

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

**PROCESSOS BIOLÓGICOS DE ESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS DE
CORTE CONFINADOS**

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

CASCAVEL - PARANÁ - BRASIL
AGOSTO - 2014

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

**PROCESSOS BIOLÓGICOS DE ESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS DE
CORTE CONFINADOS**

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

Orientadora: Profa.Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

CASCADEL - PARANÁ - BRASIL
AGOSTO - 2014

1 Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

L872p

Lorin, Higor Eisten Francisconi

Processos biológicos de estabilização de dejetos de bovinos de corte confinados. / Higor Eisten Francisconi Lorin.— Cascavel, 2014. 61p.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola

1. Compostagem. 2. Vermicompostagem. 3. Biodigestão anaeróbia. 4. Esterco bovino. 5. Características químicas e físico-químicas. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21.ed.

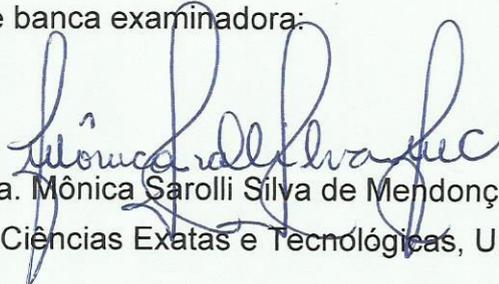
636.2

Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Beijo – CRB 9^ª/965

HIGOR EISTEN FRANCISCONI LORIN

"Processos biológicos de estabilização de dejetos de bovinos de corte confinados"

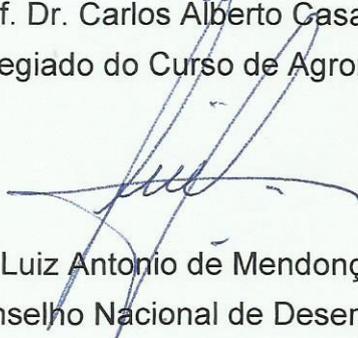
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:



Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste



Prof. Dr. Carlos Alberto Casali
Colegiado do Curso de Agronomia, UTFPR



Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq/RHAE



Profa. Dra. Sílvia Renata Machado Coelho
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste

Cascavel, 15 de agosto de 2014.

BIOGRAFIA

Higor Eiste Francisconi Lorin – Filho de Marcia Franciscon Hirano e Celso Marcio Lorin, nascido em 28 de outubro de 1986, natural da cidade de Apucarana, estado do Paraná. Em novembro de 2011 graduou-se em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – *Campus* Cascavel. De março de 2010 a fevereiro de 2012 atuou como estagiário do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, realizando atividades no setor de cartografia e processos agrários. Em março de 2012 iniciou o Mestrado em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – *Campus* Cascavel, Área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

“O mistério da vida me causa a mais forte emoção.
É o sentimento que suscita a beleza e a verdade, cria a
arte e a ciência. Se alguém não conhece esta sensação
ou não pode mais experimentar espanto ou surpresa, já
é um morto-vivo, e seus olhos se cegaram.”

Albert Einstein

Dedico este trabalho às pessoas que realmente contribuíram
para minha formação pessoal e profissional:
minha família, professores e amigos.

AGRADECIMENTOS

À professora Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa e ao professor Luiz Antonio de Mendonça Costa, por compartilharem todas as suas ciências e experiências. Agradeço ao carinho sempre oferecido com a maior sinceridade. Pela compreensão, a paciência, o incentivo, a confiança e a lealdade, eu agradeço.

À minha família pelo incentivo eterno, a paciência e o apoio nos momentos difíceis. Por nunca medirem qualquer esforço para que eu chegasse até aqui.

Aos meus amigos vinculados ao Laboratório de Resíduos Agroindustriais, os quais possuem uma participação íntima para a construção deste trabalho.

A todos os colegas do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pelas colaborações realizadas no decorrer do curso.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel, principalmente, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pela oportunidade e o apoio na realização do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da bolsa de estudo.

PROCESSOS BIOLÓGICOS DE ESTABILIZAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS DE CORTE CONFINADOS

RESUMO

A demanda crescente por proteína de origem animal está diretamente relacionada ao sistema de confinamento dos animais e suas premissas, como o manejo dos dejetos. Considerando que o resultado dos processos de estabilização, ou seja, o adubo orgânico produzido, é o produto a ser novamente utilizado no ciclo produtivo, avaliar sua qualidade agronômica, passa a ser uma informação importante na escolha do processo a ser utilizado. Objetivou-se submeter os resíduos da bovinocultura de corte, criados em sistema de confinamento, aos processos de compostagem, vermicompostagem, leiras estáticas e biodigestão anaeróbia, evidenciando a estabilização e as potencialidades de cada produto gerado pelos processos. A compostagem e a vermicompostagem são mais eficientes na mineralização, na estabilização e na maturação dos dejetos. O composto e o vermicomposto oferecem maiores frações disponíveis de P lábil e K lábil, níveis satisfatórios de humificação e alta CTC. O processo estático é o menos eficiente na mineralização, na estabilização e na maturação dos dejetos. A disposição deste processo a céu aberto propicia as maiores perdas de nutrientes. A biodigestão anaeróbia apresenta-se como o processo de estabilização mais eficiente na conservação de macronutrientes (N e K) e gera um adubo líquido com baixa CTC e de alto potencial fertilizante, com predominância de N inorgânico, em forma de amônio, prontamente disponível aos vegetais.

PALAVRAS-CHAVE: compostagem, vermicompostagem, biodigestão anaeróbia, esterco bovino, características químicas e físico-químicas.

BIOLOGICAL PROCESSES OF WASTE STABILIZATION OF CONFINED BEEF CATTLE

ABSTRACT

The increasing demand for animal protein is directly related to the confinement of animals and its premises, such as the management of the waste system. Considering that the result of stabilization processes, that is, the organic fertilizer produced, is to be used again in the production cycle, evaluating its agronomic quality becomes important information when choosing the process to be used. The objective of this work was to submit beef cattle waste, raised in feedlot, to the processes of composting, vermicomposting, static piles and anaerobic digestion, showing the stabilization and the potential of each product generated by each process. Composting and vermicomposting are more efficient at mineralization, stabilization and maturity of waste manure. The compost and vermicompost offer larger fraction of available P and K, satisfactory levels of humification and high CTC. The static process is less efficient in mineralization, stabilization and maturity wastes. The disposition of this process in the open provides the greatest loss of nutrients. The anaerobic digestion appears as the most efficient process for the preservation of macronutrients (N and K), and generates a liquid fertilizer with low CEC and high fertilizing potential, with a predominance of inorganic N in the ammonium form, readily available to plants.

KEYWORDS: composting, vermicomposting, anaerobic digestion, cattle dung, chemical and physical-chemical characteristics.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 Objetivo geral.....	13
2.2 Objetivos específicos	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1 Processos biológicos de estabilização de resíduos orgânicos.....	14
3.2 Transformações químicas nos processos de estabilização de resíduos orgânicos	17
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Definição do experimento.....	22
4.2 Origem e descrição do dejetos.....	22
4.3 Processo de compostagem.....	24
4.3.1 Caracterização geográfica da área experimental	24
4.3.2 Condução do processo	24
4.4 Processo de leira estática	26
4.4.1 Condução do processo	26
4.5 Processo de vermicompostagem	27
4.5.1 Caracterização da área experimental.....	27
4.5.2 Condução do processo	27
4.6 Processo de biodigestão anaeróbia	29
4.6.1 Biodigestor utilizado no ensaio	29
4.6.2 Condução do processo	30
4.7 Parâmetros avaliados e metodologias utilizadas.....	32
4.7.1 Determinação de pH e condutividade elétrica	32
4.7.2 Determinação de sólidos totais, voláteis e carbono orgânico total.....	33
4.7.3 Carbono lábil, matéria orgânica compostável e demanda química de oxigênio	33
4.7.4 Elementos (K, Na, Ca, Fe, Mg, Cd, Cu, Mn, Pb e Zn)	33
4.7.5 Nitrogênio total, amônio e nitrato.....	33
4.7.6 Fósforo total.....	34
4.7.7 Fósforo lábil e Potássio lábil.....	34
4.7.8 Ácidos húmicos e fúlvicos	34
4.7.9 Capacidade de troca de cátions e capacidade adsortiva.....	34

4.8	Análise estatística	35
4.9	Balanço das variáveis	35
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
5.1	pH e CE	36
5.2	Mineralização da matéria orgânica.....	37
5.3	Concentração de nutrientes	39
5.4	Balanço de N, P e K.....	41
5.4.1	Nitrogênio total, amônio e nitrato.....	41
5.4.2	Fósforo e Potássio	45
5.5	Níveis de humificação	47
5.6	Capacidade de troca de cátions e capacidade adsortiva.....	50
5.7	Estabilidade e maturação.....	52
6	CONCLUSÕES.....	55
7	REFERÊNCIAS.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Valores iniciais e finais de pH e condutividade elétrica (CE) nos processos biológicos de estabilização	36
Tabela 2 Porcentagem de redução e teores de carbono orgânico total (COT) e lábil, matéria orgânica total (MOT) e decomponível (MOD), e demanda química de oxigênio (DQO) no início e no final dos processos de estabilização.....	37
Tabela 3 Concentração dos elementos nos produtos finais e porcentagem de incremento (Δ) na concentração final nos processos biológicos de estabilização	40
Tabela 4 Teores e balanço de massa de nitrogênio total (NTK), amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato ($N-NO_3^-$) no início e no fim dos processos biológicos de estabilização.....	41
Tabela 5 Balanço de massa de Fósforo e Potássio total e suas formas lábeis nos processos biológicos de estabilização	46
Tabela 6 Substâncias húmicas (SH), frações de ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), razão de humificação (RH), índice de humificação (IH) e porcentagem de ácidos húmicos (PAH)ao início e final dos processos biológicos de estabilização.....	48
Tabela 7 Capacidade de troca de cátions (CTC) e capacidade adsortiva (q) de Cd e Pb no início e final dos processos biológicos de estabilização	50
Tabela 8 Parâmetros de estabilidade e maturação no início e ao final dos processos biológicos de estabilização	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fluxogramada submissão dos dejetos da bovinocultura de corte aos processos biológicos de estabilização, bem como os produtos gerados.....	22
Figura 2 Dejeito bovino depositado sobre piso de concreto em sistema de confinamento	23
Figura 3 Parte lateral externa do confinamento, local da coleta dos dejetos.....	23
Figura 4 Processo de compostagem em pátio, com piso de concreto e cobertura....	25
Figura 5 Determinação da umidade, no momento do revolvimento, para efetuar o umedecimento das leiras.	25
Figura 6 Gráfico de temperatura das leiras no processo de compostagem.	26
Figura 7 Vista das leiras estáticas expostas às condições ambientais.....	27
Figura 8 Reatores aeróbios horizontais empregados para o ensaio de vermicompostagem.....	28
Figura 9 Refúgio utilizado para a inoculação das minhocas.	29
Figura 10 Representação esquemática em corte (a), vista superior (b) e frontal (c) dos biodigestores experimentais.....	30
Figura 11 (a) Abastecimento dos biodigestores, (b) queima do biogás e (c) biofertilizante.....	31
Figura 12 Distribuição da produção de biogás durante o processo de biodigestão anaeróbia.....	32
Figura 13 Porcentagem de nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$) em relação à quantidade total de N inorgânico no início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbia (B).....	44
Figura 14 Porcentagem de nitrogênio inorgânico ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) e orgânico em relação ao N total no início e no final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbia (B). Letras minúsculas iguais não diferem entre si, nas porcentagens finais, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância	45
Figura 15 Fracionamento das substâncias húmicas em ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF), ao início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbia (B).....	48
Figura 16 Capacidade adsortiva (q) de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) e capacidade de troca catiônica (CTC) dos dejetos no início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbica (B).	51

2 INTRODUÇÃO

Dentre os diversos setores influentes na contribuição econômica do Brasil, destaca-se o agroindustrial. Este setor tem por características a transformação de matérias-primas agropecuárias em produtos que atendam as crescentes necessidades humanas. Com o crescimento populacional, o setor agroindustrial, em franco desenvolvimento, tende a acompanhar a crescente demanda. Por consequência, toda cadeia produtiva acompanha este crescimento.

Nas últimas décadas, para aumentar a eficiência na produção de proteína animal, a criação de bovinos de corte passou a adotar sistemas de confinamento dos animais. Esta prática traz inúmeras vantagens, como a redução da idade de abate do animal, a aceleração e o aumento do retorno do capital investido na engorda, fornecimento de animais na entressafra da atividade, demanda menores áreas de criação evitando o desmatamento para a formação de pastagens, entre outras.

Ao concentrar os bovinos nos confinamentos e intensificar sua alimentação ocorrem consequências intrínsecas e inevitáveis, nas quais há maior geração de dejeções (fezes e urina) e acréscimo no potencial poluidor destes resíduos orgânicos. Entretanto, o paradoxo maior produção animal, maior a quantidade de dejetos, pode ser um fator positivo para a sustentabilidade, quando se planeja corretamente o aproveitamento agrônomo e energético de tais resíduos.

Existem diversos processos biológicos disponíveis para a estabilização de resíduos orgânicos. A escolha do processo deve levar em consideração, entre outros, as características do resíduo, se este se encontra no estado sólido, semi-sólido ou líquido e quais os objetivos pretendidos com sua estabilização, se o gerenciamento de resíduos, o fornecimento de energia, a produção de fertilizantes líquidos ou adubos sólidos.

Dentre as formas de estabilização que podem ser utilizadas de maneira eficiente e com viabilidade ambiental e econômica, tem-se a compostagem, a vermicompostagem e a biodigestão anaeróbia. A compostagem e a vermicompostagem são processos aeróbios de transformação dos resíduos orgânicos em um produto final estabilizado de consistência sólida. Já a biodigestão anaeróbia se caracteriza pela transformação dos resíduos na ausência de oxigênio, ocorre fermentação em baixos teores de sólidos totais, produzindo biogás e biofertilizante, conseqüentemente gera produtos líquidos e gasosos.

As características químicas e físico-químicas dos produtos gerados, o composto, o vermicomposto e o biofertilizante, apresentam qualidade agrônoma distinta em função do processo de estabilização empregado. Neste sentido, a caracterização dos adubos orgânicos gerados pode se tornar um fator importante na tomada de decisão por um ou por outro processo.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Submeter os dejetos da bovinocultura de corte, criados em sistema de confinamento, aos processos biológicos de estabilização, constatando as potencialidades agronômicas apresentadas pelos produtos gerados ao final de cada processo.

3.2 Objetivos específicos

Evidenciar a estabilização, a mineralização e a maturação dos dejetos de bovinos, ocorrida nos processos de compostagem, vermicompostagem, leiras estáticas e biodigestão anaeróbia.

Investigar o balanço de macronutrientes (N, P e K), bem como suas formas lábeis, nos quatro processos biológicos de estabilização.

Caracterizar quantitativa e qualitativamente os parâmetros químicos e físico-químicos do composto, vermicomposto, material decomposto em leira estática e biofertilizante visando o uso agrícola.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Processos biológicos de estabilização de resíduos orgânicos

Para a atual produção de proteína animal emprega-se o aumento da densidade populacional dos animais. Isto é devido aos modelos de produção adotados e à necessidade de aumentar a rentabilidade do sistema, como é o caso dos confinamentos de bovinos. Deste modo, há maior geração e concentração de resíduos de alto potencial poluidor em menores áreas (ORRICO JUNIOR et al., 2012a). A intensa e concentrada atividade da indústria pecuária gera vastas quantidades de resíduos biodegradáveis, que devem ser geridas sob as práticas adequadas para evitar impacto negativo ao solo, ar e água (BURTON e TURNER, 2003; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A produção dos dejetos é originada da digestão dos animais, na qual parte da alimentação ingerida é aproveitada pelo seu organismo e o restante é eliminado por meio de fezes e urina. Em média, 75% do nitrogênio, 80% do fósforo e 85% do potássio presentes no alimento são excretados nas dejeções dos animais (KIEHL, 2010).

Existem duas premissas fundamentais a respeito da gestão de resíduos e sua utilização como fertilizante, não descartar os resíduos em sua forma original e não dispor no solo sem qualquer critério. Portanto, cuidados são necessários ao empregar os resíduos orgânicos como fertilizantes (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010).

A fim de mitigar os impactos negativos ao meio e sanar os problemas quanto a patógenos e plantas invasoras (BRITO et al., 2008; BERNAL et al., 2009; COSTA et al., 2009; KIEHL, 2010; ORRICO JUNIOR et al., 2010b), bem como gerar um composto dotado de matéria orgânica e nutrientes de interesse agrônômico, emprega-se a técnica de compostagem (COSTA et al., 2009; ORRICO JUNIOR et al., 2010b; KIEHL, 2010).

A compostagem não pode ser considerada uma nova tecnologia, mas no que diz respeito às estratégias de gestão de resíduos, demonstra-se interessante como opção adequada para produção de adubos com ganhos econômicos e ambientais (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). A reciclagem de resíduos orgânicos agrícolas, por meio da compostagem, é amplamente empregada na China (HE et al., 2013). Há grande interesse na compostagem como meio de gestão dos dejetos gerados nos confinamentos de Alberta, no Canadá (LARNEY; HAO, 2007).

Basicamente o fenômeno ocorrente na compostagem é verificável em toda decomposição aeróbia de compostos orgânicos. Diferente do processo natural, na técnica de compostagem controla-se alguns fatores, como a aeração e a umidade, e possui uma fase de degradação intensa, quando atinge as maiores temperaturas, denominada

termofílica (LAZCANO et al., 2008; KIEHL, 2010). O aquecimento e o arrefecimento do material orgânico fornecem informações sobre sua atividade biológica, o grau de decomposição e a estabilidade do composto (BRITO et al., 2008; KIEHL, 2010).

Existem inúmeros fatores físicos e químicos que afetam o processo de compostagem; estes incluem a temperatura, o teor de água, o oxigênio (aeração), o pH, a disponibilidade de substrato, a composição dos resíduos, a relação C:N, o tempo de compostagem, entre outros.

A técnica requer o controle de vários fatores para garantir sua eficiência nas atuações ambientais, agronômicas e econômicas. A eficácia do composto no que diz respeito à concentração de nutrientes e aos efeitos benéficos sobre o solo dependem da qualidade do composto (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Gil, Carballo e Calvo (2008) verificaram que a aplicação do composto de dejetos bovino em cultivo de milho aumentou o pH do solo, conteúdo de matéria orgânica e a capacidade de troca de cátions. As concentrações de fósforo disponível, potássio, cálcio e sódio nas parcelas que receberam composto foram maiores do que nas parcelas que continham somente fertilizante mineral. Os autores citam que este composto seria um bom substituto para os fertilizantes minerais, pois teve ótimos resultados quando aplicado em combinação com N inorgânico para atender as exigências da cultura.

Outro processo aeróbio de degradação e estabilização de resíduos sólidos orgânicos é a vermicompostagem. Esta técnica também é um processo oxidativo com atuação dos micro-organismos decompositores, na qual se introduzem meso-organismos, as minhocas.

Além dos micro-organismos presentes nos resíduos, existem micro-organismos típicos do intestino das minhocas; ambos são responsáveis pela degradação bioquímica da matéria orgânica. As minhocas são responsáveis pela fragmentação do substrato, possibilitando maior área de superfície exposta aos micro-organismos, contribuindo para a eficiência da degradação (COSTA; LUCAS JUNIOR, 2008; LAZCANO et al., 2008; DORES-SILVA et al., 2011; FORNES et al., 2012).

Pelas características intrínsecas e por dependerem de elevado conteúdo de material orgânico em sua dieta, as espécies de minhocas frequentemente utilizadas na vermicompostagem são a vermelha-da-califórnia (*Eisenia fétida* e *Eisenia andrei*) e a gigante africana (*Eudrilus eugeniae*) (AQUINO, 2005).

Na vermicompostagem, o meio precisa estar adequado à sobrevivência das minhocas. Diferente da compostagem, na vermicompostagem necessita-se reduzir a altura da pilha, evitando altas temperaturas e regiões anaeróbias. A técnica dispensa os revolvimentos, pois estes são promovidos pela ação da própria minhoca (AQUINO, 2009).

Deve-se manter um tratamento cuidadoso com a população de minhocas. Em contraste com a compostagem, a vermicompostagem tem que ser realizada em um intervalo

estreito de temperaturas, entre 15 e 35°C, e umidade elevada, entre 70 e 90% (FORNES et al., 2012).

Gómez-Brandón, Lores e Domínguez (2013) trabalharam com o potencial da minhoca *Eisenia fetida* em estabilizar grandes quantidades de resíduos por meio de um reator alimentado de forma contínua. Os autores destacam o sistema de vermicompostagem como uma opção de manejo ambientalmente viável para a reciclagem de dejetos de origem animal.

Lazcano et al. (2008) avaliaram a eficiência dos processos de compostagem e vermicompostagem em reduzir o potencial de poluição e a estabilização dos dejetos da bovinocultura de corte confinada. Com relação ao processo de vermicompostagem, os autores observaram que houve maior retenção de N e liberação gradual de P, produzindo adubos adequados e de interesse ao uso agrícola.

Diferente dos processos aeróbios, a biodigestão anaeróbia é um processo de estabilização biológica em meio anaeróbio. Faz uso de água para diluir os dejetos, pois ocorre em baixos teores de sólidos. Com a diluição o processo gera um adubo líquido, denominado biofertilizante.

Existe um consórcio de diferentes microrganismos que na ausência de oxigênio molecular promovem a transformação dos compostos orgânicos complexos em produtos como metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂), os quais são os principais componentes do biogás (CHERNICHARO, 2007). De maneira geral, todos os compostos orgânicos podem ser decompostos por via anaeróbia.

O emprego da biodigestão anaeróbia utilizando biodigestores contribui para integração e sustentabilidade das atividades agropecuárias, convertendo o dejetos em duas grandes fontes: energia por meio do biogás e nutrientes, aproveitando o biofertilizante (QUADROS et al., 2010; ORRICO JUNIOR et al., 2012a).

Orrico, Orrico Junior e Lucas Junior (2011) utilizaram biodigestores cilíndricos tipo batelada de bancada com 12 L de substrato abastecidos com dejetos de caprinos com 8% de sólidos totais. Os autores relataram que o aumento de alimento concentrado, nas dietas dos animais confinados, proporciona substratos mais assimiláveis durante a biodigestão anaeróbia. Com isso, obtiveram maiores valores de mineralização da matéria orgânica e produção de biogás.

Junqueira (2011) empregou os processos de biodigestão anaeróbia e compostagem aos resíduos da bovinocultura de corte proveniente de confinamento. Avaliou-se a aplicação em forrageiras dos dois adubos orgânicos produzidos nos processos. A composição bromatológica da forragem adubada com o biofertilizante e com o composto foi superior à adubação mineral. O trabalho salienta que a adoção dos adubos produzidos foi viável, não somente como produção sustentável, mas também na esfera econômica da propriedade.

4.2 Transformações químicas nos processos de estabilização de resíduos orgânicos

Do ponto de vista químico, substância orgânica é toda aquela que possui carbono orgânico, ligado a elementos como o hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre, fósforo entre outros. O carbono sintetizado pelos vegetais assume a forma orgânica. Quando o material orgânico é ingerido pelos animais, parte é degradado, gerando gases e compostos minerais como: gás carbônico, água, fosfatos, sulfatos, amônio e sais de potássios (KIEHL, 2010).

Os restos vegetais e animais, incluindo as dejeções, são atacados e decompostos por inúmeros grupos de micro-organismos, aeróbios ou anaeróbios, dependendo das condições do meio. Com a degradação do material orgânico haverá desprendimento de carbono e liberação de elementos como N, P, K, Ca, Mg, entre outros, os quais se converteram de sua forma orgânica, indisponível aos vegetais, para a forma inorgânica, disponível aos vegetais. Esta transformação é chamada de mineralização (KIEHL, 2010).

As formas de carbono que se desprendem do material orgânico, no processo de mineralização, são dependentes do meio de estabilização, aeróbio ou anaeróbio. Em processos aeróbios, como a compostagem e a vermicompostagem, a mineralização faz com que o carbono complexado se transforme em CO_2 (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013). No processo de biodigestão anaeróbia, além de CO_2 parte do carbono é transformado em gás metano (CH_4) (CHERNICHARO, 2007; PROVENZANO et al., 2014).

Quando avaliadas as alterações na composição química, no processo de decomposição da MO, sob duas condições: aeróbias (caixas com aeração controlada) e anaeróbias (caixa selada), a taxa de decomposição, bem como a mineralização, são mais intensas sob condições aeróbias do que quando anaeróbias (KALEMELAWA et al., 2012).

Na decomposição de dejetos de animais, incluindo bovinos, sob duas vias metabólicas (aeróbia e anaeróbia), verificam-se maiores reduções de carbono e matéria orgânica em condições aeróbias (KIRCHMANN; WITTER, 1992).

Em função da redução de carbono, liberado ao longo dos processos de estabilização, ocorre redução da fração orgânica do material, fazendo com que haja a concentração dos elementos não perdidos durante os processos. Esta concentração de nutrientes valoriza o produto gerado, ou seja, o adubo (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Isto é verificado em experimentos de biodigestão anaeróbia, onde houve acréscimo na concentração de macros e micronutrientes no biofertilizante em comparação com o afluyente de abastecimento (ORRICO JUNIOR et al., 2009a).

Em processos aeróbios também é verificado o incremento de nutrientes, tanto em compostagem (TIQUIA; RICHARD; HONEYMAN, 2002; ORRICO JUNIOR; ORRICO e

LUCAS JUNIOR, 2010; BRITO et al., 2011; ORRICO JUNIOR et al., 2012b;) quanto em vermicompostagem (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008; FORNES et al., 2012).

Devido à liberação de carbono ocorrente em processos estáticos, também há concentração de nutrientes não perdidos. Em função da menor perda de carbono ocorrente nestes processos, esta concentração apresenta-se com menor intensidade, quando comparado aos revolvidos ou com aeração forçada (TIQUIA; RICHARD; HONEYMAN, 2002).

Além do incremento de nutrientes, os processos biológicos de estabilização possuem consequências intrínsecas como a redução da carga orgânica do material inicial. Dejetos de animais, quando concentrados, possuem alto potencial poluidor, muitas vezes apenas por sua alta carga orgânica, ou seja, demandam quimicamente e biologicamente quantidades relevantes de oxigênio quando dispostos no meio. A estabilização dos dejetos reduz as demandas de oxigênio, reduzindo o potencial poluidor (QUADROS et al., 2010; ORRICO JUNIOR et al., 2010b; 2012a).

A qualidade do adubo orgânico produzido pelos processos de estabilização pode ser estabelecida em termos de teor de nutrientes, nível de humificação e estabilização. A produção de compostos com elevado teor de nutrientes requer o controle e a redução das perdas destes durante os processos (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Um macronutriente com unânime importância em adubos agrícolas é o nitrogênio (N). Grande preocupação no processo de estabilização com ênfase na produção de adubo é controlar as perdas de N, uma vez que reduz o valor agrônômico do produto final e contribui para as emissões de gases.

Principalmente em processos aeróbios, a maior parte do N encontrado é em forma orgânica, principalmente, compondo estruturas de proteínas e peptídeos simples. Parte do N orgânico é mineralizado às formas amoniacais por reações de amonificação, resultantes da atividade microbiana (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001; DE GUARDIA et al., 2010).

O amônio (N-NH_4^+) é uma forma amoniacal de N, apresenta-se como inorgânica e disponível aos vegetais (KIEHL, 2010). Porém, as formas amoniacais geradas no processo podem ser imobilizadas pelos micro-organismos, que utilizam como fonte de N e transformam novamente em N orgânico (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001).

O N-NH_4^+ pode ser perdido do material por volatilização na forma de amônia (N-NH_3), como acontece, sobretudo, em pH alcalino e altas temperaturas (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001; BRITO et al., 2008). A forma gasosa de amônia é volatilizada para atmosfera, acarretando em perdas de N nos processos, desvalorizando o adubo produzido (LARNEY; HAO, 2007).

O pH, apesar de não limitante, é um fator decisivo no conteúdo de N, enquanto que menores valores podem mitigar as perdas, maiores valores podem contribuir

consideravelmente para a volatilização de N em forma de amônia. As perdas de N ocorrem em $\text{pH} > 7,5$ (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Metcalf e Eddy (2003) explicam que, em baixos valores de pH , a concentração de H^+ aumenta, havendo predomínio do íon N-NH_4^+ . Em pH alcalino, a concentração de H^+ diminui, promovendo a formação do gás amônia (NH_3).

Brito et al. (2008) verificaram baixos teores de nitrato (N-NO_3) no início da compostagem e elevados teores de amônio (N-NH_4). Duas semanas após o início da compostagem, o teor de N-NH_4 diminuiu, acentuadamente, em todas as pilhas, sendo muito baixo em dois meses de compostagem. Entre dois e quatro meses de compostagem, o teor de nitrato ultrapassou o de N amoniacal (amônio e amônia) em todas as pilhas, indicando a estabilização e a maturação do composto.

Sánchez-Monedero et al. (2001) observaram a evolução das diferentes formas de nitrogênio, pH , condutividade elétrica (CE) e parâmetros de maturação dos compostos produzidos. Assim como, no trabalho de Brito et al. (2008), os autores também verificaram maior concentração de amônio (N-NH_4) durante as primeiras semanas de compostagem, em seguida, diminuiu gradualmente até atingir os baixos valores finais. As maiores concentrações de nitrato (N-NO_3) foram sempre observadas ao final da compostagem. As perdas de N ocorreram em função da quantidade inicial de N-NH_4 , temperatura e pH . A relação entre N-NH_4 e N-NO_3 demonstrou ser bom indicador da maturação do composto produzido.

Silva et al. (2012) verificaram que o efluente tratado, o biofertilizante, possui características muito interessantes em termos de fertilidade. A confirmação pode ser observada pela presença de vários elementos solúveis que são nutrientes para plantas, com ênfase no nitrogênio e no fósforo. O elemento nutritivo mais abundante encontrados pelos autores foi o nitrogênio em forma amoniacal.

Kalemelawa et al. (2012) avaliaram a eficácia da estabilização de cascas de banana com resíduos de animais, de maneira aeróbia (caixas com aeração controlada) e anaeróbia (caixa selada) além do valor agrônômico dos compostos gerados. A concentração de N-NH_4^+ foi significativamente maior em condições anaeróbias, em comparação com o processo aeróbio. Atribuem-se as perdas amoniacais, por volatilização, à aeração forçada na caixa aeróbia. Por outro lado, em termos de nitrato (N-NO_3^-), a nitrificação decorrente do processo aeróbio propiciou as maiores concentrações final desta fração de N.

A fim de inferir sobre o grau humificação e maturação da matéria orgânica, tem-se a avaliação das substâncias húmicas (SH). Tanto no composto quanto no vermicomposto, estudos demonstraram que as SH, fracionando-a em ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF) (CASTILHOS et al., 2008; CAMPITELLI; CEPPI, 2008; FORNES et al., 2012; DORES-SILVA et al., 2013; HE et al., 2013).

Dores-Silva et al. (2013) esclarecem que o processo de humificação pode ser entendido como o inverso do processo de mineralização. A mineralização faz com que a MO se transforme em formas inorgânicas, já o processo de humificação representa a conversão de materiais recalcitrantes em formas orgânicas estáveis, estas contendo AH e AF.

Em pesquisas sobre o acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico (LED), Dores-Silva et al. (2011) objetivaram acompanhar o processo de humificação durante 90 dias. As variáveis químicas monitoradas durante o processo foram: teor de MO, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), P total, SH bem como a quantificação das frações de AH e AF, capacidade de troca catiônica (CTC), relação C:N, e razão entre a CTC e o carbono orgânico total (CTC/C).

Visando a possibilidade de dar um destino agrônomico a resíduos agroindustriais produzidos na região de Pelotas/RS, Castilhos et al. (2008) avaliaram as substâncias húmicas (AH+AF) em diferentes vermicompostos de origem vegetal e animal. Estas substâncias permitem inferir sobre o grau de estabilidade e maturação dos vermicompostos.

Na China, He et al. (2013) estudaram as transformações estruturais da matéria orgânica durante a compostagem industrial de esterco bovino confinado. A degradação da matéria orgânica ocorreu principalmente durante os primeiros dias de compostagem, ao passo que a formação de substâncias húmicas e fúlvicas ocorreram durante as fases posteriores. Os parâmetros foram separados em dois grupos: um descreveu o estágio de mineralização, enquanto o outro relatou a maturação dos compostos.

Os resultados obtidos por He et al. (2013) estão de acordo com a definição proposta por Kiehl (2010), em que o autor divide o processo em duas fases: inicialmente a fase de degradação dos compostos orgânicos e por fim a humificação e a maturação do composto.

Campitelli e Ceppi (2008) afirmam que muitas variáveis são pesquisadas a fim de revelar as condições que definem a maturação e a estabilidade do produto final no processo de compostagem e vermicompostagem. Parâmetros como relação C:N, carbono orgânico total (COT), carbono das frações de ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), teor de N, salinidade, entre outros, têm sido utilizados para avaliar a maturação e a estabilidade do composto ou vermicomposto.

Dores-Silva et al. (2013) pesquisaram dois processos de estabilização de resíduos orgânicos, compostagem e vermicompostagem. Após passarem pelos processos, todos os resíduos sofreram alterações, elevando o grau de humificação, aumentando os parâmetros de CTC, N total, P total, e redução na razão C:N.

Dores-Silva et al. (2011) objetivaram acompanhar o processo de maturação promovido pela vermicompostagem durante 90 dias de experimento. Segundo os autores, a razão CTC/C é um indicativo do grau de maturação e qualidade do adubo orgânico e mais apropriado que a relação C:N para indicar o grau de maturação dos materiais orgânicos.

Concluíram que o vermicomposto final possui alto potencial para ser utilizado na agricultura como fertilizante orgânico e condicionador do solo.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Definição do experimento

A Figura 1 esquematiza a estrutura do experimento. Os dejetos provenientes da bovinocultura de corte foram submetidos aos processos biológicos de estabilização. Realizaram-se três processos aeróbios: compostagem, leiras estáticas e vermicompostagem, e um anaeróbio, a biodigestão anaeróbia em sistema batelada.

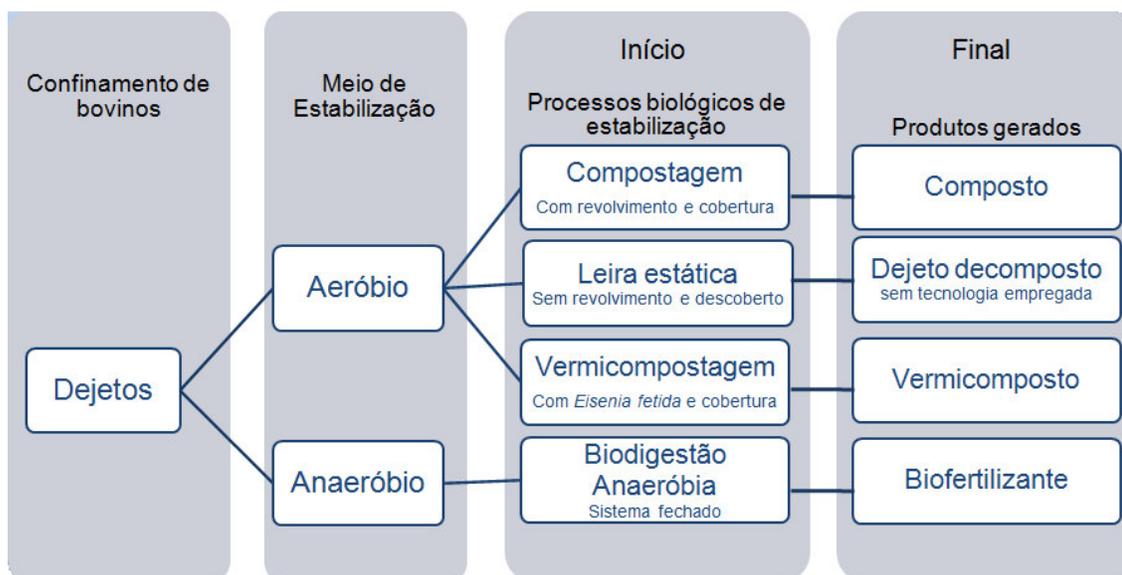


Figura 1 Fluxograma da submissão dos dejetos da bovinocultura de corte aos processos biológicos de estabilização, bem como os produtos gerados.

Ao final dos processos, quatro produtos foram gerados: composto, dejetos decompostos, vermicomposto e biofertilizante. Estes produtos compuseram as amostras finais.

5.2 Origem e descrição do dejetos

Os dejetos utilizados, na condução dos quatro processos, foram as dejeções (fezes e urina) de bovinos criados em sistema de confinamento loose housing (manejo com raspagem dos piquetes e depósito dos dejetos nas laterais externas), situado em Santa Tereza/ PR. O plantel de 750 animais foi submetido à alimentação composta de 60% de volumoso, proveniente da silagem de planta inteira de milho, e 40% de concentrado, contendo farelo de grãos e suplemento mineral. O piso do confinamento é de concreto

impermeabilizado (Figura 2), onde se efetua a raspagem das dejeções para a parte externa da cobertura, a cada 30 dias.



Figura 2 Dejeito bovino depositado sobre piso de concreto em sistema de confinamento

Os dejetos foram coletados na parte externa do confinamento (Figura 3) em agosto de 2012 e destinados ao Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná.



Figura 3 Parte lateral externa do confinamento, local da coleta dos dejetos

5.3 Processo de compostagem

5.3.1 Caracterização geográfica da área experimental

O processo foi conduzido em pátio de compostagem, com piso impermeabilizado e cobertura, localizado no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, situado no município de Cascavel/ PR, com as coordenadas geográficas 24°48' latitude Sul e 53°26' longitude Oeste, e altitude média de 760 metros.

Segundo a classificação de Köeppen, o clima da região é Cfa do tipo subtropical mesotérmico superúmido. Possui precipitação média anual de 1800 mm. Os verões são quentes e com chuvas concentradas. As geadas são pouco frequentes, e não há estação de seca definida. A umidade relativa média do ar é de 75%, e a temperatura média do município é de 20° C (IAPAR, 1994).

5.3.2 Condução do processo

As cinco leiras de compostagem foram confeccionadas em pátio de compostagem com cobertura e piso de concreto (Figura 4). Cada leira foi constituída de 500 kg de dejetos bovino na matéria natural (MN). O dejetos apresentou 70% de umidade, obtendo-se 150 kg de matéria seca (MS) em cada leira. A pesagem, o umedecimento e o revolvimento das pilhas de compostagem foram realizados no mesmo dia e semanalmente até o final do processo.

A determinação da umidade, no momento dos revolvimentos, foi realizada por meio da metodologia adaptada de Tavares et al. (2008). Triplicatas de amostras homogeneizadas foram introduzidas em forno microondas, até peso seco constante (Figura 5). Com as informações de peso seco e úmido das amostras, foi possível calcular o teor de umidade e, por consequência, a quantidade de água necessária para ajustar a umidade das leiras em 60%.



Figura 4 Processo de compostagem em pátio, com piso de concreto e cobertura.



Figura 5 Determinação da umidade, no momento do revolvimento, para efetuar o umedecimento das leiras.

Com auxílio de termômetro de mercúrio, aferiu-se a temperatura em seis pontos ao redor de cada leira na profundidade de 25 cm. A temperatura das leiras e do ambiente foi mensurada diariamente até o final do processo de compostagem, que aconteceu aos 126 dias, quando ocorreu a equiparação da temperatura ambiente com as das leiras (Figura 6).

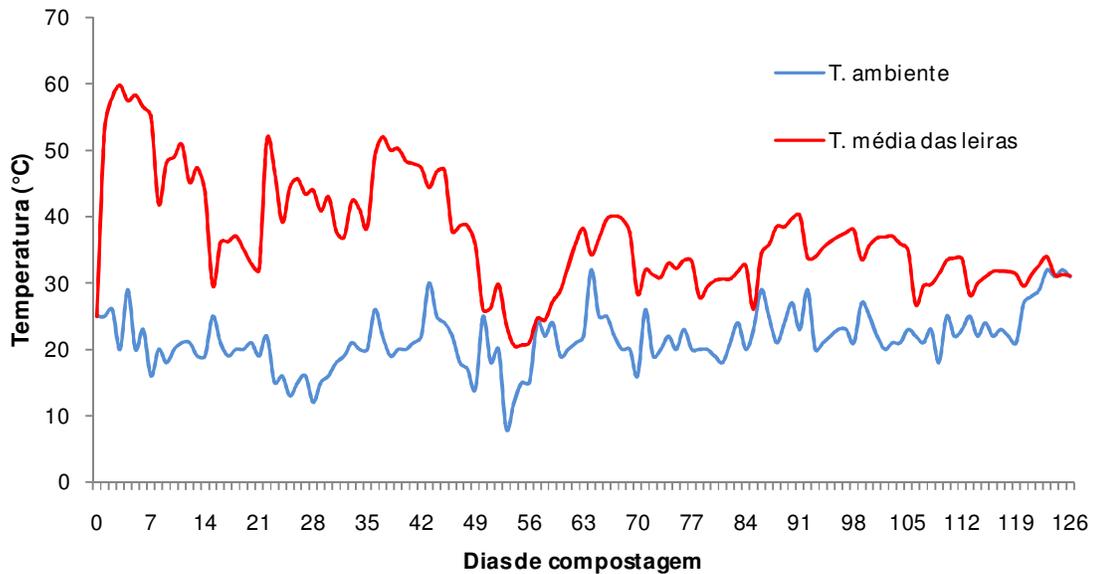


Figura 6 Gráfico de temperatura das leiras no processo de compostagem.

A temperatura média das leiras de compostagem chegou a 60 °C no terceiro dia. Temperaturas acima dos 40 °C nos primeiros 45 dias do processo caracterizaram a fase termófila. Este comportamento da temperatura garantiu a eficiência na condução do processo de compostagem (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; KIEHL, 2010).

5.4 Processo de leira estática

5.4.1 Condução do processo

Este processo foi realizado no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA), em pátio de compostagem, sem cobertura e piso revestido por lona de PVC com espessura de 2 mm. As cinco leiras estáticas foram submetidas às condições ambientais, suscetíveis às precipitações. Cada leira foi constituída por 500 kg (MN). O dejetos apresentou em média 68,6% de umidade, obtendo-se 157 kg de (MS) (Figura 7).

A massa das leiras foi determinada somente na montagem e ao final, pois, durante todo o processo estático, não houve nenhuma intervenção de manejo nas leiras. Nesta situação, os dejetos encontravam-se enleirados, simulando uma prática comumente adotada pelos criadores de bovinos da região.



Figura 7 Vista das leiras estáticas expostas às condições ambientais.

O final do processo estático foi estabelecido em função do término do ensaio de compostagem, aos 126 dias. A amostragem realizada no início e ao final dos processos de compostagem e leiras estáticas, foram constituídas de forma similar. Para tanto, seis sub-amostras extraídas na altura média de cada leira, a 15 cm de profundidade e homogeneizadas, constituíram a amostra representativa de cada leira.

5.5 Processo de vermicompostagem

5.5.1 Caracterização da área experimental

O ensaio foi conduzido em reatores aeróbios tipo caixa, no Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais - LARA, pertencente à UNIOESTE, *campus* Cascavel. O local do experimento apresenta clima subtropical mesotérmico superúmido. A umidade relativa média do ar é de 75%, e a temperatura média do município é de 20 °C (IAPAR, 1994).

5.5.2 Condução do processo

Para a instalação do processo de vermicompostagem foram confeccionados reatores horizontais de madeira com dimensões de 0,15 x 0,28 x 0,40 metros, de altura, largura e comprimento, respectivamente (Figura 8). O fundo dos reatores é vazado e revestido por

tela de polietileno preta com abertura de 1 mm. Para evitar a fuga das minhocas, cada reator foi tampado com a mesma tela e presa por elástico.

Cinco reatores foram abastecidos com 1,85 kg de dejetos bovinos (MN) com 76,25% de umidade, resultando em 0,44 kg (MS). Os reatores foram mantidos sobre bancada e suspensos sobre saltos de madeira, para melhor circulação do ar, auxiliando nas trocas gasosas entre o dejetos e o ambiente.



Figura 8 Reatores aeróbios horizontais empregados para o ensaio de vermicompostagem.

Sacos confeccionados com tela de polietileno preta com abertura de 5 mm preenchidos com 0,3 kg de vermicomposto estabilizado foram utilizados como refúgio (Figura 9). Este artifício permitiu que as 15 minhocas da espécie *Eisenia fetida* (Vermelha da Califórnia) ficassem abrigadas até que as condições dos dejetos permitissem sua sobrevivência. As altas concentrações de gases amoniacais, presentes nos dejetos frescos, intoxicam as minhocas.

Com cerca de dez dias as minhocas saíram do refúgio, provavelmente quando as emissões de amônia amenizaram. Após as minhocas terem deixado o refúgio, este foi removido com todo o material contido em seu interior.



Figura 9 Refúgio utilizado para a inoculação das minhocas.

O processo de vermicompostagem teve duração de 90 dias, durante este período a umidade nos reatores foi mantida em torno de 75%. Com o auxílio de balança digital, cada reator foi pesado, e com os dados de massa dos dejetos e das caixas, calculou-se a quantidade de água necessária para que a umidade ótima fosse atingida.

Ao final do processo encontraram-se cerca de 175 minhocas, entre adultas e juvenis, e 86 ovos em média por reator. Estas características evidenciaram a multiplicação e atuação das minhocas neste processo.

5.6 Processo de biodigestão anaeróbia

5.6.1 Biodigestor utilizado no ensaio

O processo de biodigestão anaeróbia foi conduzido no sistema batelada. Cinco biodigestores experimentais de bancada foram utilizados para a condução do processo. Os biodigestores são compostos por três cilindros de PVC de mesma altura (500 mm). Os dois cilindros, fixados à base de PVC expandido, possuem 250 e 150 mm de diâmetro. O cilindro solto emborcado no interior do biodigestor constitui o gasômetro; este é vedado com cap de PVC e possui um registro metálico acoplado, para a queima do biogás. O gasômetro de 200 mm flutua sobre o selo de água, armazenando o gás produzido e, por meio de uma régua fixada, torna-se possível o cômputo do volume gerado (Figura 10).

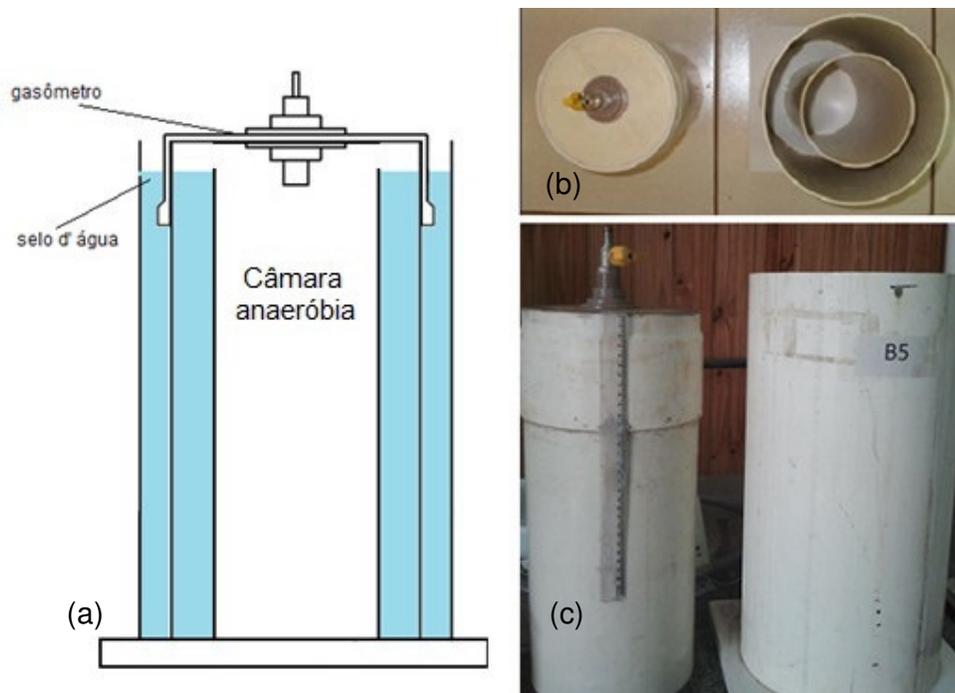


Figura 10 Representação esquemática em corte (a), vista superior (b) e frontal (c) dos biodigestores experimentais.

5.6.2 Condução do processo

O ensaio de biodigestão anaeróbia foi conduzido no Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais – LARA.

O volume útil da câmara anaeróbia dos biodigestores é de seis litros. Para cada biodigestor, foram adicionados 0,360 kg (MS) ou 1,2 kg na (MN) de dejetos com 70% de umidade e acrescidos 4,8 L de água, totalizando seis litros de substrato. Portanto, o teor de sólidos totais no abastecimento foi de 6% (Figura 11a).

Os biodigestores foram dispostos sobre bancada e mantidos à temperatura ambiente do laboratório. Os dados de temperatura e pressão foram obtidos da estação meteorológica da Pós-Graduação em Energia na Agricultura (PPGEA) da UNIOESTE *campus* Cascavel.

A produção do biogás foi monitorada medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros. Com a leitura das réguas dos gasômetros e da área da seção transversal interna foi possível o cômputo do biogás. Após cada leitura, os gasômetros foram esgotados por meio do registro de descarga, acoplado na parte superior.

A queima do biogás foi realizada desde quando se tornou possível a combustão (Figura 11b). Esta queima indica a predominância de gás metano, garantido a ocorrência de digestão anaeróbia.



Figura 11 (a) Abastecimento dos biodigestores, (b) queima do biogás e (c) biofertilizante.

A correção do volume de biogás, para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), foi efetuada com base na proposta de Caetano (1985). O autor propõe que para a correção do volume de biogás, pode-se utilizar a equação resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac (Eq. 1):

$$\frac{V_0 \cdot P_0}{T_0} = \frac{V_1 \cdot P_1}{T_1} \quad \text{Eq. (1)}$$

Na qual:

V_0 = volume de biogás corrigido, m^3 ;

P_0 = pressão corrigida do biogás, mm de H_2O ;

T_0 = temperatura corrigida do biogás, $^{\circ}\text{K}$;

V_1 = volume do gás no gasômetro; m^3 ;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, mm de H_2O ;

T_1 = temperatura do biogás, em $^{\circ}\text{K}$, no instante da leitura.

O potencial de produção de biogás foi calculado utilizando-se os dados de produção diária. Em média, as unidades experimentais apresentaram potencial de produção de biogás $0,23 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ de sólidos totais ou $0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ de afluente adicionado. A distribuição desta produção de biogás é apresentada na Figura 12.

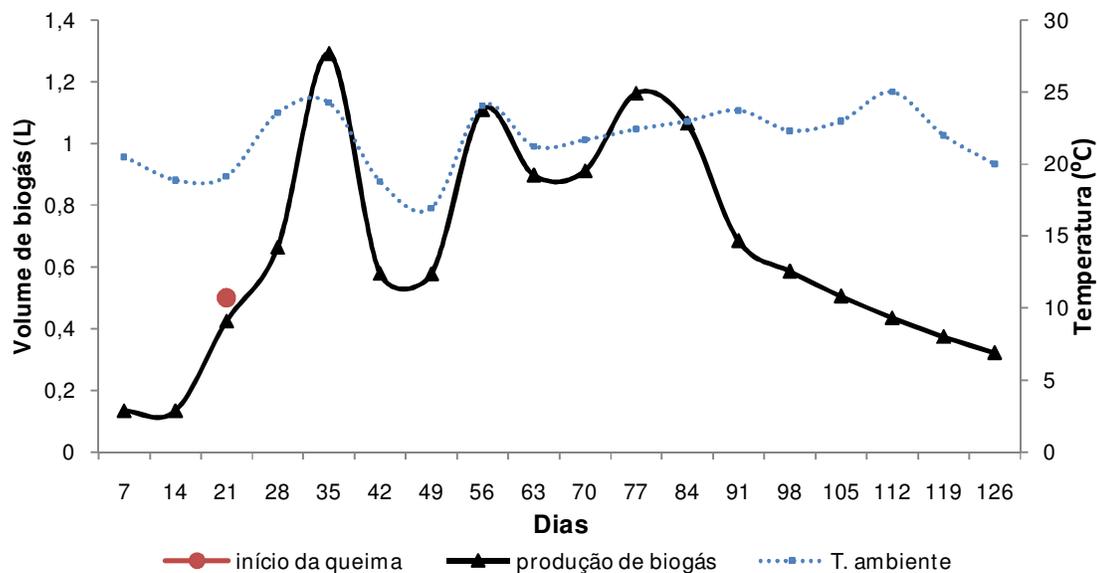


Figura 12 Distribuição da produção de biogás durante o processo de biodigestão anaeróbia.

A verificação no decréscimo constante da produção de biogás, mesmo com a temperatura ambiente entre 20 e 25 °C, foi utilizada para cessar o tempo de retenção hidráulica (TRH), ou seja, a duração do processo. Após 126 dias de processo anaeróbio o biofertilizante foi amostrado (Figura 11c).

5.7 Parâmetros avaliados e metodologias utilizadas

5.7.1 Determinação de pH e condutividade elétrica

A determinação do pH e da condutividade elétrica das amostras sólidas, provenientes do ensaio de compostagem, vermicompostagem e leiras estáticas, foram determinados em extrato aquoso na relação 1:5 (0,01 kg de amostra para 0,05 L de água). Para amostras líquidas proveniente do ensaio da biodigestão, foram determinados sem diluição.

A metodologia empregada é a proposta por Tedesco et al. (1995). A leitura do pH foi realizada por meio de peagâmetro da marca Tecnal modelo Tec-3MP. A leitura da condutividade elétrica foi em condutivímetro de bancada da marca Hayonih, modelo FCTP-905.

5.7.2 Determinação de sólidos totais, voláteis e carbono orgânico total

A determinação da umidade foi por subtração entre o peso da amostra úmida e os sólidos totais (ST). Os teores de ST e voláteis (SV) foram determinados segundo metodologia descrita por APHA (2005). Após a determinação de ST, as amostras secas foram levadas em forno mufla a 580 °C por 2 horas. Após a queima, as amostras foram pesadas em balança de precisão de 0,001g, obtendo-se por diferença de peso, o conteúdo de SV. Este método permite a determinação gravimétrica de carbono orgânico total (COT), conforme metodologia de Cunha-Queda et al. (2003).

5.7.3 Carbono lábil, matéria orgânica compostável e demanda química de oxigênio

Os conteúdos de Carbono lábil (C lábil), matéria orgânica compostável (MOC) e demanda química de oxigênio (DQO) foram determinados pelo método descrito por Walkley e Black citados por Kiehl (2010).

O método oferece a vantagem de oxidar apenas a fração da matéria orgânica compostável (KIEHL, 2010).

5.7.4 Elementos (K, Na, Ca, Fe, Mg, Cd, Cu, Mn, Pb e Zn)

A determinação dos elementos potássio (K) e sódio (Na) foram por fotometria de chama, em fotômetro da marca Digimed, modelo DM-62. A detecção dos elementos, cálcio (Ca), ferro (Fe), magnésio (Mg), cádmio (Cd), cobre (Cu), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foram por espectrometria de absorção atômica após digestão em ácido nitro-perclórico com fonte de calor externa (EMBRAPA,2009).

5.7.5 Nitrogênio total, amônio e nitrato

Para a preservação das características originais do nitrogênio amoniacal e nítrico, as amostras dos processos foram acondicionadas em tubos plásticos herméticos e resfriadas, em caixa térmica com gelo, no momento da coleta. As amostras foram conservadas em freezer até o momento das análises. As amostras iniciais e finais foram analisadas quanto ao teor de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃).

Para o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), empregou-se a metodologia proposta por Malavolta et al. (1997). O amônio e o nitrato das amostras sólidas foram determinados

segundo metodologia descrita em Embrapa (2009), com adaptação na solução extratora de KCl para 2 mol L^{-1} . Os extratos foram destilados com MgO, para obter N-NH_4^+ e, liga de Devarda para obter N-NO_3 .

Para as amostras líquidas, provenientes do processo da biodigestão, o nitrogênio amoniacal e nitrato foram obtidos de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA,2005).

5.7.6 Fósforo total

A determinação do fósforo (P) total foi realizada por espectrofotometria segundo Malavolta et al. (1997), em espectrofotômetro da marca Femto, modelo 700 Plus.

5.7.7 Fósforo lábil e Potássio lábil

Para a determinação das formas lábeis de P e K empregou-se a solução extratora Mehlich-1 ou duplo ácido ($0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4 e $0,050 \text{ mol L}^{-1}$ de HCL), segundo metodologia descrita por Embrapa (2009).

5.7.8 Ácidos húmicos e fúlvicos

Os teores de carbono das frações de ácidos húmicos e fúlvicos foram determinados pelo método de extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas descrito por Benites, Madari e Machado (2003).

5.7.9 Capacidade de troca de cátions e capacidade adsortiva

A capacidade de troca de cátions (CTC) foi determinada nas amostras iniciais e finais por titulação, segundo metodologia descrita em Embrapa (2009). A capacidade adsortiva foi realizada com dois metais pesados (Cd e Pb). Amostras iniciais e finais foram imersas por 12 horas em soluções de pH neutro e concentração conhecida de cádmio e chumbo. Soluções sem amostras e soluções após a filtragem das amostras foram submetidas à detecção dos elementos Cd e Pb, por espectrometria de absorção atômica

(EMBRAPA, 2009). A diferença de concentração entre as soluções (com e sem amostra) inferem sobre a capacidade adsorviva do adsorvente, ou seja, da amostra.

5.8 Análise estatística

O experimento realizado nesta pesquisa foi arranjado de maneira que os tratamentos são constituídos pelos processos biológicos de estabilização, compostagem, leiras estáticas, vermicompostagem e biodigestão anaeróbia. As cinco repetições em cada tratamento compuseram as 20 unidades experimentais.

O delineamento adotado na condução de todos os processos foi inteiramente casualizado (DIC). Os dados foram analisados utilizando o software estatístico MiniTab 16[®].

As médias das variáveis resposta foram submetidas às pressuposições do modelo, e, quando atendidas, realizou-se a comparação empregando-se o teste de médias Scott Knott a nível de 5% de probabilidade de erro.

5.9 Balanço das variáveis

Em função dos valores iniciais serem distintos nos diferentes processos, comparou-se a porcentagem de acréscimo ou decréscimo obtida entre o início e o fim dos processos de compostagem, vermicompostagem, leira estática e biodigestão anaeróbia. A variação entre o início e o final expresso em porcentagem gera um balanço positivo ou negativo provocado pelo processo biológico de estabilização. Deste modo, o balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo do início para o final, enquanto negativo (-) demonstra decréscimo.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 pH e CE

Pode-se observar pelos valores da Tabela 1 que, no início dos quatro processos biológicos de estabilização, os resíduos apresentaram pH alcalino. Geralmente o pH dos dejetos de bovinos apresenta-se em faixa alcalina. Brito et al. (2009) sugerem que isto ocorre devido à concentração de bicarbonatos nas dejeções, muito utilizado na alimentação intensiva dos animais. Não houve grandes alterações no pH dos resíduos entre o início e o fim dos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática, mantendo-se alcalino. Já no processo de biodigestão anaeróbia, houve diminuição da alcalinidade inicial.

Tabela 1 Valores iniciais e finais de pH e condutividade elétrica (CE) nos processos biológicos de estabilização

Processo		pH	CE (dS.m ⁻¹)
Compostagem	Início	9,34	5,77
	Final	8,60	10,57
	Balanco (%)		+83,2 A
Vermicompostagem	Início	9,30	2,75
	Final	9,17	5,06
	Balanco (%)		+84,0 A
Leira Estática	Início	9,34	5,76
	Final	9,58	4,04
	Balanco (%)		-15,0 C
Biodigestão Anaeróbia	Início	8,56	8,04
	Final	7,61	12,58
	Balanco (%)		+56,4 B

Balanco positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo do início para o final, enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Houve acréscimo na condutividade elétrica (CE) de maneira semelhante ($p < 0,05$) nos processos de compostagem e vermicompostagem, cerca de 84%. No processo de biodigestão anaeróbia este incremento foi menor, cerca de 56%. A CE é uma medida indireta da quantidade de sais presentes no material (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Ao longo dos processos biológicos de estabilização ocorre a degradação da matéria orgânica, ou seja, parte da massa dos dejetos é perdida. Esta perda de massa ocasiona concentração dos sais solúveis, aumentando a CE (CÁCERES; FLOTATS; MARFÀ, 2006).

Houve acréscimo na condutividade elétrica em todos os processos biológicos de estabilização, com exceção do processo leira estática, com decréscimo de 15%. Este processo foi exposto às condições ambientais e propício ao fenômeno de lixiviação. Deste

modo, ocorreu arraste dos sais solúveis pela ação da precipitação, reduzindo a CE (CÁCERES; FLOTATS; MARFÀ, 2006; FORNES et al., 2012).

6.2 Mineralização da matéria orgânica

Na Tabela 2 observa-se que os teores de carbono orgânico total (COT), carbono lábil, matéria orgânica total (MOT) e decomponível (MOD) diminuíram em todos os processos de estabilização. As reduções dessas variáveis provocaram balanço negativo em todos os processos.

Tabela 2 Porcentagem de redução e teores de carbono orgânico total (COT) e lábil, matéria orgânica total (MOT) e decomponível (MOD), e demanda química de oxigênio (DQO) no início e no final dos processos de estabilização

Processo		COT	C lábil	MOT	MOD	DQO _{calc}
		(%)				(g.kg ⁻¹)
C	Início	43,64	33,12	78,56	59,62	883,08
	Final	35,27	25,45	63,48	45,81	678,55
	Balanço (%)	-19,2 A	-23,2 A	-19,2 A	-23,2 A	-23,2 A
V	Início	47,55	36,97	85,59	66,55	985,71
	Final	38,81	28,77	69,85	51,79	767,11
	Balanço (%)	-18,4 A	-22,2 A	-18,4 A	-22,2 A	-22,2 A
E	Início	43,64	33,12	78,56	59,62	883,08
	Final	39,55	29,67	71,20	53,04	798,98
	Balanço (%)	-9,4 B	-10,4 B	-9,4 B	-11,0 B	-9,5 C
B	Início	44,12	35,98	79,41	64,77	959,28
	Final	39,38	31,09	70,88	57,04	824,82
	Balanço (%)	-10,7 B	-13,6 B	-10,7 B	-11,9 B	-14,0 B

Processo de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbica (B). Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo do início para o final, enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância. Teores expressos em matéria seca (105 °C).

No processo de mineralização da matéria orgânica, parte do carbono inicial é metabolizado pelos micro-organismos reduzindo-se a formas mais simples, CO₂ (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013) ou CH₄+ CO₂ (SILVA et al., 2012; PROVENZANO et al., 2014), dependendo do meio de estabilização, aeróbio e anaeróbio respectivamente.

O decréscimo das variáveis, apresentadas na Tabela 2, demonstrou duas situações sobre a mineralização da matéria orgânica, mais acentuada nos processos de compostagem e vermicompostagem e menos acentuada nas leiras estáticas e biodigestão anaeróbia. Essa mineralização mais acentuada nos processos de compostagem e vermicompostagem corrobora com os maiores incrementos na condutividade elétrica (Tabela 1), devido à maior perda de carbono dos dejetos, incrementando as concentrações de sais.

Nos quatro processos estudados, a mineralização do carbono dependeu do meio de estabilização. Quanto mais injeção de oxigênio no material, promovido pelos revolvimentos na compostagem, ou pela ação das minhocas na vermicompostagem, maiores foram as reduções de COT, C lábil, MOT, MOD e DQO.

A comparação entre os processos foi calculada como balanço de massa, considerando a redução em função da quantidade inicial (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; FORNES et al., 2012).

A redução de carbono também foi verificada por Gómez-Brandón; Lazcano; Domínguez (2008), que observaram redução de 17,3% nos valores de COT após 180 dias de compostagem de esterco bovino.

Leiras de compostagem revolvidas e não revolvidas (estáticas) foram investigadas por meio do balanço de carbono por Tiquia; Richard; Honeyman (2002). As maiores perdas de carbono foram encontradas no processo com revolvimento, significativamente ($p=0,0001$) mais elevada (50 a 63%) do que as leiras não revolvidas (30 a 54%).

Os valores iniciais e finais de MOT (89 e 72,2% respectivamente) encontrados por Brito et al. (2008) no processo de compostagem da fração sólida de chorume bovino revelam redução de 18,9% após 168 dias.

Essas reduções de MOT e COT assemelham-se às obtidas no processo de compostagem desta pesquisa, mesmo com menor período de processo (126 dias).

Nota-se que o processo de vermicompostagem proporcionou reduções semelhantes ($p<0,05$) à compostagem, mesmo com menor tempo de duração. Cabe lembrar que o processo ocorreu por 90 dias, 36 dias a menos que a compostagem. Isso decorre da fragmentação do material orgânico promovida pelas minhocas (FORNES et al., 2012), pelos micro-organismos presente no intestino (KARMEGAM; DANIEL, 2009) e pela incorporação de carbono no corpo das minhocas, que removem parte da MO para seu crescimento (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013).

Houve maior degradação do C lábil e MOD em todos os processos de estabilização quando comparado ao COT e MOT. As maiores reduções de C lábil e MOD ocorreram devido aos compostos orgânicos lábeis, tais como hidratos de carbono simples, gorduras e aminoácidos, serem degradados com maior facilidade (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

No processo estático as leiras foram expostas às condições ambientais, submetidas à precipitação; por consequência houve elevada umidade no material. O fato de não ter ocorrido nenhum revolvimento ou injeção de ar nas leiras estáticas, aliado ao maior teor de água que ocupa parte dos poros, levaram à menor degradação dos dejetos em função da menor disponibilidade de oxigênio aos micro-organismos (BRITO et al., 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A biodigestão anaeróbia proporcionou reduções de carbono (COT e C lábil) e matéria orgânica (MOT e MOD) similares ($p < 0,05$) ao processo de leiras estáticas (Tabela 2). O processo anaeróbio demonstrou-se menos eficiente na mineralização da matéria orgânica quando comparado com os processos de compostagem e vermicompostagem.

Kirchmann e Witter (1992) estudaram a decomposição de dejetos de animais sob duas vias metabólicas: aeróbia e anaeróbia. As maiores reduções de carbono e matéria orgânica foram encontradas em condições aeróbias. A degradação aeróbia do esterco bovino proporcionou reduções de 27,9% para COT e 26,6% para MOT, enquanto que, em condições anaeróbias (in vessel), as porcentagens de redução de COT e MOT (19,5% e 15,4%, respectivamente) foram inferiores.

Como esperado, houve redução da demanda química de oxigênio (DQO_{calc}) em todos os processos, diminuindo o potencial poluidor dos dejetos. Essas reduções foram superiores ($p < 0,05$) nos processos de compostagem e vermicompostagem (23,2 e 22,2% respectivamente). Houve redução menos acentuada no processo de biodigestão anaeróbia, com decréscimo de 14% do valor inicial, e menos ($p < 0,05$) eficiente ainda no processo de leiras estáticas (9,5%).

6.3 Concentração de nutrientes

Com exceção do Na, no processo de leiras estáticas, todos os elementos da Tabela 3 apresentaram aumentos nas concentrações finais. O incremento determinado remete à porcentagem de aumento sobre a concentração inicial do elemento nos processos de estabilização.

O aumento nos teores dos nutrientes não implica em ganhos do elemento durante os processos biológicos de estabilização. O acréscimo na concentração é devido às perdas de matéria orgânica (TIQUIA; RICHARD; HONEYMAN, 2002; BRITO et al., 2011; ORRICO JUNIOR et al., 2012), ou seja, a degradação da matéria orgânica dos dejetos resulta num aumento de concentração dos nutrientes não perdidos no processo.

Os maiores ($p < 0,05$) incrementos, em todos os nutrientes exceto o Ca ($p > 0,05$), ocorreram no processo de vermicompostagem. Os incrementos de P, K, Na e Mg não foram diferentes ($p > 0,05$) entre a vermicompostagem e a compostagem. De maneira geral, as maiores concentrações dos elementos apresentados na Tabela 3 ocorreram nos processos que apresentaram maior mineralização de matéria orgânica (Tabela 2).

Tabela 3 Concentração dos elementos nos produtos finais e percentagem de incremento (Δ) na concentração final nos processos biológicos de estabilização

	Compostagem		Vermicompostagem		Leira Estática		Biodigestão A.	
	Final	$\Delta\%$	Final	$\Delta\%$	Final	$\Delta\%$	Final	$\Delta\%$
^a P	12	71 a	9,5	82 a	11	57 b	10	46 b
^a Plábil	2,4	96 b	2,0	253 a	1,7	37 d	1,5	64 c
^a K	33	43 a	26	33 a	24	1,8 c	33	25 b
^a K lábil	24	145 b	13	284 a	11	18,3 c	14	128 b
^a Na	9,2	49 a	4,5	66,1 a	6,0	-2,8 b	6,9	44,3 a
^a Ca	7,6	26 ^{ns}	8,1	28,7 ^{ns}	7,3	20,8 ^{ns}	7,4	16,5 ^{ns}
^a Fe	3,1	7,9 c	2,9	56,4 a	3,2	13,9 c	2,3	23,8 b
^a Mg	14,8	40 a	11	40,2 a	15	40,2 a	8,4	23,2 b
^b Cd	ND	-	ND	-	ND	-	ND	-
^b Cu	128	46 b	81	82,0 a	128	45,3 b	101	50,5 b
^b Mn	428	36 b	343	134 a	516	63,8 b	427	51,9 b
^b Pb	ND	-	ND	-	ND	-	ND	-
^b Zn	330	23 b	274	47,7 a	344	28,2 b	328	37,9 a

Expoente ^a, concentração em g.kg⁻¹, enquanto ^b, em mg.kg⁻¹. ND (não detectado). Letras minúsculas iguais não diferem entre si, na linha, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância. Teores expressos em matéria seca (105 °C).

A concentração de nutrientes foi verificada por Brito et al. (2011) durante o processo de compostagem da fração sólida do chorume bovino. Os autores verificaram uma relação linear positiva com coeficientes significativos ($p < 0,001$) muito fortes entre o aumento nos teores de nutrientes e a diminuição da matéria orgânica.

Kirchmann e Witter (1992) determinaram o teor de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn, Fe, B, Na, e Al em dejetos bovinos decompostos de maneira aeróbia e anaeróbia. Os teores finais de todos os elementos no processo aeróbio foram superiores ao anaeróbio.

O Na apresentou incremento negativo no processo de leira estática, ou seja, a concentração final é menor do que a inicial. Neste processo, as unidades experimentais foram instaladas a céu aberto, submetidas às precipitações. Elementos que apresentam facilidade de dissolução em água como o Na, P lábil, K e K lábil apresentaram as menores ($p < 0,05$) médias de incremento neste processo, fato atribuído ao arraste por lixiviação (AMORIM, 2002; FORNES et al., 2012) e às menores reduções de carbono ocorridas no processo de leira estática (Tabela 2).

A vermicompostagem proporcionou os maiores ($p < 0,05$) incrementos nas frações P lábil e K lábil, com 253 e 284%, respectivamente, de acréscimo na concentração inicial. O incremento das frações disponíveis de P e K não se dá somente em função da concentração devido às perdas de matéria orgânica, mas também pela degradação de compostos nos quais estes elementos estavam complexados.

Estas frações foram determinadas a partir da solução extratora Mehlich-1, na qual é possível detectar a fração disponível dos nutrientes nos compostos orgânicos (SILVA et al., 2002; JORDÃO et al., 2006). Os incrementos de P e K lábeis seguem ordem decrescente no vermicomposto, composto e biofertilizante e refletem a disponibilização dessas frações (P lábil e K lábil) nos produtos finais, valorizando o potencial de uso como fertilizante agrícola.

6.4 Balanço de N, P e K

6.4.1 Nitrogênio total, amônio e nitrato

Tiquia et al. (2002) sugerem que o input e o output de nitrogênio (N) nos processos de estabilização sejam determinados a partir da massa inicial e final de N, gerando um balanço de entrada e saída do sistema. Neste sentido, houve balanço negativo de NTK para todos os processos (Tabela 4).

No entanto, a biodigestão anaeróbia, com apenas 4% de perda, demonstrou-se como o processo mais eficiente ($p < 0,05$) em preservar o conteúdo de NTK. As reduções em massa de N foram mais ($p < 0,05$) acentuadas nos processos aeróbios. Perdas similares ($p < 0,05$) de NTK, entre 29,9 e 38,9% em relação ao NTK inicial, ocorreram nos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática.

Tabela 4 Teores e balanço de massa de nitrogênio total (NTK), amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) no início e no fim dos processos biológicos de estabilização

Processo		NTK (g)	N-NH_4^+ (g)	N-NO_3^- (g)
Compostagem	Início	4216	419,4	29,6
	Final	2578	26,0	51,1
	Balanço (%)	-38,9 B	-93,8 B	+72,3 A
Vermicompostagem	Início	9,96	0,41	0,018
	Final	6,99	0,02	0,012
	Balanço (%)	-29,9 B	-96,2 B	-32,6 B
Leira Estática	Início	4216	449,0	26,3
	Final	2730	33,0	2,1
	Balanço (%)	-35,2 B	-92,6 B	-91,8 C
Biodigestão Anaeróbia	Início	7,47	16,6	1,02
	Final	7,17	40,5	0,00
	Balanço (%)	-4,0 A	+143,1 A	-100,0 C

Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo em massa na variável enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância. Teores expressos em matéria seca (105 °C).

Fatores como alta temperatura durante a compostagem, pH alcalino dos dejetos (BERNAL et al., 2009; LU et al., 2013), aeração (GÓMEZ-BRANDÓN et al., 2008)

promovida pelo revolvimento semanal ou pelas minhocas e desnitrificação (BRITO et al., 2008; DE GUARDIA et al., 2010) em condições de baixa concentração de oxigênio, colaboraram para as perdas de N nos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática.

O fato de não revolver as leiras estáticas não evitou as reduções de NTK (Tabela 4). O efeito da ausência e da presença de revolvimento nas perdas de nitrogênio em compostagem de dejetos bovinos foi verificado por Parkinson et al. (2004). Os autores constataram perdas de 24,7; 30,4 e 36,8% para as leiras estáticas, as revolvidas 1 vez e as 3 vezes por semana, respectivamente.

Tiquia et al. (2002) investigaram o balanço de massa no processo de compostagem e em leiras estáticas (sem aeração forçada) de dejetos de suínos parcialmente decompostos com partes de plantas de milho. Os autores observaram perdas de NTK de 49,8 e 53,8% do NTK inicial para a compostagem e as leiras estáticas, respectivamente. Essas perdas foram iguais ($p=0,370$) entre si, independente do revolvimento. Os autores atribuíram as perdas de N do material em função da baixa relação C:N e pH alcalino.

Praticamente, quase todo o conteúdo de amônio ($N-NH_4^+$) foi perdido nos processos aeróbios (Tabela 4). As perdas obtidas no balanço de massa, entre 92,6 e 96,2%, foram iguais ($p<0,05$) entre os processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática.

Essas perdas ocorrem devido às frações de $N-NH_4^+$ em pH alcalino, próximo a 9 (Tabela 1), serem reduzidas a gás amônia (NH_3) (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; BRITO et al., 2009; DE GUARDIA et al., 2010). Na forma gasosa, a amônia é volatilizada para atmosfera, resultando em perdas de N nos processos, desvalorizando o produto final (LARNEY; HAO, 2007).

De Guardia et al. (2010) afirmam que o N orgânico durante os processos de decomposição sofre amonificação devido ao ataque microbiano gerando formas inorgânicas amoniacais (NH_4^+ e/ou NH_3). Diferente dos processos aeróbios (compostagem, vermicompostagem e leira estática) o processo de biodigestão anaeróbia não proporcionou grandes perdas de $N-NH_4^+$, acumulando esta fração amoniacal no biofertilizante.

No processo de biodigestão anaeróbia observou-se que além de mitigar as perdas de NTK, houve incremento de 143% na massa de amônio ($N-NH_4^+$) em relação ao conteúdo inicial (Tabela 4). A intensa amonificação na biodigestão fez com que a concentração inicial de $2775 \text{ mg } NH_4^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ na matéria seca aumentasse para $6970 \text{ mg } NH_4^+ \cdot \text{kg}^{-1}$. Na biodigestão anaeróbia de dejetos animais observa-se benefícios na biomassa tratada, com a produção de um digerido com maior proporção de N mineral, aumentando o valor agrônômico do biofertilizante (TAMBONE et al., 2010).

Como esperado, o conteúdo de $N-NO_3^-$ não foi detectado ao final dos 126 dias de biodigestão anaeróbia (Tabela 4). Para a promoção desta forma inorgânica é necessário um ambiente aeróbio de estabilização. A não detecção do nitrato no biofertilizante atribui-se ao

consumo desta fração por micro-organismos desnitrificantes (DE GUARDIA et al., 2010; SILVA et al., 2012).

O processo de leiras estáticas proporcionou perdas da fração N-NO_3^- similares ($p < 0,05$) ao processo de biodigestão, ou seja, quase toda a fração foi perdida, cerca de 92%. Além de possuir bolsões de anaerobiose, promovendo possíveis perdas por desnitrificação, este processo estava submetido às precipitações, colaborando com as perdas por lixiviação.

O conteúdo de N-NO_3^- inicial e o gerado por nitrificação durante os processos aeróbios podem tanto permanecer como pode desprender-se do material por desnitrificação (na forma de N_2O e N_2), imobilização (imobilizado na massa microbiana) e por lixiviação (NO_3^-) (DE GUARDIA et al., 2010).

Observou-se menor ($p < 0,05$) redução de nitrato em balanço de massa no processo de vermicompostagem. Neste processo, esperava-se o acréscimo desta fração inorgânica. No entanto, regas excessivas, para manter a umidade necessária às minhocas, devem ter lixiviado a fração N-NO_3^- (FORNES et al., 2012). Descarta-se a hipótese de ter ocorrido perda de nitrato por desnitrificação, pois a pequena altura da camada inicial (10 cm) dos dejetos, aliado com a movimentação das minhocas impede a formação de regiões anaeróbias.

Houve balanço positivo no conteúdo de N-NO_3^- somente no processo de compostagem (Tabela 4). Este processo foi responsável por acrescentar 72,3% na massa inicial de N-NO_3^- . Ao final deste processo, a concentração de nitrato ($528 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$) ultrapassou a concentração de amônio ($293 \text{ mgNH}_4^+ \cdot \text{kg}^{-1}$), apresentando-se 1,8 vezes maior. Este fenômeno confirma a eficiência na condução do processo, indica a estabilização e acrescenta valor agrônomo ao composto (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; BRITO et al., 2008, 2009, 2011).

A Figura 13 ilustra a porcentagem de distribuição de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-), em relação ao conteúdo de N inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$), no início e no final dos processos de compostagem, vermicompostagem, leiras estáticas e biodigestão anaeróbia.

O revolvimento semanal das leiras de compostagem e contínuo na vermicompostagem, proveniente da atuação das minhocas, proporcionaram maiores ofertas de oxigênio aos dejetos. Ao longo dos processos, essa oferta propiciou aos micro-organismos condições favoráveis para a nitrificação. Com isso, houve maior predominância de NO_3^- no composto e no vermicomposto (Figura 13).

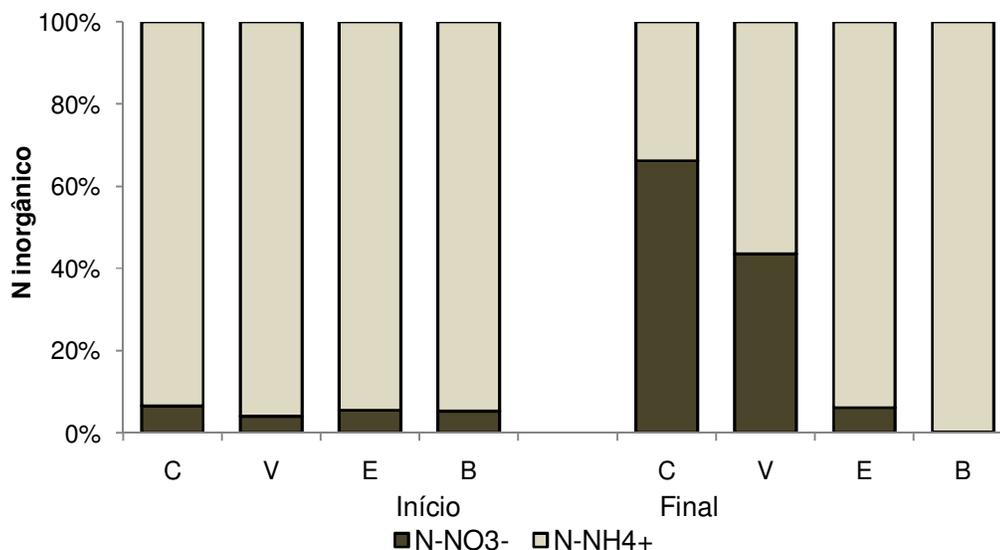


Figura 13 Porcentagem de nitrato (N-NO₃⁻) e amônio (N-NH₄⁺) em relação à quantidade total de N inorgânico no início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbia (B).

Na Figura 14 pode-se observar a distribuição em porcentagem de N inorgânico e orgânico em relação ao N total (NTK), no início e final dos processos de estabilização. Houve predominância de N orgânico, de maneira similar ($p > 0,05$), nos produtos finais dos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática. A maior parte do N encontrado em compostos é orgânica, compondo estruturas de proteínas e peptídeos simples (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001).

Os produtos gerados pelos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática apresentaram as menores ($p < 0,05$) porcentagens de N inorgânico. Esses processos aeróbios são menos eficientes em manter as quantidades de N inorgânico provenientes da mineralização (conversão microbiológica do N orgânico em inorgânico) durante o processo (KIRCHMANN; WITTER, 1992).

Observa-se na Figura 14 que as frações inorgânicas iniciais nos processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática são maiores que as finais, ou seja, há maior quantidade de N inorgânico no início do que no final. Isto ocorre sobretudo em função da acentuada perda de N-NH₄⁺ decorrente nesses processos (Tabela 4) (SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2001; BRITO et al., 2008, 2009).

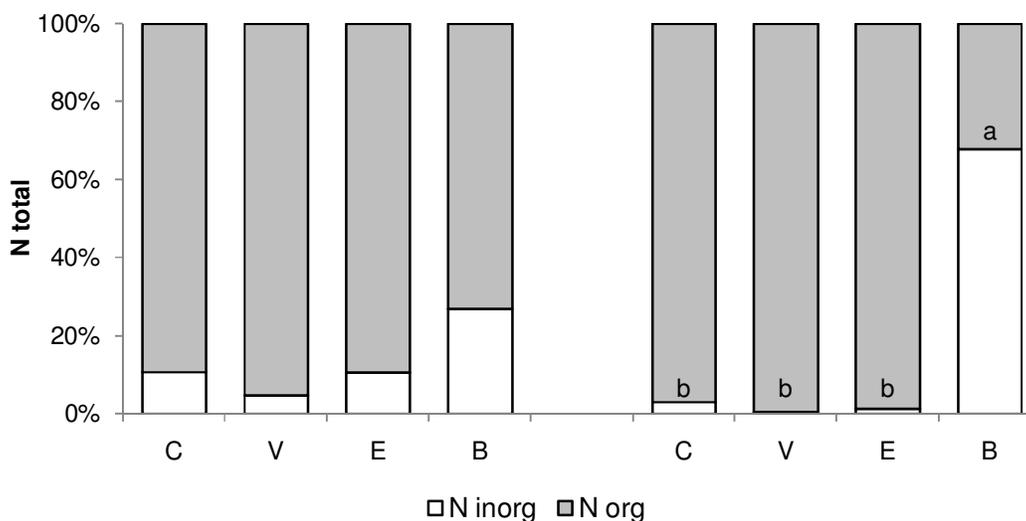


Figura 14 Porcentagem de nitrogênio inorgânico ($N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$) e orgânico em relação ao N total no início e no final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbia (B). Letras minúsculas iguais não diferem entre si, nas porcentagens finais, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância

O produto final do processo de biodigestão, o biofertilizante, apresentou predominância ($p < 0,05$) de N inorgânico, cerca de 70% do N total (Figura 14). Neste processo o N inorgânico encontra-se, exclusivamente, na forma de $N-NH_4^+$ (Figura 13), haja vista a não detecção de $N-NO_3^-$ ao final do processo (Tabela 4).

Pesquisas em biodigestão anaeróbia mostraram que o N orgânico inicial foi transformado em formas amoniacais (prontamente disponíveis). Deste modo, os autores sugerem que os efluentes possam ser uma alternativa aos fertilizantes inorgânicos, valorizando o emprego na agricultura (TAMBONE et al., 2010).

6.4.2 Fósforo e Potássio

O fósforo (P) apresentou-se estável no balaço de entrada e saída dos processos biológicos de estabilização. A quantidade inicial deste elemento não variou estatisticamente durante o processo (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

O potássio (K) total apresentou balanço negativo em todos os processos, ou seja, houve perda deste elemento durante a estabilização. Entretanto, essas perdas foram diferentes ($p < 0,05$) entre os processos, sendo mínima no processo de biodigestão, cerca de 3%, e máxima no processo de leira estática, 30% da massa inicial de K total.

Tabela 5 Balanço de massa de Fósforo e Potássio total e suas formas lábeis nos processos biológicos de estabilização

		P total	P lábil	K total	K lábil
		(g)			
C	Início	1080	181	3472	1451
	Final	1144	240	2941	2112
	Balanço (%)	+6,1 ^{ns}	+32 B	-15 B	+46 B
V	Início	2,2	0,2	8,4	1,5
	Final	2,4	0,6	7,5	3,7
	Balanço (%)	+8,9 ^{ns}	+136 A	-11 B	+155 A
E	Início	1133	181	3642	1450
	Final	1183	178	2515	1229
	Balanço (%)	+4,4 ^{ns}	-1,6 C	-31 C	-15 C
B	Início	2,7	0,3	9,5	2,2
	Final	2,9	0,4	9,2	3,9
	Balanço (%)	+7,9 ^{ns}	+27 B	-3,5 A	+76 B

Processo de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbica (B). Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo em massa na variável enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância. Teores expressos em matéria seca (105 °C).

O balanço revelou perdas similares ($p < 0,05$) entre os processos de compostagem e vermicompostagem. Trabalhando com reciclagem de nutrientes em dejetos de caprinos, Amorim (2002) verificou no processo de compostagem reduções em massa de K de 37% no verão e 34% nas demais estações, e as perdas foram justificadas pelo processo de lixiviação.

As perdas de K reveladas pelo balanço seguiram a ordem crescente biodigestão anaeróbia < compostagem = vermicompostagem < leira estática, partindo da biodigestão anaeróbia (não há lixiviação) até o processo estático (maior lixiviação). Neste sentido, as maiores perdas de K são atribuídas à facilidade deste elemento em solubilizar-se em água, sendo propício o arraste por lixiviação.

Ao pesquisar as propriedades agronômicas de diferentes matrizes orgânicas digeridas por biodigestão anaeróbia, Tambone et al. (2010) compararam os digeridos com três compostos (provenientes de compostagem). Ao contrário do processo de compostagem (sistema aberto), a biodigestão anaeróbia é realizada em um sistema fechado. Por isso, os autores constataram maior conservação de nutrientes nos digeridos por biodigestão, do que quando comparados aos compostos obtidos por compostagem.

Amorim (2002) verificou que os processos de compostagem e vermicompostagem mostraram-se menos eficientes na conservação de nutrientes propícios a perdas, quando comparados à biodigestão anaeróbia. No entanto, são processos mais simples e baratos, e os produtos finais são mais fáceis de serem comercializados, se comparados ao biofertilizante, por apresentarem-se na forma sólida.

Com exceção do processo de leira estática, as frações extraídas na solução Mehlich-1, P lábil e K lábil, apresentaram balanço positivo em todos os processos, ou seja, houve incremento na massa inicial dessas frações (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Além dos maiores incrementos na concentração dessas frações (Tabela 3), o processo de vermicompostagem também proporcionou os maiores ($p < 0,05$) acréscimos em massa, de 136 e 155% para P lábil e K lábil, respectivamente (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Esse processo se destacou dos demais, incrementando cerca de quatro vezes mais a massa de P lábil quando comparado aos processos de compostagem e biodigestão anaeróbia.

Para a fração de K lábil o processo de vermicompostagem proporcionou incremento (balanço positivo) três e duas vezes maior que a compostagem e a biodigestão, respectivamente. Atribui-se a intensa liberação das formas lábeis de P e K a atuação das minhocas e provavelmente a atividade dos micro-organismos inerentes ao trato intestinal desses vermes (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008), ausente nos demais processos.

As disponibilidades acrescidas das frações lábeis (P e K) (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) e a liberação de sais verificada pela CE (Tabela 1), ao final dos processos de compostagem e vermicompostagem estão relacionadas à degradação e à mineralização mais intensa dos materiais orgânicos ocorridos nesses processos (Tabela 2) (CÁCERES; FLOTATS; MARFÀ, 2006).

6.5 Níveis de humificação

Os processos biológicos de estabilização provocaram alterações nas substâncias húmicas (SH) dos dejetos da bovinocultura de corte. De maneira geral, as frações de ácidos húmicos (AH) aumentaram e ácidos fúlvicos (AF) diminuíram ao longo de todos os processos (Figura 15). Geralmente, os materiais orgânicos frescos ou crus contêm menores teores de AH e maiores de AF, em comparação aos bioestabilizados (KO et al., 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

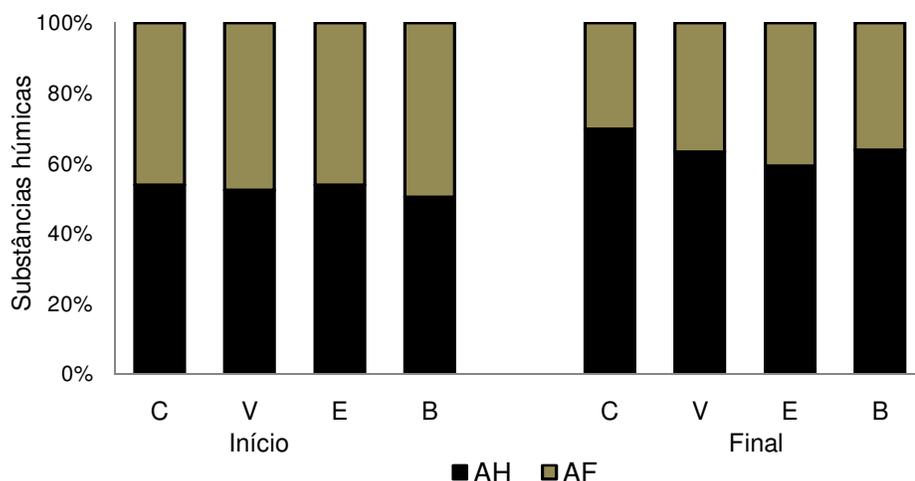


Figura 15 Fracionamento das substâncias húmicas em ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF), ao início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbia (B).

A avaliação do nível de humificação da matéria orgânica é um critério agrônomo para qualidade do produto final. O valor de um composto agrícola aumenta quando aMO atinge maior nível de humificação (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

As concentrações de SH, AH e AF, bem como os níveis de humificação: razão de humificação (RH), índice de humificação (IH) e porcentagem de ácidos húmicos (PAH) no início e no final dos processos de estabilização, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 Substâncias húmicas (SH), frações de ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), razão de humificação (RH), índice de humificação (IH) e porcentagem de ácidos húmicos (PAH) ao início e final dos processos biológicos de estabilização

		SH	AH	AF	RH	IH	PAH
		(g.kg ⁻¹)			(%)		
C	Início	81,1	43,6	37,5	18,6	10,0	53,8
	Final	77,6	54,1	23,5	22,0	15,3	69,7
	Bal. (%)		23,9 B	-37,3 A			
V	Início	78,9	41,3	37,7	16,6	8,6	52,2
	Final	80,6	50,9	29,7	20,8	13,1	63,2
	Bal. (%)		23,3 B	-21,2 A			
E	Início	81,4	43,9	37,5	19,0	10,0	53,8
	Final	83,5	49,6	33,9	21,1	12,5	59,4
	Bal. (%)		12,9 C	-9,5 B			
B	Início	87,4	44,1	43,3	19,8	10,0	50,5
	Final	104	66,4	37,9	26,5	16,9	63,7
	Bal. (%)		50,3 A	-12,5 B			

Processo de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbia (B). Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo na variável enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

O maior ($p < 0,05$) incremento de AH, cerca de 50% na concentração, foi identificado no processo de biodigestão anaeróbia. Neste processo, também, ocorreram as menores perdas da fração AF. As reduções de AF ocorrem devido à degradação de compostos orgânicos simples, tais como hidratos de carbono simples, gorduras e açúcares, que podem ser facilmente metabolizados por micro-organismos (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; LÜ et al., 2013).

O comportamento da fração AF nos processos menos oxidantes, leira estática e biodigestão anaeróbia, foi distinto ($p < 0,05$) dos processos com maior oferta de oxigênio (compostagem e vermicompostagem). O processo estático e a biodigestão anaeróbia, os quais proporcionaram menor redução de AF, demonstraram maior conservação desta fração durante a estabilização dos dejetos. Este comportamento está coerente com a menor degradação (COT e MOT) encontrada nos processos de leira estática e biodigestão anaeróbia (Tabela 2).

Houve incremento de AH de maneira semelhante ($p < 0,05$) nos processos de compostagem e vermicompostagem, cerca de 23%. Estes processos proporcionaram as maiores reduções de AF, 37,3 e 21,2% respectivamente. O aumento do teor de AH e redução de AF, durante a compostagem, representa a humificação da matéria orgânica e a maturação do composto (KO et al., 2008; LÜ et al., 2013).

Os maiores acréscimos de AH promovidos pelos processos seguiram a ordem biodigestão > compostagem = vermicompostagem > leira estática. Deste modo, o emprego dos processos de biodigestão anaeróbia, compostagem ou vermicompostagem para a estabilização de dejetos bovino possibilita aumento das concentrações de AH, agregando qualidade agrônômica aos produtos finais quando comparados ao processo estático.

Roletto et al. (1985) citado por Bernal et al. (2009) usaram os parâmetros RH, IH e PAH para estabelecer a humificação da matéria orgânica de compostos a partir de diferentes origens, incluindo dejetos de animais. Os limites estabelecidos pelos autores foram: $RH \geq 7,0\%$; $IH \geq 3,5\%$; $PAH \geq 50\%$. Entretanto, os valores obtidos nestes parâmetros, nos dejetos da bovinocultura de corte (Tabela 6), são superiores antes mesmos de iniciarem os processos de estabilização.

Investigando o processo de compostagem da fração sólida de dejetos suíno, Bustamante et al. (2013) determinaram os níveis de humificação com os parâmetros RH, IH e PAH. No entanto, as leiras também apresentaram valores mais elevados destes parâmetros no início do processo. Os autores relatam que apenas os limites estabelecidos destes parâmetros não são úteis para indicar a maturação dos resíduos pesquisados. Entretanto, o aumento dos níveis de RH, IH e PAH durante a compostagem é um bom indicador do processo de humificação da matéria orgânica dos dejetos.

Ao passar pelos processos de estabilização, os parâmetros RH, IH e PAH dos materiais orgânicos caminham para o aumento. Plaza et al. (2008) verificaram que os

dejetos de bovinos quando vermicompostados por oito meses, tiveram os valores iniciais de RH e IH, 25 e 8%, aumentados para 77 e 47%, respectivamente.

De maneira geral, todos os processos de estabilização provocaram aumento nos níveis de humificação. O aumento do nível de humificação é atribuído pela degradação de substâncias lábeis e a acumulação de compostos recalcitrantes (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

6.6 Capacidade de troca de cátions e capacidade adsortiva

Houve acréscimo (balanço positivo) da capacidade de troca de cátions (CTC) em todos os produtos gerados pelos processos biológicos de estabilização (Tabela 7). O processo de humificação tem por consequência a produção de grupos funcionais e, assim, o aumento da oxidação da matéria orgânica leva a um aumento da CTC (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Entretanto, o aumento da CTC ocorreu de maneira distinta ($p < 0,05$) nos processos.

A biodigestão anaeróbia apresentou o menor ($p < 0,05$) balanço positivo na CTC (Tabela 7). O processo de biodigestão foi responsável por acrescentar apenas 3,7% na CTC inicial, enquanto os processos de compostagem, vermicompostagem e leira estática aumentaram em 49,66 e 31% respectivamente. Atribui-se ao ambiente redutor da biodigestão (condições anaeróbias) o menor acréscimo da CTC, haja vista que a oxidação leva ao aumento.

Tabela 7 Capacidade de troca de cátions (CTC) e capacidade adsortiva (q) de Cd e Pb no início e final dos processos biológicos de estabilização

Processo		CTC	q Cd	q Pb
		($\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$)	(mg.g ⁻¹)	
C	Início	57,9	3,72	4,16
	Final	86,4	7,02 B	5,08 B
	Balanço (%)	+49,2 A		
V	Início	48,6	4,48	5,16
	Final	80,7	8,26 A	6,27 A
	Balanço (%)	+66,0 A		
E	Início	57,9	3,72	4,16
	Final	75,8	5,46 C	5,69 B
	Balanço (%)	+30,9 B		
B	Início	59,6	3,61	4,60
	Final	61,8	0,65 D	2,10 C
	Balanço (%)	+3,7 C		

Processo de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbia (B). Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo na variável enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Os maiores ($p < 0,05$) acréscimos na CTC verificados no processo de compostagem e vermicompostagem, sugerem que os colóides orgânicos do composto e do vermicomposto possuem maior habilidade em adsorver cátions na solução do solo, podendo depois cedê-los ou efetuar trocas, dependendo das variações de pH e concentrações iônicas (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013). Esta habilidade traz interesse aos solos agrícolas, principalmente aqueles com mineralogia oxidada, pois aprimora a adsorção e a liberação de nutrientes (MELO; SILVA; DIAS, 2008), contribuindo para aumentar a eficiência do uso dos produtos gerados pelos processos de estabilização.

A Figura 16 ilustra a relação entre a CTC e a capacidade adsortiva (q) dos metais Cd e Pb, ocorrida nos processos de compostagem, vermicompostagem, leira estática e biodigestão anaeróbia. Nos processos aeróbios houve aumento da CTC aliado ao aumento de q Cd e q Pb. Observa-se também, que a capacidade de adsorver Cd e Pb diminuiu ao final do processo de biodigestão anaeróbia.

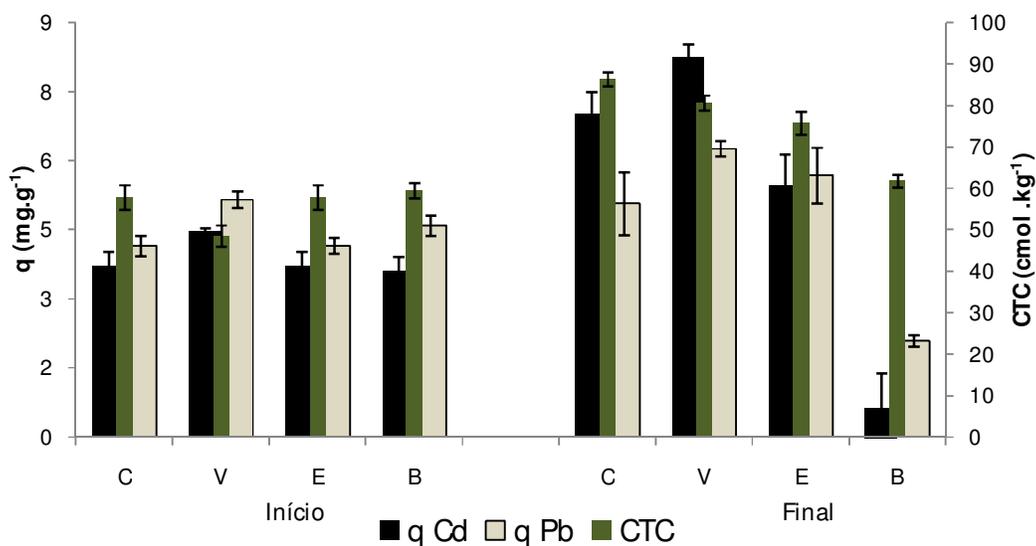


Figura 16 Capacidade adsortiva (q) de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) e capacidade de troca catiônica (CTC) dos dejetos no início e final dos processos de compostagem (C), vermicompostagem (V), leira estática (E) e biodigestão anaeróbia (B).

Ao final do processo de biodigestão foram verificadas as menores ($p < 0,05$) q Cd e q Pb (Tabela 7). Os metais pesados são adsorvidos a compostos húmicos por meio de sítios ativos de adsorção. Vários são os fatores inerentes às propriedades dos compostos os quais alteram a capacidade adsortiva desses metais (LAMIM et al., 1996). A biodigestão anaeróbia alterou a capacidade adsortiva de Cd e Pb, reduzindo-a ao final do processo. Portanto, atribui-se à ocupação desses sítios ativos, durante o processo anaeróbio, o decréscimo da capacidade adsortiva desses metais.

As maiores ($p < 0,05$) capacidades adsorptivas, tanto de Cd quanto de Pb, foram encontradas no vermicomposto (Tabela 7). Os produtos finais dos processos de vermicompostagem seguido da compostagem apresentam as maiores capacidades em reter esses metais em suas estruturas orgânicas. Estas características são apreciadas quando se visa utilizar esses produtos como filtros de retenção de metais em processos de despoluição ambiental (LAMIM et al., 1996).

6.7 Estabilidade e maturação

Lazcano et al. (2008) discutem que apesar de vários parâmetros físicos, químicos e biológicos já serem sugeridos como indicadores da estabilidade do composto ou vermicomposto, e alguns deles são amplamente empregados, não é fácil estabelecer a estabilidade de compostos orgânicos baseado em apenas um parâmetro.

Neste contexto, uma abordagem integrada entre os parâmetros é recomendada para melhor aproximação nas determinações de estabilidade e maturação do material produzido. A Tabela 8 reúne quatro relações (C/N, CTC/C, AH/AF e $N-NH_4^+/N-NO_3^-$) verificadas no início e no fim de cada processo de estabilização.

Como esperado, observou-se que os valores da relação C/N apresentaram balanço negativo, ou seja, houve decréscimo desta relação em todos os processos. Conforme os micro-organismos consomem o carbono, como fonte de energia, e o nitrogênio como fonte de crescimento microbiano, a relação C/N diminui (AQUINO et al., 2005; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Tabela 8 Parâmetros de estabilidade e maturação no início e ao final dos processos biológicos de estabilização

		C/N	CTC/C	AH/AF	$N-NH_4^+/N-NO_3^-$
C	Início	15,5	13,2	1,16	14,3
	Final	11,7	24,5	2,30	0,6
	Balanço (%)	-24,8 A	+85,6 A	+98,3 A	-95,8 A
V	Início	21,9	10,1	1,09	23,4
	Final	16,4	20,9	1,71	1,3
	Balanço (%)	-25,2 A	+107 A	+57,0 B	-94,4 A
E	Início	15,5	13,2	1,17	18,2
	Final	14,8	18,6	1,46	15,6
	Balanço (%)	-4,3 B	+40,9 B	+24,8 C	-14,3 B
B	Início	21,2	13,8	1,02	--
	Final	15,2	15,5	1,75	--
	Balanço (%)	-28,2 A	+12,3 C	+71,6 B	

Processo de compostagem (C), vermicompostagem (V), leiras estáticas (E) e biodigestão anaeróbica (B). Balanço positivo (+) demonstra porcentagem de acréscimo na variável enquanto negativo (-) demonstra decréscimo. Letras maiúsculas iguais não diferem entre si, na coluna, pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

No entanto, o balanço negativo de apenas 4,3% de redução, no processo de leira estática, ocorreu com menor ($p < 0,05$) intensidade, quando comparado aos demais processos. Este pequeno decréscimo na relação C/N demonstra a ineficiência da estabilização biológica deste processo.

O valor da relação C/N atingido no final do processo de compostagem, foi de 11,7 (Tabela 8). A Instrução Normativa de nº 23 de agosto de 2005, da Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento determina que o composto deve apresentar relação C/N inferior a 18. Entretanto os dejetos da bovinocultura apresentaram valores inferiores a esta relação, antes mesmo do início do processo de compostagem e leira estática. Este fato revela a dificuldade de estabelecer parâmetros generalizados para a estabilidade.

Para Dores-Silva et al. (2011), a relação CTC/C é um indicativo do grau de estabilidade e maturação do adubo orgânico produzido. Os autores aconselham que esta razão seja mais apropriada que a relação C/N para indicar o grau de maturação dos materiais orgânicos. Neste sentido, o composto e o vermicomposto apresentaram os maiores ($p < 0,05$) acréscimos (balanço positivo) na relação CTC/C (Tabela 8), indicando a maior maturação dos dejetos ocorrida nos processos de compostagem e vermicompostagem.

Entre os métodos propostos para a determinação da maturação de vermicompostos, Lourenço (2014) apresenta a relação AH/AF. O autor estabelece índices para a classificação do material orgânico produzido, sendo muito maturo quando AH/AF for superior a 1, valores entre 1 e 0,5 apresentam-se como maturo e inferior a 0,5 como imaturo. Nota-se que todos os valores da razão AH/AF estão acima de 1, inclusive no início do processo (Tabela 8).

Neste mesmo sentido, outros pesquisadores têm sugerido índices de maturação com base no monitoramento das substâncias húmicas, AH e AF (KO et al., 2008). Entre os índices propostos, Jimenez e Garcia (1992) citados por Ko et al. (2008) afirmam que a razão AH/AF foi um dos melhores parâmetros para determinar o grau de maturação. Os autores consideraram que o valor da relação AH/AF superior a 1,6 indica um bom nível de maturação dos compostos, incluindo dejetos de animais.

Neste trabalho, as relações finais AH/AF dos produtos gerados nos processos de compostagem, vermicompostagem e biodigestão anaeróbia atenderam o valor mínimo para serem denominados maturados. Além disso, a compostagem seguida da vermicompostagem e biodigestão apresentaram os maiores ($p < 0,05$) acréscimos (balanço positivo) desta relação. Já os dejetos decompostos no processo de leira estática, os quais proporcionaram menor ($p < 0,05$) balanço entre o início e o fim (Tabela 8), apresentaram valor inferior ao limite estabelecido por Jimenez e Garcia (1992) citados por Ko et al. (2008), classificando-se como imaturo.

As formas de N estão intimamente relacionadas ao grau de maturação e estabilização dos compostos orgânicos. Nos processos aeróbios, um alto nível de N-NH_4^+ indica que o material não está estabilizado (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Compostos imaturos, geralmente apresentam elevada concentração de N-NH_4^+ que se perde facilmente por volatilização (BRITO et al., 2009; LÜ et al., 2013).

Ao início dos processos aeróbios de compostagem, vermicompostagem e leira estática a porcentagem de amônio (N-NH_4^+) foi de 0,28; 0,10 e 0,29%, respectivamente. Ao final dos processos essas porcentagens caíram para 0,029; 0,005 e 0,031% de N-NH_4^+ , esses valores reduziram-se dez vezes para a compostagem e leiras estáticas e vinte vezes na vermicompostagem.

As concentrações finais de amônio, nos processos aeróbios, apresentaram-se inferiores ao limite máximo de N-NH_4^+ estabelecido, de 0,04%, sendo possível a classificação de estabilizados (BUSTAMANTE et al., 2008; BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; BRITO et al., 2009).

A maturação de compostos orgânicos, estabilizados por processos biológicos aeróbios, pode ser definida em termos de nitrificação. Quando a concentração de N-NH_4^+ diminui e N-NO_3^- aumenta, o material revela a maturação (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009; BRITO et al., 2011).

Como ao longo dos processos aeróbios, as concentrações de N-NH_4^+ diminuem e as de N-NO_3^- aumentam a relação entre estas variáveis apresentam informações a respeito da maturação. Quanto mais baixo for o valor obtido nesta razão ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$) no material orgânico, maior é o seu grau de maturação.

Para o Conselho da Califórnia para a Qualidade de Composto (CCQC, 2001) compostos com relação $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ menor que 0,5 são classificados como muito maturado, valores entre 0,5 e 3 indicam como maturo e superior a 3 são considerados imaturos.

Houve decréscimo de maneira similar ($p>0,05$) no balanço da relação $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ nos processos de compostagem e vermicompostagem, cerca de 95% de redução (Tabela 8). As relações encontradas no composto e vermicomposto, 0,6 e 1,3, respectivamente, demonstram a maturação do composto e do vermicomposto. Para o processo estático, a redução desta relação ocorreu com menor ($p<0,05$) intensidade, cerca de 14% entre o início e o fim do processo. O valor final de 15,6 obtido na relação $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ classifica o material decomposto em leira estática como imaturo.

7 CONCLUSÕES

A compostagem e a vermicompostagem são mais eficientes na mineralização, na estabilização e na maturação dos dejetos da bovinocultura de corte. O composto e o vermicomposto oferecem maiores frações de P lábil e K lábil, níveis satisfatórios de humificação e alta CTC.

O processo estático é o menos eficiente na mineralização, na estabilização e na maturação dos dejetos. A disposição deste processo a céu aberto propicia as maiores perdas de nutrientes.

A biodigestão anaeróbia apresenta-se como um processo de estabilização mais eficiente na conservação de macronutrientes (N e K). Gera um adubo líquido com baixa CTC e alto potencial fertilizante, com predominância de N inorgânico em forma de amônio, prontamente disponível aos vegetais.

8 REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20th. Washington, DC: APHA, 2005

AMORIM, A. C. **Caracterização dos dejetos de caprinos: reciclagem energética e de nutrientes.** [s.l.] UNESP - Jaboticabal, mar. 2002.

AQUINO, A. M. de. **Vermicompostagem.** Seropédica: Embrapa (Circular Técnica 29) p.1-6, 2009.

AQUINO, A. M. de.; ALMEIDA, D. L. de.; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 11, p. 1087-1093, 2005.

BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Comunicado técnico. EMBRAPA. **Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento.** Rio de Janeiro, out. 2003.

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, n. 22, p. 5444–53, nov. 2009.

BRITO, L. M. et al. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1959–1968, out. 2008.

BRITO, L. M. et al. Produção de azoto mineral durante a compostagem de fração sólida de chorume da pecuária leiteira intensiva. **Revista de Ciências Agrárias [online]**, v. 32, 2009.

BRITO, L. M. et al. Evolução das características físico-químicas e dinâmica dos nutrientes durante a compostagem da fração sólida do chorume. **Rev. de Ciências Agrárias [online]**, v. 34, 2011.

BURTON, H., TURNER, C., Manure management, second ed. **Treatment Strategies for Sustainable Agriculture.** Silsoe Research Institute, Lister and Durling Printers, Flitwick, 2003. Bedford, UK.

BUSTAMANTE, M. A. et al. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 61–69, maio 2013.

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**, New York, v. 26, n. 10, p. 1081–91, jan. 2006.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás.** Botucatu, 1985, 75 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas - Universidade Estadual Paulista.

CAMPITELLI, P.; CEPPI, S. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 90, n. 1, p. 64-71, jan. 2008.

CAMPOS, F.P. de; NUSSIO, C.M.B.; NUSSIO, L.G. **Métodos de análise de alimentos**. Piracicaba: FEALQ, 2004. 135 p.

CCQC. **CALIFORNIA COMPOST QUALITY COUNCIL**. Nevada City: [s.n.] 2001.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

COSTA, M. S. S. de M.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Vermicompostagem de dejetos de novilhos superprecoces submetidos a diferentes dietas. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 23, n. 2, p. 51-72, 2008.

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

CUNHA-QUEDA, A.C.F., VALLINI, G., BRUNO DE SOUSA, R.F.X., ALMEIDA DUARTE, E. C. N. F. Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. **Anais do Instituto Superior de Agronomia**, p.193-208, 2003.

DE GUARDIA, A et al. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: part 2, nitrogen dynamic. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 30, n. 3, p. 415–25, mar. 2010.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 6, p. 956-961, 2011.

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 5, p. 640–645, 2013.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa solos, Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 2009. 627p.

FIGUEIREDO, P. G.; TANAMATI, F. Y. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde. Mossoró** – RN, v.5, n.3, p. 01 – 04, 2010.

FORNES, F. et al. Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. **Bioresource technology**, v. 118, p. 296–305, ago. 2012.

GIL, M. V.; CARBALLO, M. T.; CALVO, L. F. Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. **Waste Management**, v. 28, n. 8, p. 1432-1440, 2008.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 436–44, jan. 2008.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; LORES, M.; DOMÍNGUEZ, J. Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. **Bioresource technology**, v. 128, p. 310–6, jan. 2013.

HE, XIAO-SONG; XI, BEI-DOU; JIANG, YONG-HAI et al. Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. **Microchemical Journal**, v. 106, p. 160-166, 2013.

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

JORDÃO, C. P. et al. Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 112, n. 1-3, p. 309–26, jan. 2006.

JUNQUEIRA, J. B. Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *Panicum maximum* JACQ., cv Tanzânia. [s.l.] Jaboticabal, **UNESP**, 2011.

KALEMELAWA, F. et al. An evaluation of aerobic and anaerobic composting of banana peels treated with different inoculums for soil nutrient replenishment. **Bioresource technology**, v. 126, p. 375–82, dez. 2012.

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

KIRCHMANN, H.; WITTER, E. Composition of fresh, aerobic and anaerobic farm animal dungs. **Bioresource Technology**, v. 40, n. 2, p. 137–142, jan. 1992.

KO, H. J. et al. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 28, n. 5, p. 813–20, jan. 2008.

LAMIM, S. S. M. et al. Caracterização química e físico-química de vermicomposto de esterco bovino e avaliação da adsorção competitiva por Cd e Pb. **Química Nova**, São Paulo, p. 457–463, 1996.

LARNEY, F. J.; HAO, X. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. **Bioresource technology**, v. 98, n. 17, p. 3221–7, dez. 2007.

LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1013–9, jul. 2008.

LOURENÇO, N. M. G. **Manual de vermicompostagem e vermicultura para a agricultura orgânica**. Porto: Publindústria, 2014. 229p.

LÜ, D. et al. Changes in Phosphorus Fractions and Nitrogen Forms During Composting of Pig Manure with Rice Straw. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 12, n. 10, p. 1855–1864, out. 2013.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997, 319 p.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. DE O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 32, n. 1, p. 101–110, fev. 2008.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A., LUCAS JUNIOR, J., SAMPAIO, A. A. M., FERNANDES, A. R. M., OLIVEIRA, E. A. Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, p. 1533-1538, 2012a.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. et al. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 41, n. 5, p. 1301–1307, maio 2012b.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. de. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n. 3, p. 474-482, 2009a.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. de. Influência da relação volumoso: concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob a biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, vol.30, n.3, pp. 386-394, 2010b.

ORRICO JUNIOR, 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, 2009b.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. DE. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, 2010a.

ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; LUCAS JUNIOR, J. de. Biodigestão anaeróbia dos dejetos de cabritos Saanen alimentados com dietas com diferentes proporções volumoso e concentrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 40, n. 2, p. 448-453, 2011.

QUADROS, D. G. DE; OLIVER, A. DE P. M.; REGIS, U.; VALLADARES, R. SOUZA, P. H. F. DE; FERREIRA, E. DE J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, n. 77, p. 326-332, 2010.

PARKINSON, R. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 91, n. 2, p. 171–178, jan. 2004.

PLAZA, C. et al. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. **Bioresource technology**, v. 99, n. 11, p. 5085–9, 2008.

PROVENZANO, M. R. et al. Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 34, n. 3, p. 653–60, mar. 2014.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. et al. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, v. 78, n. 3, p. 301–308, jul. 2001.

SILVA, C. D. DA et al. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 3, p. 487–491, dez. 2002.

SILVA, W. T. L. DA et al. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Química Nova**, São Paulo v. 35, n. 1, p. 35–40, 2012.

TAMBONE, F. et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. **Chemosphere**, v. 81, n. 5, p. 577–83, out. 2010.

TAVARES, M.H.F.; CARDOSO, D.L.; GENTELINI, D.P.; GABRIEL FILHO, A.; KONOPATSKI, E.A. Uso do forno de micro-ondas na determinação da umidade em diferentes tipos de solo. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 3, p. 529-538, 2008.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed., Porto alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p

TIQUIA, S. M.; RICHARD, T. L.; HONEYMAN, M. S. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, n. 1, p. 15–24, 1 jan. 2002.