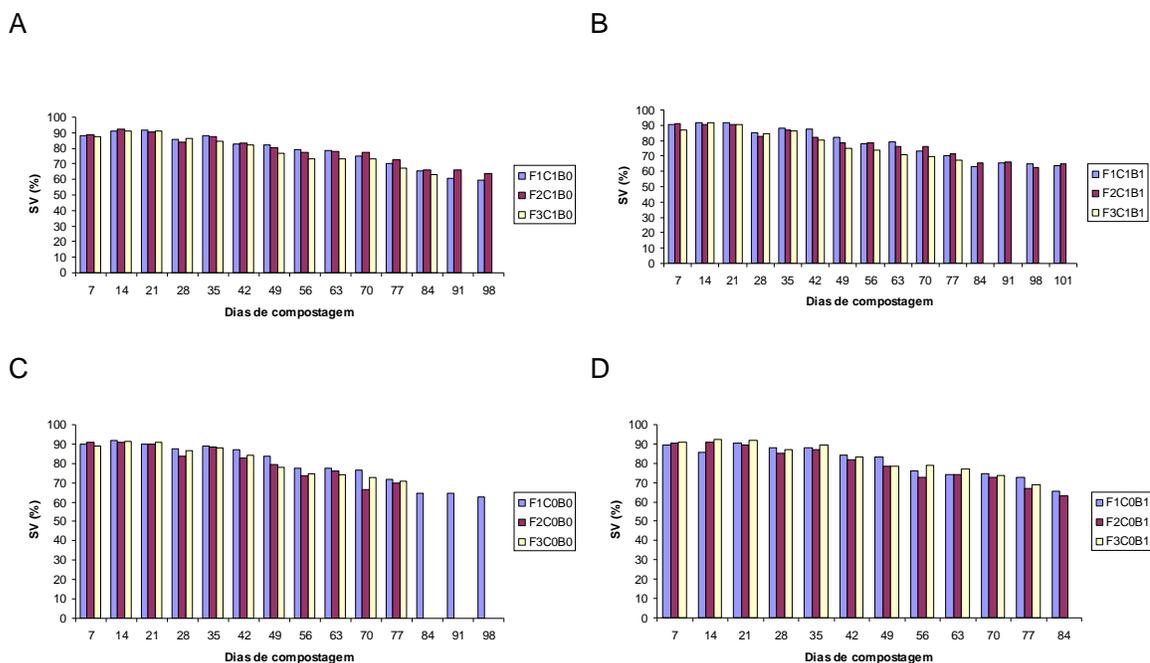
No início do processo, devido à grande evaporação de água, os níveis de umidade foram baixos, entre 30 e 40%. Com os revolvimentos e umedecimentos, a umidade subiu e alcançou níveis satisfatórios, entre 40 e 60% (Figura 10). Durante a compostagem, grande quantidade de água é evaporada, logo o teor de água diminui, como consequência, a taxa de decomposição diminui, então, deve-se fornecer água para a pilha de compostagem para que a atividade microbiana seja plena (BERNAL et al., 2009).

Reduções nos teores de umidade durante o processo de compostagem são relatadas na literatura, em barracão fechado (Tiquia; Tam, 2000; Das et al., 2002; Zhu et al., 2004; Kader et al., 2007; Zhu, 2007; Ruggieri et al., 2008) e em reatores (Kulcu; Yaldiz, 2004; Cekmecelioglu et al., 2005; Ahn et al., 2007; Szanto et al., 2007; Bueno et al., 2008). Guardia et al. (2008) relatam os menores teores de umidade em leiras sob taxas de aeração maiores.

As leiras descobertas, a partir dos 60 dias, apresentaram níveis de umidade acima de 60% e chegam ao pico de 72% para o tratamento F3C0B0 (Figuras 10C e 10 D). Nessa fase, o composto está semi-curado, mas possui grande capacidade de retenção de água, pois a matéria orgânica se encontra parcialmente estabilizada. A umidade excessiva pode causar problemas de anaerobiose (odores e atração de vetores), tornar o processo de estabilização mais lento e aumentar as perdas por lixiviação (MAGALHÃES et al., 2006). Esperava-se a redução da umidade, principalmente nas últimas semanas de compostagem, porém, a ocorrência de fortes chuvas, nesse período, ocasionou acúmulo de água no composto.

Embora a falta de cobertura do pátio não tenha influenciado negativamente o processo de compostagem, recomenda-se que a fase final, a partir dos 45 dias, seja feita em pátio coberto ou barracão, pois o excesso de chuva pode diminuir a concentração de nutrientes no composto pela perda por lixiviação. O manuseio do composto com excessiva umidade também se torna mais trabalhoso e com maior gasto de energia.

A redução dos sólidos voláteis representa a perda e mineralização da matéria orgânica pela ação microbiana (HUANG et al., 2004; ELANGO et al., 2009). A evolução dos sólidos voláteis ao longo do tempo está apresentada na Figura 11.



**Figura 11** Redução de Sólidos Voláteis nas leiras cobertas sem PCB (A) e com PCB (B), descobertas sem (C) e com PCB (D).

Observa-se, na Figura 11, que os sólidos voláteis tiveram redução constante para todas as leiras durante o tempo que permaneceram no pátio. Os sólidos voláteis iniciais

foram de, aproximadamente, 90%. Ao término do processo, os valores ficaram entre 60 e 70%, logo, representam reduções entre 20 e 33%. Todavia, as leiras que permaneceram mais tempo no pátio de compostagem apresentaram as maiores reduções. Das et al. (2002) trabalharam com compostagem de resíduos de incubatório misturados a serragem, aparas de jardim e cama de frango e chegaram a reduções de 45%. Ahn et al. (2011) encontraram taxas de redução menores que 10% na compostagem de esterco de gado.

Nesta pesquisa, realizou-se análise de regressão múltipla para as variáveis umidade final da leira e redução total de sólidos voláteis (Tabela 13).

**Tabela 13** Análise dos parâmetros respectivos às variáveis umidade e redução de sólidos voláteis.

Parâmetro	Umidade		Redução de SV	
	Betas	pvalor	Betas	pvalor
Intercepto	50,57	<0,05*	32,507	<0,05*
Revolvimento	0,80	<0,05*	-0,4983	<0,05*
Cobertura	-10,30	<0,05*	2,288	0,18 <sup>ns</sup>
Inóculo	1,70	0,44 <sup>ns</sup>	0,077	0,96 <sup>ns</sup>

A umidade foi influenciada pelos revolvimentos e cobertura do pátio de compostagem ( $p < 0,05$ ). Isto ocorreu porque, durante os revolvimentos, as leiras com baixa umidade eram umedecidas, além disso, os revolvimentos facilitam a entrada de água na pilha, pois quebram a camada superficial encrostada. A facilidade em controlar a umidade em pilhas revolvidas foi observada também por RUGGIERI et al. (2008).

A variável inóculo não foi significativa ( $p > 0,05$ ) e foi retirada do modelo, assim o mesmo ficou resumido a:

$$U = 51,4 + 0,797 R - 10,3 C$$

Em que:

U = Estimativa da umidade final da leira (%);

R = Revolvimentos;

C = Cobertura.

Desta forma, a utilização de cobertura do pátio de compostagem resulta em compostos com umidades estimadas de 47,47; 50,66 e 57,04% para as frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente. Enquanto, o pátio de compostagem descoberto produz composto com 10,3% de umidade a mais, segundo as estimativas do modelo.

A redução de sólidos voláteis foi influenciada pelos revolvimentos ( $p < 0,05$ ), portanto, as leiras revolvidas com mais frequência apresentaram maiores reduções. Isso significa maior consumo de matéria orgânica pelos microrganismos, corroborando com (AHN et al., 2007). Segundo Szanto et al. (2007), leiras revolvidas mecanicamente apresentam maiores reduções de sólidos voláteis, comparadas às leiras estáticas.

As variáveis inóculo e cobertura não foram significativas ( $p > 0,05$ ), portanto, foram retiradas do modelo. A redução total de sólidos voláteis pode ser explicada pelo modelo de regressão linear simples, descrito a seguir:

$$RSV = 33,7 - 0,498 R$$

Em que:

RSV = Estimativa da redução de sólidos voláteis (%);

R = Revolvimentos.

Assim, as estimativas de redução de sólidos voláteis são de 29,72; 27,72 e 23,74% para as frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente.

Pela ANOVA (Tabela 14), observa-se que os modelos foram significativos a 5%, assim, não apresentaram falta de ajuste ( $p > 0,05$ ). Os coeficientes de determinação corrigidos foram elevados: 97,79 e 99,85%, para as variáveis umidade e redução de sólidos voláteis, respectivamente.

**Tabela 14** ANOVA e teste de falta de ajuste para as variáveis umidade e redução de sólidos voláteis.

Fonte de variação	GL	Umidade				p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
		SQ	QM	F					
Regressão	2	507,74	253,87	19,62	<0,05*	81,3	83,14	97,79	
Resíduo	9	116,44	12,94						
Falta de ajuste	3	11,21	3,74	0,21	0,88 <sup>ns</sup>				
Erro puro	6	105,23	17,54						
Total	11	624,18							
Fonte de variação	GL	Redução de SV				p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
		SQ	QM	F					
Regressão	1	74,15	74,15	10,00	<0,05*	50,0	50,01	99,85	
Resíduo	10	74,12	7,41						
Falta de ajuste	1	0,10	0,10	0,01	0,91 <sup>ns</sup>				
Erro puro	9	74,02	8,22						
Total	11	148,26							

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

As reduções de sólidos voláteis são influenciadas principalmente pelo tipo de resíduo utilizado, sua composição e facilidade de degradação. O tempo que a leira permanece no pátio também influencia as reduções obtidas, pois a atividade microbiana ainda persiste mesmo no período de cura, consumindo carbono presente na massa.

#### 4.4 Nitrogênio

Realizaram-se análises dos teores de nitrogênio em quatro períodos do processo de compostagem: início, 4<sup>a</sup>, 8<sup>a</sup> semana e ao final do processo. Os teores de nitrogênio foram expressos em porcentagem de massa seca. Como as perdas de carbono geralmente são superiores às perdas de nitrogênio, logo é natural que a concentração do segundo elemento aumente com o decorrer do processo de compostagem. Porém, ao se multiplicar a porcentagem de nitrogênio pela massa seca da leira, obtém-se a quantidade desse nutriente expressa em quilogramas, facilitando a interpretação (Tabela 15).

**Tabela 15** Comparativo das quantidades iniciais e finais de Nitrogênio.

Tratamento	Início			Fim			Redução (%)
	Massa seca (Kg)	% de N	Kg N / leira	Massa seca (Kg)	% de N	Kg N / leira	
F1C1B0	219,89	2,86	6,28	59,14	5,18	3,06	51,23
F2C1B0	220,70	2,57	5,68	54,79	5,33	2,92	48,53
F3C1B0	200,35	2,42	4,85	46,65	4,75	2,22	54,32
F1C1B1	219,33	2,69	5,89	58,75	5,20	3,05	48,21
F2C1B1	218,58	2,22	4,85	52,60	4,95	2,60	46,35
F3C1B1	228,50	2,63	6,00	48,81	4,59	2,24	62,69
F1C0B0	237,28	2,48	5,89	41,83	5,01	2,10	64,43
F2C0B0	212,33	2,51	5,33	48,30	4,95	2,39	55,11
F3C0B0	193,24	2,56	4,95	42,21	4,49	1,89	61,74
F1C0B1	208,92	2,71	5,66	47,69	5,26	2,51	55,67
F2C0B1	235,13	2,49	5,85	53,76	4,96	2,67	54,41
F3C0B1	216,89	2,45	5,31	48,93	4,70	2,30	56,67

As maiores reduções ocorreram nas leiras externas, cuja maior perda de nitrogênio, 64,43%, foi verificada no tratamento F1C0B0 (Tabela 15). As menores perdas foram registradas nos tratamentos F2C1B0, F1C1B0 e F2C1B1 de 48,53; 48,21 e 46,35%, respectivamente. Os resultados corroboram com Bernardi (2011), que encontraram reduções de 48,0 a 66,4%, trabalhando basicamente com os mesmos resíduos, porém com uma relação C/N inferior. Das et al. (2002) observaram reduções de 63,2 e 55,2% na compostagem de resíduos de incubatório, com e sem adição de cama de aviário, respectivamente.

De modo geral, as reduções de N foram menores nas leiras revolvidas duas vezes por semana no primeiro mês (F2), seguidas das leiras revolvidas uma vez por semana (F1). As leiras que apresentaram maiores perdas foram revolvidas três vezes por semana (F3). Esperava-se que as leiras submetidas à frequência F2 tivessem maiores perdas que às submetidas a F1. No entanto, os revolvimentos frequentes no primeiro mês resultaram em temperaturas menores nesse período, reduzindo as perdas.

Segundo Pagans et al. (2006), as perdas de amônia na compostagem são altamente dependentes da temperatura, sendo na forma exponencial durante a fase termofílica e linear

na fase mesofílica. Li et al. (2008); Guardia et al. (2010a) relatam que taxas de aeração excessivas proporcionam temperaturas baixas, ineficazes na eliminação de patógenos, porém, eficazes no controle da emissão de gases e odores indesejáveis.

Devido a isto, as análises de regressão em função dos revolvimentos não retornam modelos significativos. Para possibilitar a análise em função das frequências, criaram-se duas variáveis *dummy*, as quais, uma combinação de (0, 0) representa F1, (0, 1) representa F2 e (1, 1) representa a frequência de três revolvimentos por semana.

Calculou-se o modelo inicialmente com quatro variáveis do tipo *dummy*: duas representam as combinações de revolvimentos e as outras duas representam o inóculo e a cobertura. Constatou-se que o inóculo não foi significativo, portanto, foi retirado do modelo, assim o mesmo ficou resumido a:

$$RN = 57,9 + 7,75 R1 - 3,78 R2 - 6,12 C$$

Em que:

RN = Estimativa da redução de Nitrogênio;

R1 = Variável *dummy* 1;

R2 = Variável *dummy* 2;

C = Cobertura.

Ao se aplicarem os valores ao modelo, para a condição coberto, as reduções de N estimadas foram de 53,58; 49,8 e 57,55% para as frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente. Para a condição descoberto, as reduções estimadas foram de 59,7; 55,92 e 63,67% para as frequências F1, F2 e F3, respectivamente. Portanto, a utilização da frequência F2 reduz as perdas de nitrogênio em 13,5 e 12,2% para as condições coberto e descoberto, respectivamente, comparada à frequência F3. Enquanto a utilização de pátio de compostagem coberto reduz as perdas de N em 10,3; 10,9 e 9,6% para as frequências F1, F2 e F3, respectivamente.

Parkinson et al. (2004) chegaram a resultados semelhantes na compostagem de dejetos bovino. Reduções de 24,7; 30,4 e 36,8% para leiras não revolvidas, revolvidas uma vez por semana e revolvidas três vezes por semana, respectivamente.

As perdas de N ocorrem principalmente na forma de  $NH_3$  (Tejada et al., 2001; Parkinson et al, 2004; Paillat et al, 2005) e podem chegar a 60, 58 e 46% para compostagem de dejetos de suíno, cama de aviário e esterco bovino, respectivamente (BERNAL et al., 2009).

Michel Júnior et al. (2004) relatam reduções que variaram de 7 a 38% na compostagem de esterco de gado com serragem e palha, equanto as perdas de N tiveram correlação negativa com a relação C/N da pilha. Tiquia; Tam (2002) relatam reduções de 58% na compostagem de cama de aviário sob aeração forçada. Reduções de 30% foram

observadas por Bustamante et al. (2008), na compostagem de bagaço de cana com cama de aviário e dejetos bovino.

As perdas de N estão intimamente ligadas à quantidade de carbono biodegradável presente nos resíduos (LIANG et al., 2006; BERNAL et al., 2009; GUARDIA et al., 2010b). Guardia et al. (2010b) encontraram reduções inferiores a 8,5% para fração sólida de dejetos de suínos misturados a restos de madeira. Porém, para os resíduos domésticos e o lodo do abate de suínos, as perdas variaram de 36,7 a 66,2%. As perdas foram, na grande maioria, nas formas de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . As perdas por lixiviação foram maiores na compostagem de lodo do abate de suíno. Segundo Bernal et al. (2009), as perdas por lixiviação são facilmente controladas com manutenção adequada da umidade da pilha, cobertura do pátio de compostagem e recirculação do chorume.

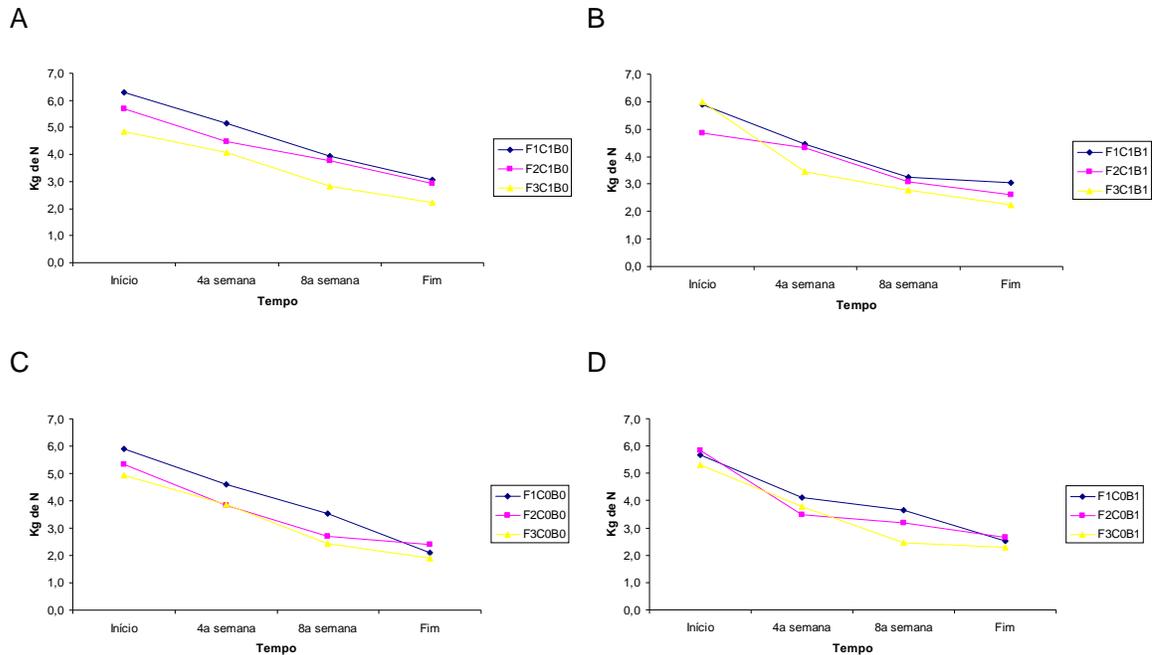
De acordo com os dados da Tabela 16, o modelo foi significativo ( $p < 0,05$ ) e não houve falta de ajuste dos dados ( $p > 0,05$ ). O coeficiente de determinação foi considerado bom, logo, o modelo explica bem o comportamento dos dados.

**Tabela 16** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável redução de Nitrogênio

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	3	232,41	77,47	4,36	<0,05*	62,1	75,05	82,75
Resíduo	8	142,02	17,75					
Falta de ajuste	2	48,61	24,30	1,56	0,285 <sup>ns</sup>			
Erro puro	6	93,42	15,57					
Total	11	374,43						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

Na Figura 12, as quantidades de nitrogênio estão expressas em Kg por leira, no decorrer do processo de compostagem. Houve redução nas quantidades de nitrogênio para todos os tratamentos no decorrer do experimento. Os valores iniciais estavam entre 5 e 6 Kg por leira e, no final do experimento, restaram de 2 a 3 Kg de N por leira, os quais representam reduções que variaram de 45 a 65%.



**Figura 12** Quantidade de Nitrogênio nas leiras cobertas sem PCB (A) e com PCB (B), descobertas sem PCB (C) e com PCB (D).

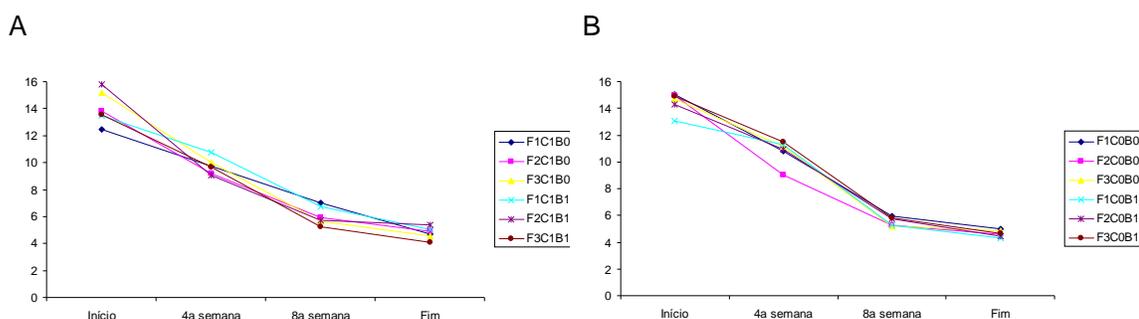
As leiras revolvidas segundo a frequência (F3) apresentaram as maiores perdas de N. Em pátio descoberto, as perdas são ainda maiores devido à lixiviação das formas solúveis. Esses resultados indicam que revolvidamentos de duas vezes por semana são suficientes para manter as temperaturas na faixa termofílica e reduzem as perdas de N. A compostagem deve ser realizada preferencialmente em área coberta, principalmente em períodos chuvosos.

Muitos pesquisadores têm tentado diminuir as perdas por volatilização de amônia na compostagem com o uso de diferentes materiais ou resíduos: estruvita (JEONG; KIM, 2001; REN et al., 2010; FUKUMOTO et al., 2011), serragem e hidrogenofosfato de potássio (HU et al., 2007), agentes de volume (JOLANUN; TOWPRAYOON, 2010; DOUBLET et al., 2011), Mg e  $PO_4$  (LEE et al., 2009) e composto maduro (AL-JABI et al., 2008; HAO et al., 2011). Embora algumas dessas técnicas reduzam as emissões de amônia significativamente, ainda é grande a quantidade liberada para atmosfera. Portanto, técnicas de redução da emissão, recirculação de chorume e recuperação dos gases emitidos formam o próximo passo para evolução da compostagem.

#### 4.5 Redução da relação C/N

A relação entre os elementos carbono e nitrogênio expressa a facilidade e a velocidade com que os resíduos orgânicos se decompõem. Materiais com elevada relação C/N levam excessivo tempo no pátio de compostagem, enquanto, materiais de baixa relação C/N se decompõem rapidamente e perdem grandes quantidades de N para atmosfera.

No processo de compostagem, a relação C/N indica o grau de maturidade do composto, pois sua redução é causada pela decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos. Quando a relação C/N não se reduz mais, o composto é considerado estabilizado (BERNAL et al., 2009). Na Figura 13, pode-se observar o comportamento da relação C/N durante o processo.



**Figura 13** Relação C/N nas leiras cobertas (A) e descobertas (B).

Houve redução na relação C/N durante o período para todos os tratamentos. Outros pesquisadores encontraram reduções neste parâmetro (ZHU, 2007, LI et al., 2008; CAYUELA et al., 2009; GAO et al., 2010; BERNARDI, 2011).

Realizou-se análise de regressão múltipla com base nas reduções das relações C/N, a fim de se saber a influência dos revolvimentos, inoculação e cobertura do pátio de compostagem na relação C/N do composto (Tabela 17).

**Tabela 17** Análise dos parâmetros respectivos à variável redução de Nitrogênio.

Parâmetro	Betas	SE	T	p-valor
Intercepto	63,469	1,826	34,77	<0,05*
Revolvimentos	0,318	0,115	2,77	<0,05*
Cobertura	-2,213	1,146	0,52	0,090 <sup>ns</sup>
Inóculo	0,599	1,146	-1,93	0,0616 <sup>ns</sup>

SE = Desvio Padrão; T = Valor do Teste T; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

Os revolvimentos foram significativos na redução da relação C/N ( $p < 0,05$ ). As variáveis inóculo e cobertura do pátio de compostagem não foram significativas ( $p > 0,05$ ), portanto, devem ser retiradas do modelo. O modelo está descrito a seguir:

$$RCN = 62,7 + 0,318 R$$

Em que:

RCN = Estimativa da redução da relação C/N (%);

R = Revolvimentos.

As reduções estimadas para a relação C/N são de 65,2; 66,52 e 69,1% para as frequências de revolvimento F1, F2 e F3, respectivamente. Reduções semelhantes foram registradas por Brito et al. (2009), na compostagem da fração sólida de chorume bovino e Karnchanawong; Suriyanon (2011), na compostagem de restos de alimentos, enquanto Cekmecelioglu et al. (2005) relatam reduções menores, em torno de 36%.

O modelo explicou 90% da variação total dos dados, segundo o R<sup>2</sup> corrigido (Tabela 18). O modelo foi significativo (p<0,05) e não houve falta de ajuste dos dados ao modelo (p>0,05).

**Tabela 18** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável redução da relação C/N.

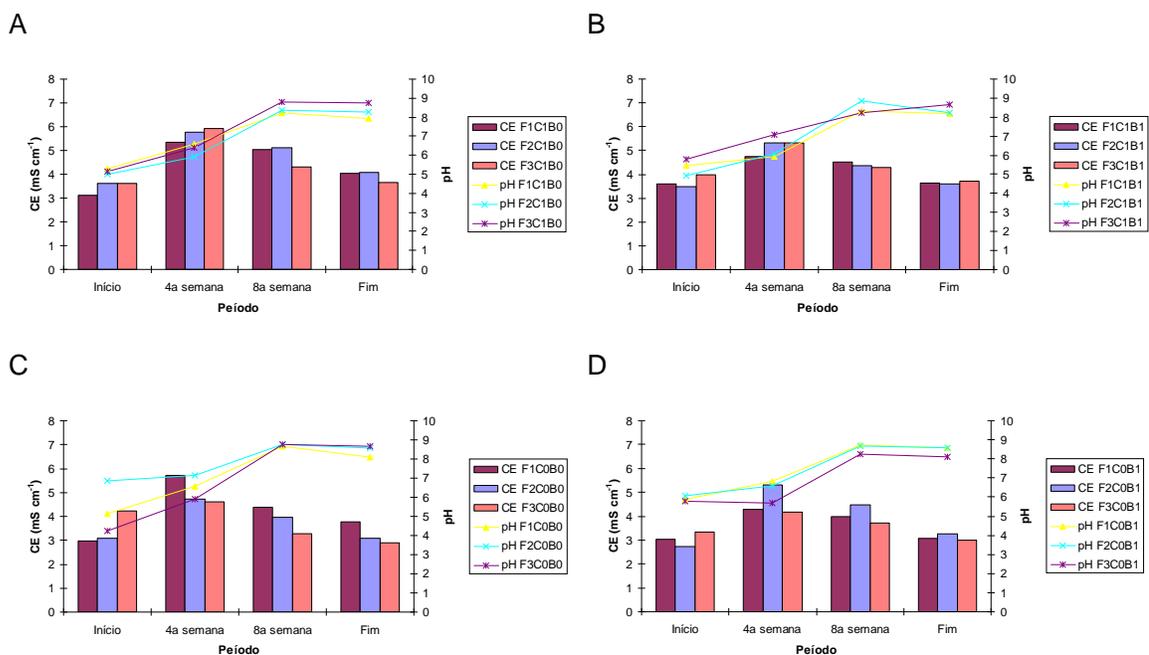
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	1	30,196	30,196	6,38	<0,05*	39,0	43,35	89,97
Resíduo	10	47,315	4,731					
Falta de ajuste	1	3,405	3,405	0,70	0,425 <sup>ns</sup>			
Erro puro	9	43,910	4,879					
Total	11	77,511						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

Embora os revolvimentos influenciem a relação C/N final do composto, todas as leiras apresentaram relações inferiores a dez (10), portanto, o composto pode ser considerado estabilizado. A relação C/N final do composto está condicionada principalmente aos resíduos utilizados como fonte de carbono, sua degradabilidade e disponibilidade de carbono para os microrganismos.

#### 4.5 pH e CE

O pH indica o grau de maturidade do composto, pois, no início do processo as reações são ácidas e ao final, são alcalinas (COSTA et al., 2009; KIEHL, 2010). A condutividade elétrica é uma medida indireta da quantidade de sais presentes no material (CARNEIRO et al., 2011). Na Figura 14 observa-se o comportamento do pH e CE durante o processo.



**Figura 14** pH e CE nas leiras cobertas sem PCB (A) e com PCB (B), descobertas sem PCB (C) e com PCB (D).

O pH inicial ficou em torno de 5; passou para próximo da neutralidade logo aos 28 dias, porém aos 56 dias, atingiu seu valor máximo e chegou a valores próximos de 9. Observa-se que a partir da 8ª semana houve uma leve acidificação, provavelmente causada pela liberação de alguns ácidos orgânicos, corroborando com Baeta-Hall et al. (2005); Brito et al. (2009); Cáceres et al. (2006).

Os valores de CE aumentaram da 1ª para a 4ª semana, os quais reduziram posteriormente até o final do processo, corroborando com Tiquia; Tam (2002); Bernardi (2011). Segundo Huang et al. (2004); Cáceres et al. (2006), a decomposição de substâncias orgânicas libera sais minerais e aumenta a CE nos primeiros dias de compostagem. Posteriormente, a CE diminui principalmente nas leiras descobertas, provavelmente pela lixiviação de sais.

Para verificar a influência dos revolvimentos, inóculo e cobertura nas variáveis pH e CE, realizou-se uma análise de regressão múltipla (Tabela 19). O pH não foi influenciado por nenhuma das variáveis ( $p > 0,05$ ), o qual pode ser representado pela média de 8,07. Segundo Grigatti et al. (2007), o pH é influenciado apenas pela mistura inicial dos resíduos. A cobertura do pátio de compostagem influenciou significativamente a CE final do composto ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 19** Análise dos parâmetros respectivos às variáveis pH e CE.

Parâmetro	pH		CE	
	Betas	p-valor	Betas	p-valor
Intercepto	8,07	<0,05*	3,62	<0,05*
Revolvimento	0,03	0,136 <sup>ns</sup>	-0,03	0,081 <sup>ns</sup>
Cobertura	-0,09	0,552 <sup>ns</sup>	0,60	<0,05*
Inóculo	0,01	0,945 <sup>ns</sup>	-0,20	0,144 <sup>ns</sup>

ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

Como a variável inóculo não foi significativa, retirou-se a mesma do modelo, o qual ficou resumido a:

$$CE = 3,52 - 0,0252 R + 0,603 C$$

Em que:

CE = Estimativa da condutividade elétrica final ( $\text{mS cm}^{-1}$ );

R = Revolvimentos;

C = Cobertura.

Quando os valores originais foram aplicados ao modelo, as resposta referentes à CE final do composto, para leiras revolvidas, uma vez por semana foram: 3,32 e 3,92  $\text{mS cm}^{-1}$  para as condições descoberto e coberto, respectivamente. Portanto, a falta de cobertura do pátio de compostagem resulta em valores de CE em torno de 15% menores, quando comparadas às leiras em pátio coberto.

Segundo a Tabela 20, o modelo foi significativo ( $p < 0,05$ ) e não houve falta de ajuste dos dados ( $p > 0,05$ ). O modelo foi representativo, portanto, explicou 73,6% da variação total dos dados, segundo o coeficiente de determinação corrigido.

**Tabela 20** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável CE.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	2	1,279	0,640	11,38	<0,05*	71,70	97,42	73,60
Resíduo	9	0,506	0,056					
Falta de ajuste	3	0,046	0,015	0,20	0,892 <sup>ns</sup>			
Erro puro	6	0,460	0,076					
Total	11	1,785						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

De modo geral, os níveis de pH são adequados para desenvolvimento de culturas e podem servir também como corretor de solo (BRITO et al., 2008). Os valores de CE dos compostos produzidos foram baixos, comparados aos encontrados por Bernardi (2011), quando utilizou resíduos semelhantes. A CE não foi elevada devido à utilização de quantidade adequada de agente de volume (resíduos da pré-limpeza), o qual diluía os sais presentes nos resíduos mais concentrados (HUANG et al., 2004; CÁCERES et al., 2006).

#### 4.5 Tempo de compostagem

Para determinação do fim do processo, foi considerado o ponto no qual a temperatura da leira atingiu a temperatura ambiente e que permaneceu por três dias, com uma variação de  $\pm 3^{\circ}\text{C}$ . Os valores dos tempos de compostagem em dias foram submetidos à análise de regressão múltipla em função dos revolvimentos, inoculação e condições coberto e descoberto (Tabela 21).

**Tabela 21** Análise dos parâmetros respectivos à variável tempo de compostagem.

Parâmetro	Betas	SE	T	p-valor
Intercepto	104,369	7,527	13,87	<0,05*
Revolvimentos	-1,665	0,474	-3,52	<0,05*
Cobertura	12,00	4,727	2,54	<0,05*
Inóculo	-1,667	4,727	-0,35	0,733 <sup>ns</sup>

SE = Desvio Padrão; T = Valor do Teste T; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

A variável inóculo não foi significativa ( $p > 0,05$ ), portanto, foi retirada do modelo, o qual ficou resumido a:

$$\text{TC} = 103,54 - 1,67 R + 12,0 C$$

Em que:

TC = Estimativa do tempo de compostagem (dias);

R = Revolvimentos;

C = Cobertura.

As estimativas dos tempos de compostagem para as leiras descobertas são: 90,2; 83,5 e 70,1 dias para leiras submetidas às frequências de revolvimentos F1, F2 e F3, respectivamente. Enquanto para leiras cobertas, os tempos de compostagem são: 102,2; 95,5 e 82,1 dias para as leiras submetidas aos revolvimentos F1, F2 e F3, respectivamente.

Portanto, as leiras em pátio descoberto apresentam tempo de compostagem menor, aproximadamente dez dias. Enquanto as leiras submetidas aos revolvimentos de três vezes por semana, no primeiro mês, apresentam tempo de compostagem em torno de 20 dias menor, comparadas às leiras revolvidas uma vez por semana. Cáceres et al. (2006) relatam menores tempos de compostagem para leiras revolvidas, comparadas às leiras estáticas, com dejetos bovinos.

A utilização de inoculantes pode interferir na degradação de lignina ou de gorduras, de acordo com os microrganismos utilizados e conseqüentemente no tempo de compostagem (VARGAS-GARCIA et al., 2010; ZENG et al., 2010). Porém, os microrganismos devem ser selecionados de acordo com a faixa de temperatura e o tipo de resíduo utilizado, para que a atividade microbiana não seja inibida.

Echeverria et al. (2012) relatam maiores índices de humificação aos 60 dias na compostagem de cascas de oliva para leiras inoculadas. Esse tempo é considerado suficiente para higienização dos resíduos.

Neste experimento, as elevadas temperaturas inibiram o efeito do inoculante. Portanto, recomenda-se a utilização do PCB nos resíduos antes do processo de compostagem, principalmente nos resíduos com maior teor de gordura, como lodo de flotador e resíduo de incubatório. Isto pode diminuir os odores e a presença de moscas, além de permitir degradação prévia (BIOPLUS, 2009).

De acordo com os dados da Tabela 22, o modelo foi significativo ( $p < 0,05$ ) e apresenta o coeficiente de determinação corrigido de 82,56%, o qual mostra boa representatividade do modelo. Consequentemente, constatou-se que o modelo se ajustou bem aos dados ( $p > 0,05$ ).

**Tabela 22** ANOVA e teste de falta de ajuste da variável tempo de compostagem.

Fonte de variação	de GL	SQ	QM	F	p-valor	R <sup>2</sup> (%)	R <sup>2</sup> Max (%)	R <sup>2</sup> corrigido (%)
Regressão	2	1260,15	630,07	10,41	<0,05*	69,8	84,54	82,56
Resíduo	9	544,52	60,50					
Falta de ajuste	3	265,52	88,51	1,90	0,230 <sup>ns</sup>			
Erro puro	6	279,00	46,50					
Total	11	1804,67						

GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma dos Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Valor do Teste F; ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%; R<sup>2</sup> = Coeficiente de determinação.

Bernardi (2011) encontrou tempos de compostagem com variação entre 63 e 84 dias para resíduos agroindustriais, semelhantes ao utilizados, porém com menor relação C/N. A utilização de resíduos com fácil degradação como agentes de volume permite tempos menores de compostagem, porém as perdas de N podem ser aumentadas (CÁCERES et al., 2006; CHANG; CHEN, 2010; GRIGATTI et al., 2011).

Na compostagem de resíduos agroindustriais, os revolvimentos frequentes durante o primeiro mês devem ser realizados para acelerar o processo, pois a área ocupada pelos resíduos é grande. Assim, os resíduos devem permanecer em pátio aberto, em torno de dois meses, posteriormente devem ser enleirados em local coberto, onde permaneceriam por mais 30 dias, para perder umidade e evitar lixiviação de nutrientes.

#### 4.6 Análise de minerais

As concentrações dos minerais tendem a aumentar com o decorrer do processo de compostagem devido às grandes perdas de carbono (TIQUIA; TAM, 2002). No entanto,

pode ocorrer lixiviação de nutrientes, principalmente em leiras descobertas (CEKMECELIOGLU et al., 2005). Os minerais foram determinados na primeira semana e ao final do processo de compostagem. Multiplicou-se a concentração de cada nutriente pela massa da leira, visando a obtenção dos valores em kg leira<sup>-1</sup>. Os resultados estão expressos na Tabela 23.

**Tabela 23** Teores e reduções de P, K, Mg, Ca e Na.

Trat.	Início					Fim					Redução				
	P	K	Mg	Ca	Na	P	K	Mg	Ca	Na	P	K	Mg	Ca	Na
	kg leira <sup>-1</sup>										%				
F1C1B0	0,50	1,71	0,45	3,92	0,57	0,20	1,42	0,39	1,26	0,10	60,22	17,20	12,71	67,96	82,75
F2C1B0	0,45	1,63	0,38	1,35	0,62	0,21	1,19	0,40	1,13	0,07	53,14	26,91	-4,59	16,68	88,96
F3C1B0	0,37	1,27	0,30	1,44	0,64	0,19	1,21	0,36	1,42	0,08	49,02	4,77	-20,04	1,58	87,14
F1C1B1	0,49	1,77	0,48	3,10	0,60	0,24	1,37	0,45	1,35	0,12	51,64	22,36	6,31	56,31	80,66
F2C1B1	0,38	1,36	0,33	1,30	0,59	0,19	1,16	0,37	1,22	0,07	49,32	14,87	-10,61	5,88	87,78
F3C1B1	0,47	1,73	0,42	4,47	0,62	0,20	1,33	0,37	0,88	0,08	57,51	23,35	9,98	80,34	86,84
F1C0B0	0,43	1,49	0,37	0,53	0,66	0,17	0,75	0,27	0,75	0,05	60,22	49,79	27,86	-41,89	91,95
F2C0B0	0,43	1,53	0,38	1,25	0,60	0,19	0,95	0,30	1,00	0,07	54,74	38,00	20,38	20,18	89,11
F3C0B0	0,37	1,21	0,33	0,92	0,76	0,17	0,83	0,28	0,97	0,06	54,39	31,92	14,82	-5,46	92,74
F1C0B1	0,37	1,23	0,34	0,24	0,64	0,19	0,96	0,32	0,76	0,07	49,62	22,00	5,24	-215,17	89,49
F2C0B1	0,42	1,48	0,42	0,55	0,81	0,19	1,07	0,31	0,66	0,08	54,00	27,58	26,31	-20,53	90,18
F3C0B1	0,39	1,36	0,34	0,39	0,62	0,20	0,90	0,30	0,51	0,06	49,40	33,48	11,61	-32,53	89,79

Houve aumento na concentração de todos os minerais, exceto para o Na. O aumento na concentração é ocasionado pela grande perda de carbono durante o processo (TIQUIA; TAM, 2002). O sódio (Na) apresentou os maiores índices de redução, devido à facilidade de dissolução em água e conseqüente arraste por lixiviação, corroborando com Amorim (2002).

O composto apresentou níveis satisfatórios de nutrientes importantes para as plantas como P, K, Mg e Ca. Segundo Das et al. (2002), compostos produzidos a partir de resíduo de incubatório apresentam grande quantidade de cálcio, devido à presença de cascas de ovos.

Os valores de P e K são duas vezes menores e duas vezes maiores do que os encontrados por Costa et al. (2009), na compostagem de resíduos do abate de bovinos. Portanto, a composição final do composto é resultado dos resíduos utilizados na montagem das leiras. Quanto mais tipos de resíduos forem utilizados, maiores são as chances de se obter um composto completo, em termos de macro e micronutrientes.

Os elementos Ca e Mg apresentaram valores negativos para as reduções, ou seja, incremento nas quantidades dos respectivos minerais. Possivelmente, isto tenha ocorrido devido aos problemas iniciais de amostragem, haja vista, na primeira semana, a massa da leira de compostagem não se encontrava totalmente homogênea, dificultando a retirada de amostras representativas. Os resíduos de incubatório e a cinza possuem elevados teores de

Ca e Mg, respectivamente, logo uma pequena alíquota desses materiais na amostra pode causar grandes variações.

De acordo com os dados da Tabela 24, é possível diagnosticar influência da cobertura nas concentrações finais para todos os minerais, exceto para o fósforo (P), por se tratar de elemento de baixa mobilidade e Cálcio (Ca), provavelmente pelos problemas amostrais. As leiras descobertas receberam precipitações naturais que ocasionaram lixiviação destes minerais.

Em estágios mais avançados do processo de compostagem, a partir de 60 dias, o material fibroso já foi degradado. Assim, permite a entrada de água na pilha e, com isso, aumenta a possibilidade de lixiviação de nutrientes. Por outro lado, a matéria orgânica encontra-se, em grande parte, humificada, a qual retém fortemente os íons aos seus coloides. Portanto, a perda de nutrientes por lixiviação está condicionada ao período no qual o processo de compostagem se encontra bem como as precipitações ocorridas no período, a composição dos resíduos utilizados e a humificação da matéria orgânica.

A fim de se testar a significância da cobertura nas perdas de minerais, realizaram-se análises de regressões das perdas de cada elemento em função dos revolvimentos, inóculo e cobertura do pátio de compostagem (Tabela 24).

**Tabela 24** Análise dos parâmetros respectivos às variáveis perdas de P, K, Mg, Ca e Na.

Parâmetros	P		K		Mg		Ca		Na	
	Betas	pvalor	Betas	pvalor	Betas	pvalor	Betas	pvalor	Betas	pvalor
Intercepto	58,17	<0,05*	40,95	<0,05*	27,31	<0,05*	-77,21	0,24 <sup>ns</sup>	88,40	<0,05*
Revolvimento	-0,21	0,41 <sup>ns</sup>	-0,39	0,49 <sup>ns</sup>	-0,71	0,32 <sup>ns</sup>	3,25	0,42 <sup>ns</sup>	0,21	0,16 <sup>ns</sup>
Cobertura	-0,25	0,92 <sup>ns</sup>	-15,55	<0,05*	-18,74	<0,05*	87,36	0,05 <sup>ns</sup>	-4,85	<0,05*
Inóculo	-3,37	0,19 <sup>ns</sup>	-4,16	0,45 <sup>ns</sup>	-0,38	0,96 <sup>ns</sup>	-30,79	0,45 <sup>ns</sup>	-1,32	0,36 <sup>ns</sup>

ns = Não significativo a 5%; \* = significativo a 5%.

A cobertura influenciou as perdas de K, Mg e Na ( $p < 0,05$ ). Observa-se, na Tabela 24, que os valores dos betas, respectivos à variável cobertura, foram de -15,55; -18,74 e -4,85 para K, Mg e Na, respectivamente. Os valores negativos indicam que a utilização do pátio de compostagem reduz as perdas dos elementos especificados. Por exemplo, para a condição sem uso de inóculo, com revolvimentos semanais (F1), as reduções estimadas de K seriam 22,28 e 37,83%, para as condições coberto e descoberto, respectivamente. Portanto, a compostagem em pátio coberto reduz as perdas em 41,11; 86,64 e 5,40% para K, Mg e Na, respectivamente.

A utilização de cobertura do pátio de compostagem se mostra mais uma vez um importante fator para a redução das perdas de nutrientes por lixiviação. Além de reduzir o valor agronômico do composto produzido, a lixiviação causa problemas de contaminação

das águas superficiais e subterrâneas (FRIGO et al., 2006; ANAMI et al., 2007; BAUMGARTNER et al., 2007; SAMPAIO et al., 2007; ANAMI et al., 2008; DAL BOSCO et al., 2008; PELISSARI et al., 2009; SAMPAIO et al., 2010; CARNEIRO et al., 2011).

#### 4.7 Análise de metais

Embora os metais pesados não se percam na compostagem, exceto por lixiviação, podem ficar complexados à matéria orgânica, diminuindo sua mobilidade (HAROUN et al., 2007; et al., 2010; KANG et al., 2011). Na Tabela 25, são observadas as concentrações iniciais e finais de Zn, Cu, Fe e Mn dos doze tratamentos.

**Tabela 25** Teores de Zn, Cu, Fe e Mn no composto.

Trat.	Início				Fim			
	Zn	Cu	Fe	Mn	Zn	Cu	Fe	Mn
	mg kg <sup>-1</sup>				mg kg <sup>-1</sup>			
F1C1B0	103,2	22,58	9350,40	226,90	372,86	51,97	16945,31	519,82
F2C1B0	93,53	11,38	3480,98	167,09	437,67	46,20	16017,58	597,65
F3C1B0	72,28	8,04	2748,63	132,47	363,20	33,47	12526,37	555,86
F1C1B1	96,13	12,68	6028,29	280,78	351,26	35,50	18532,23	661,24
F2C1B1	66,97	3,59	4245,17	142,90	263,14	30,07	17274,90	580,13
F3C1B1	84,45	4,83	3480,98	174,92	248,36	31,26	17519,04	737,60
F1C0B0	86,61	1,74	3608,35	181,13	300,66	15,99	15346,19	704,02
F2C0B0	101,5	3,00	3098,88	191,33	340,46	57,57	11073,73	728,34
F3C0B0	88,32	3,40	3045,82	165,19	210,28	77,59	12819,34	726,88
F1C0B1	74,43	9,90	1591,73	176,72	138,65	60,54	7448,24	684,86
F2C0B1	84,08	6,87	5986,04	187,39	99,99	79,63	26979,49	745,16
F3C0B1	73,23	8,04	2600,04	145,51	55,65	71,74	26295,90	704,72

As concentrações finais de Zn, Cu, Fe e Mn foram superiores às iniciais para todos os tratamentos, corroborando com Tiquia; Tam (2002); Bernardi (2011). Os valores de Cu e Zn estão dentro das concentrações máximas relatadas na norma Austríaca, uma das mais rigorosas. Os valores máximos são de 500 e 2000 mg kg<sup>-1</sup> para Cu e Zn, respectivamente.

Haroun et al. (2007) relatam reduções de 11,8 e 16,0% nas quantidade final de zinco e cobre, respectivamente, na compostagem de lodo de curtume. Isso indica possível lixiviação dos nutrientes. Embora as reduções das quantidades de metais que permaneceram no composto sejam pequenas, apenas 2% foram considerados disponíveis para absorção das plantas (AMIR et al., 2005; HAROUN et al., 2007).

Portanto, embora a concentração de metais aumente durante a compostagem, esses elementos estarão, na sua grande maioria, na forma indisponível para as plantas e a qualidade do composto não é afeta por tais concentrações.

## 5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Indiferente do manejo aplicado, os resíduos agroindustriais apresentaram-se favoráveis ao processo de compostagem, com temperaturas superiores a 55 °C por no mínimo 45 dias, o que garante a sanitização do composto.
- Leiras revolvidas frequentemente nos primeiros dois meses apresentam menores tempos de compostagem, porém, o inconveniente das maiores perdas de nitrogênio, todavia, quando as leiras foram revolvidas duas vezes por semana, apenas no primeiro mês, apresentam as menores perdas de N e tempo de compostagem foi razoável, ou seja, menor do que 90 dias.
- Os revolvimentos frequentes influenciam ainda, de forma positiva, as reduções de volume, carbono e relação C/N.
- A cobertura do pátio de compostagem é um fator importante para que houvesse a diminuição das perdas de K, Mg, Na e N. E os compostos produzidos em pátio descoberto apresentam menores valores de condutividade elétrica.
- O Produto Comercial Biológico não influenciou em quaisquer das variáveis estudadas.
- Os compostos produzidos foram de elevada qualidade e valor agrônômico, portanto, podem ser usados como fertilizantes ou corretivos de solo.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Compostos produzidos com resíduos agroindustriais têm elevada qualidade e valor agrônômico, portanto, podem ser usados como fertilizantes ou corretivos de solo (BRITO et al., 2008; FAGNANO, et al, 2011; TIAN et al., 2012), pois melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo ou ainda diminuem a incidência de doenças nas culturas (LYIMO et al., 2012).

Na região Oeste do Paraná, encontram-se muitos resíduos passíveis de compostagem, provenientes principalmente de agroindústrias, porém, o processo esbarra na falta de materiais fibrosos para fornecer carbono, com alta relação C/N. Neste sentido, os resíduos da limpeza e pré-limpeza de grãos apresentaram-se como alternativa viável, pois se trata de um resíduo com carbono disponível para ação microbiana.

O manejo da compostagem deve ser rigoroso, no que diz respeito aos teores de umidade e aeração, para manter a atividade microbiana e garantir a sanitização do composto. Um projeto de compostagem deve prever um pátio com leve declividade, com coleta de chorume e se possível coberto, além de disponibilidade de água. Deve contemplar um barracão para a cura do composto e armazenamento.

A ventilação do barracão é importante para saúde dos funcionários envolvidos no processo, pois a emissão de gases pode causar problemas de saúde aos mesmos (ZAHN et al, 2001; DONHAM et al, 2007; PHILIPPE et al., 2011).

Novas pesquisas devem ser realizadas, com o objetivo de reduzir e reaproveitar os gases emitidos na compostagem, principalmente o  $\text{NH}_3$ . Assim, os problemas de saúde dos trabalhadores, envolvidos no processo de compostagem, serão reduzidos bem como os efeitos negativos desses gases na atmosfera.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004. Resíduos Sólidos – Classificação**. SÃO PAULO, 2004.

AHN, H. K.; RICHARD, T. L.; CHOI, H. L. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure—Wood shavings mixture at different aeration rates. **Process Biochemistry**. V. 42, p. 215-223, 2007.

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

AIRES, A. M.; KROETZ NETO, F. L.; ROMANTINE, C. M.; LUCAS JÚNIOR, J. DE. Caracterização química e orgânica dos resíduos de incubatório de aves e materiais carbonáceos para sua compostagem. In: **Anais do II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA**, 2011a. Foz do Iguaçu/PR.

AIRES, A. M.; KROETZ NETO, F. L.; MACHADO, C. R.; LUCAS JÚNIOR, J. DE. Quantificação e caracterização química e orgânica da compostagem de resíduos de incubatório de frangos de corte. In: **Anais do II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA**, 2011b. Foz do Iguaçu/PR.

AL-JABI, L. F.; HALALSHEH, M. M.; BADARNEH, D. M. Conservation of ammonia during food waste composting. **Environmental Technology**. V. 29, p. 10, 2008.

AMIR, S.; HAFIDI, M.; MERLINA, G.; REVEL, J. C. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. **Chemosphere**. V. 59, p. 801–810, 2005.

AMORIM, A. C. **Caracterização dos dejetos de caprinos: reciclagem energética e de nutrientes**. Jaboticabal: UNESP, 2002. 108p. Dissertação de Mestrado.

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

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; FRIGO, E. P.; SUSZEK, M. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

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

AMERICAN PUBLIC OFFICIAL HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18 ed. Washington: APHA, 2005.

AQUINO, A. M. DE.; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. **Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos**. Circular Técnica n. 12, Embrapa Agrobiologia, 4 p., 2005.

BAETA-HALL, L.; CÉU SÀÁGUA, M.; BARTOLOMEU, M. L.; ANSELMO, A. M.; ROSA, M. F. Bio-degradation of olive oil husks in composting aerated piles. **Bioresource Technology**. V. 96, p. 69-78, 2005.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. R.; TEO, C. R. P. A.; VILAS BOAS, M. A. Reuso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 152-163, 2007

BENITES, V. de M. **Produção de insumos agrícolas a partir de resíduos agroindustriais**. Fertibio, 2006. Bonito/MS.

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

BERNARDI, F. H. **Uso do processo de compostagem no aproveitamento de resíduos de incubatório e outros de origem agroindustrial**. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.

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

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: Eliminação e valorização**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

BIOPLUS. **Patentes**. Disponível em: <www.bioplus.ind.br>: Acesso em 22/02/2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. **Instrução normativa Nº 23**. 31 de agosto de 2005. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2004, 18p.

BRITO, L. M; AMARO, A. L; MOURÃO, I; COUTINHO, J. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 32, p. 1959-1968, 2008.

BRITO, L. M.; AMARO, A. L.; FERNANDES, A. S. Efeito do arejamento no processo de compostagem da fração sólida do chorume de pecuária leiteira. **Rev. de Ciências Agrárias**, v.32 n.1, p. 298-311, Lisboa, jan. 2009.

BUENO, P.; TAPIAS, R.; LÓPEZ, F.; DÍAZ, M. J. Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. **Bioresource Technology**. V. 99, p. 5069–5077, 2008.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C.M.B.F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2004.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BERNAL, M. P.; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**. V. 72, p. 551–557, 2008.

CÁCERES, R.; FLOTATS, X.; MARFÀ, O. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. **Waste Management**. V. 26, p. 1081–1091, 2006.

CARNEIRO, L. J.; DIETER, J.; SAMPAIO, S. C.; SCHMIDT JR, N.; SANTOS-KOELLN, F. T. Balanço de sais provenientes da aplicação de água residuária da suinocultura em quatro ciclos de cultura. **Revista Meio Ambiente e Agronegócio**. V. 4, nº 3, p. 481-499, 2011.

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

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

CEKMECELIOGLU, D.; DEMERCI, A.; GRAVES, R. E.; DAVITT, N. H. Applicability of optimized in-vessel food waste composting for windrow systems. **Biosystems Engineering**. V. 91, p. 479-486, 2005.

CHANG, J. I.; CHEN, Y. J. Effects of bulking agents on food waste composting. **Bioresource Technology**. V. 101, p. 5917–5924, 2010.

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

COSTA, M. S. S. DE M.; COSTA, L. A. DE M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; SESTAK, D.; KAUFMANN, A. V.; ROTTA, S. R. Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.2, p.540-548, 2005.

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

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

COSTA, M. S. S. DE M.; COSTA, L. A. DE M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; MATTER, U.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p.100–107, 2009.

DAL BOSCO, T. C.; IOST, C.; SILVA, L. N.; CARNELOSSI, C. F.; EBERT, D. C.; SCHREINER, J. S.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 139-144, jan./mar. 2008.

DAS, K. C.; MINKARA, M. Y. ; MELEAR, M. D.; TOLLNER, E. W. Effect of Poultry Litter Amendment on Hatchery Waste Composting. **J. Appl. Poult. Res.** V. 11, p. 282-290, 2002.

DELIZA, R. **Cultura do tomate. 2007.** Disponível em: <<http://www.agrosoft.org.br/agropag/27153.htm>>. Acesso em: 22 mar. 2011.

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

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

ECHEVERRIA, M.C.; CARDELLI, R.; BEDINI, S.; COLOMBINI, A.; INCROCCI, L.; CASTAGNA, A.; AGNOLUCCI, M.; CRISTANI, C.; RANIERI, A.; SAVIOZZI, A.; NUTI, M. Microbially-enhanced composting of wet olive Husks. **Bioresource Technology**. V. 104, p. 509-517, 2012.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa solos, Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999. 370p.

ENVIRONMENT PROTECTION 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. Disponível em: <[http://www.epa.sa.gov.au/xstd\\_files/Waste/Report/chickenfarms.pdf](http://www.epa.sa.gov.au/xstd_files/Waste/Report/chickenfarms.pdf)>. Acesso em: fev. 2011.

FAGNANO, M.; ADAMO, P.; ZAMPELLA, M.; FIORENTINO, N. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. V. 141, p. 100-107, 2011.

FEAM. **Como destinar resíduos sólidos urbanos**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte: FEAM, 2002. 45p.

FIALHO, L. L. **Monitoramento Químico e Físico do Processo de Compostagem de Diferentes Resíduos Orgânicos**. Relatório Técnico. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2005.

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

FRICKE, K., SANTEN, H., WALLMANN, R. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, v.25, p. 799–810, 2005.

FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; FREITAS, P. L.; NÓBREGA, L. H.; SANTOS, R. F.; MALLMANN, L. S. Desempenho do sistema de gotejamento e de filtros utilizando água residuária da suinocultura. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 11, n. 3, p. 305-318, 2006.

FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKY, M.; YASUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v.102, p.1468–1474, 2011.

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

GIFFONI, P.O.; LANGE, L.C. A utilização de borra de fosfato como matéria-prima alternativa para a fabricação de tijolos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, nº. 2, p.128-136, Abr./jun, 2005.

GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**. V. 96, p.1584–1591, 2005.

GRIGATTI, M.; CAVANI, L.; CIAVATTA, C. A multivariate approach to the study of the composting process by means of analytical electrofocusing. **Waste Management**. v. 27, p. 1072–1082, 2007.

GRIGATTI, M.; CAVANI, L.; CIAVATTA, C. The evaluation of stability during the composting of different starting materials: Comparison of chemical and biological parameters. **Chemosphere**. V. 83, p. 41–48, 2011.

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

GUARDIA, A.; MALLARD, P.; TEGLIA, C.; MARIN, A.; LE PAPE, C.; LAUNAY, M.; BENOIST, J. C.; PETIOT, C. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. **Waste Management**. V. 30, p. 402–414, 2010a.

GUARDIA, A.; MALLARD, P.; TEGLIA, C.; MARIN, A.; LE PAPE, C.; LAUNAY, M.; BENOIST, J. C.; PETIOT, C. Comparison of five organic wastes regarding their behavior during composting: Part 2, nitrogen dynamic. **Waste Management**. V. 30, p. 415–425, 2010b.

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

HAO, X.; BENKE, M.B.; LI, C.; LARNEY, F.J.; BEAUCHEMIN, K.A.; MCALLISTER, T.A. Nitrogen transformations and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with soluble and condensed tannins. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166– 167, p.539– 549, 2011.

HAO, X.; CHANG, C. Gaseous NO, NO<sub>2</sub>, and NH<sub>3</sub> loss during cattle feedlot manure composting. **Phyton-Annales Rei Botanicae**, v. 41, p. 81-93, 2001.

HAROUN, M.; IDRIS, A.; OMAR, S. R. S. A study of heavy metals and their fate in the composting of tannery sludge. **Waste Management**. V. 27, p. 1541–1550, 2007.

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

HENRY, S. T. 2003. **Dead animal disposal. Certification Program for Animal Manure Managers. Chapter 8. Clemson University Extension Services**. Clemson, South Carolina. Disponível em: [http://www.clemson.edu/peedeerec/certifi/Camm\\_p/ChS/pch8\\_03a.pdf](http://www.clemson.edu/peedeerec/certifi/Camm_p/ChS/pch8_03a.pdf). Acesso em: fev. 2011.

HU, T.J.; ZENG, G.M.; HUANG, D.L.; YU, H.Y.; JIANG, X.Y.; DAI, F.; HUANG, G.H. Use of potassium dihydrogen phosphate and sawdust as adsorbents of ammoniacal nitrogen in aerobic composting process. **Journal of Hazardous Materials**, v.141, p.736–744, 2007.

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

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

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Londrina, IAPAR, 1994, 49p. (IAPAR, Documento 18).

JEONG, Y. K.; KIM, J. S. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting process, **Bioresour. Technol.** v.79, p.129–133, 2001.

JOLANUN, B.; TOWPRAYOON, S. Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. **Bioresource Technology**, v.101, p.4484–4490, 2010.

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

KANG, J.; ZHANG, Z.; WANG, J. J. Influence of humic substances on bioavailability of Cu and Zn during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**. V. 102, p. 8022–8026, 2011.

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

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

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes orgânicos**. 1 ed. Piracicaba: Agronômica Ceres, 2010. 238 p.

KULCU, R.; YALDIZ, O. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. **Bioresource Technology**. V. 93, p. 49-57, 2004.

LANGSTON, J.; CARMAN, D.; VANDEVENDER, K.; BOLES, J. C., Jr. 2002. **Disposal of swine carcasses in Arkansas**. Cooperative Extension Service, Division of Agriculture, University of Arkansas. Disponível em: [http://www.uaex.edu/Other\\_Areas/publications/HTML/MP397/co](http://www.uaex.edu/Other_Areas/publications/HTML/MP397/co). Acesso em: fev. 2011.

LARNEY, F. J.; OLSON, A. F.; CARCAMO, A. A.; CHANG, C. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. **Bioresource Technology**. V. 75, p. 139-148, 2000.

LAUFENBERG, G.; KUNZ, B.; NYSTROM, M. Transformation of vegetable waste into value added products: (A) The upgrading concept; (B) Practical implementations. **Bioresource Technology**. v.87, n.2, p.167-198, 2003.

LEE, J. E.; RAHMAN, M. M.; RA, C.S. Dose effects of Mg and PO<sub>4</sub> sources on the composting of swine manure. **Journal of Hazardous Materials**, v.169, p.801–807, 2009.

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

- LIANG, Y.; LEONARD, J. J.; FEDDES, J. J. R.; MCGILL, W. B. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 748–761, 2006.
- LOOPER, M. 2002. **Whole animal composting of dairy cattle**. Guide D-108. Las Cruces, NM.: New Mexico State University Extension.
- LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E.; LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.42, n.7, p.1043-1048, jul. 2007.
- LYIMO, H. J. F.; PRATT, R. C.; MNYUKU, R. S. O. W. Composted cattle and poultry manures provide excellent fertility and improved management of gray leaf spot in maize. **Field Crops Research**. V. 126, p. 97–103, 2012.
- MAGALHÃES, M. A. DE MATOS; A. T. DE; WILSON DENÍCULI, W & TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p.466–471, 2006.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1989. 201 p.
- MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Viçosa, 2005. 32p.
- 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, 2006. 119 p.
- MEISSL, K., SMIDT, E. High quality composts from anaerobic digestion residues. **Biocycle**, v. 48, p. 55–58, 2007.
- MICHEL JR., F. C.; PECCHIAN, J. S.; RIGOT, J.; KEENER, H. M. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust and straw. **Compost Sci. Util.**, v.12, p. 323–334, 2004.
- MUKHTAR, S.; KALBASI, A.; AHMED, A. **Carcass disposal: A comprehensive review**. National Agricultural Biosecurity Center Consortium USDA. APHIS Cooperative Agreement Project. Carcass disposal working group. Kansas State University, Kansas, 2004.
- NAIR, J.; OKAMITSU, K. Microbial inoculants for small scale composting of putrescible kitchen wastes. **Waste Management**. V. 30, p. 977-982, 2010.
- NEKLYUDOV, A. D., FEDOTOV, G. N., IVANKIN, A. N. Aerobic processing of organic waste into composts. **Appl. Biochem. Microbiol**, v. 42, p. 341–353, 2006.
- OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A. Passive aeration composting of chicken litter: Effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of compost elements. **Journal of Environmental Management**. v. 92, p. 85-91, 2011.
- OLIVEIRA, A. M. G.; AQUINO, A. M.; CASTRO NETO, M. T. **Compostagem caseira de lixo orgânico doméstico**. Cruz das Almas: [s.n.], 2005. Circular Técnica. Embrapa, 76.
- OLIVEIRA, P. A. V. de, LIMA, H. J. M.; CAJAZEIRA, J. P. **Uso da compostagem em sistemas agrícolas orgânicos**. Fortaleza: [s.n.], 2004. Documentos. Embrapa, 89.

- ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Alterações físicas e microbiológicas durante a compostagem dos dejetos de cabras. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.764-772, 2007.
- ORRICO JÚNIOR, M. A. P; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. DE. Compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.3, p.483-491, jul./set 2009.
- ORRICO JÚNIOR, M. A. P; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. DE. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.3, p.538-545, maio/jun 2010.
- PAGANS, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. **Chemosphere**, v.62, p.1534-1542, 2006.
- PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmos. Environ.** V. 39, p. 6833–6842, 2005.
- PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. **Bioresour. Technol.** v. 91, p. 171–178, 2004.
- PEIGNÉ, J.; GIRARDIN, P. Environmental impacts on farm scale composting practices. **Water. Air Soil Poll.**, v. 153, p. 45-68, 2005.
- PELISSARI, R.; SAMPAIO, S. C.; GOMES, S. D.; CREPALLI, M. S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de eucalyptus grandis (W, Hill ex Maiden). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 288-300, 2009.
- PELIZER, H. L; PONTIERI H. M; MORAES O. I. Utilização de resíduos agroindustriais em processos biotecnológicos como perspectiva de redução do impacto ambiental. São Paulo: **Journal Of Technology Management & Innovation**, vol.2, p. 118-127, 2007.
- PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.28, n.3, p. 104-09, 1989.
- PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte, UNICEF, 1996.
- PETRIC, I.; SESTAN, A.; SESTAN, I. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure. **Process Safety and Environmental Protection.** V. 87, p. 206-212, 2009.
- RASAPOOR, M.; NASRABADI, T.; KAMALI, M.; HOVEIDI, H. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. **Waste Management.** V. 29, p. 570–573, 2009.
- RAVIV, M.; MEDINA, S.; KRASNOVSKY, A.; ZIADNA, H. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture. **Compost Sci. Util.**, v. 12, p. 6-10, 2004.
- REN, L. M; SCHUCHARDT, F.; SHEN, Y. J.; LI, G. X.; LI, C. P. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v.30, p.885–892, 2010.

REZENDE, Fabiana Abreu de. Aceleração do processo de compostagem: Avaliação de fertilizante obtido em uma usina de compostagem no Litoral Norte da Bahia. **Tecbahia**, v. 21, p. 104-114, 2006.

PAIVA, E. C. R. ; MATOS, A. T. ; SARMENTO, A. P. ; PAULA, H. M. ; JUSTINO, E. A. Avaliação de sistema de tratamento de carcaças de frangos pelo método da composteira-windrow. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 1, p. 19-27, 2012.

RUGGIERI, L; GEA, T.; MONPEÓ, M.; SAYARA, T.; SANCHEZ, T. Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste. **Biosystems engineering**. V. 101, p. 78-86, 2008.

SAFLEY, L. M.; DUPOLDT, C.; GETER, F.; STETLLER, D.; MURPHY, T. Agricultural waste, management system, component design. In: **UNIDET STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE**. Part. 651. Environmental Engineering National Engineering Handbook. Washington, 1996. 176 p.

SAMPAIO S. C.; CAOVIALLA, F. A.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P.; SUSZEK, M.; SMANHOTTO, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, jan./fev. 2010.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 4, p. 557-562, 2007.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M.; LUCENA, M. A. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v.5, n. 1, 2004.

SHEN, Y.; REN, L.; LI, G.; CHEN, T.; GUO, R. Influence of aeration on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. **Waste Management**. v. 31, p. 33–38, 2011.

SILVA, L. N. da ; COSTA, L. A. M. ; COSTA, M. S. S. ; SANTOS, R. F. Composting process with several percentages of agroindustrial solid wastes. In: **International Conference of Agricultural Engineering e XXXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola**, 2008, Foz do Iguaçu. XXXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Jaboticabal: SBEA, 2008.

SILVA, F. C., BERTON, R. S., CHITOLINA, J. C., BALLESTERO, S. D. **Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo**. Circular Técnica 3. Campinas: Embrapa. p. 17, 2002.

SILVA, V. M.; FORMENTINI, E. A.; SALES, E. F.; TEIXEIRA, A. F. R. Mecanização da compostagem orgânica na unidade experimental de produção animal agroecológica (UEPA), Linhares, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, 2009.

SIVAKUMAR, K.; RAMESH, S. K. V.; RICHARD, J. P. N.; VISWANATHAN, K.; CHANDRASEKARAN, D. Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. **Bioresource Technology**, Oxford, v.99, n.2, p.3.708-3.713, 2008.

SOMMER, S. G.; MOLLER, H. B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production-effect of straw content. **J. Agric. Sci.**, Camb., v. 134, p. 327-335, 2000.

SOTERO, J. P.; ROCHA, C. R. C.; TEIXEIRA, C. M. P.; DIAS, A. M. T. DE S.; ABREU, M. DE F. Análise da influência da temperatura ambiente nas temperaturas internas de leiras de compostagem. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 1, n. 1, p.681-684, nov. 2006.

STRAUS, E. L.; MENEZES L. V. T. Minimização de Resíduos. In: **Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 212 - 225, 1993.

SUSZEK, M.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, F. L.; MALLMANN, L. S. Aspectos físicos e químicos de vermicompostos produzidos a partir de esterco bovino e compostos de resíduos verdes urbanos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.1, p.39-44, Jan./Mar., 2007.

SZANTO, G. L.; HAMELERS, H. V. M.; RULKENS, W. H.; VEEKEN, A. H. M. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**. V. 98, p. 2659-2670, 2007.

TANG, J. C.; SHIBATA, A.; ZHOU, Q.; KATAYAMA, A. Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. V. 104, n° 4, p. 312-328, 2007.

TEIXEIRA, L. B.; GERMANO, V. L. C.; OLIVEIRA, L. F.; FURLAN JUNIOR, J. **Composição química de composto de lixo orgânico de Barcarena**. Comunicado Técnico. Belém: Embrapa – Amazônia Oriental, 2002, 7 p.

TEJADA, M.; DOBAO, M. M.; BENITEZ, C.; GONZALEZ, J. L. Study of composting of cotton residues **Bioresource Technology**, v. 79, p. 199-202, 2001.

TIAN, Y.; CHEN, L.; GAO, L.; MICHEL JR, F. C.; WAN, C.; LI, Y.; DICK, W. A. Composting of waste paint sludge containing melamine resin as affected by nutrients and gypsum addition and microbial inoculation. **Environmental Pollution**. V. 162, p.129-37, 2012.

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

TIQUIA, T. M.; TAM, N. F. Y. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. **Process Biochemistry**. v. 37, p. 869–880, 2002.

VARGAS-GARCIA, M. C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; LÓPEZ, M. J.; MORENO, J. Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulosic fraction. **Waste Management**. V. 27, p. 1099-1107, 2007.

VARGAS-GARCIA, M. C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; LÓPEZ, M. J.; MORENO, J. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. **Waste Management**. V. 30, p. 771-778, 2010.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 9, Nº 3, p. 218-224, jul/set, 2004.

WANG, X. D.; CHEN, X. N.; ALI, A. S.; LIU, S.; LU, L. L. Dynamics of Humic Substance-Complexed Copper and Copper Leaching During Composting of Chicken Manure. **Pedosphere**. V. 20, Nº 2, P. 245–251, 2010.

ZENG, G.; YU, M.; CHEN, Y.; HUANG, D.; ZHANG, J.; HUANG, H.; JIANG, R.; YU, Z. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme

activities during agricultural waste composting. **Bioresource Technology**. V. 101, p. 222-227, 2010.

ZHU, N.; DENG, C.; XIONG, Y.; QIAN, H. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. **Bioresource Technology**. V. 95, p. 318-326, 2004.

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