



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

LUANA GOULART SARDÁ

**EFEITO DO USO DE ADITIVOS QUÍMICOS NO PROCESSO
DE COMPOSTAGEM DE DEJETOS SUÍNOS**

Tese de Doutorado apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Engenharia Química da
Universidade Federal de Santa
Catarina.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Moreira
Soares

Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Martha
Mayumi Higarashi

**FLORIANÓPOLIS
2016.**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Sardá, Luana Goulart

Efeito do Uso de Aditivos Químicos no Processo de Compostagem de Dejetos Suínos / Jamile Rosa Rampinelli; orientador, Agenor Furigo Jr. coorientadora, Elisabeth Wisbeck. - Florianópolis, SC, 2016.

132 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química

Inclui referências

1. Engenharia Química. 2. Compostagem. 3. Aditivos químicos. 4. Dejetos suínos. 5. Nitrogênio. I. Furigo Jr., Agenor. II. Wisbeck, Elisabeth. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. IV. Título.

Luana Goulart Sardá

**Efeito do Uso de Aditivos Químicos no Processo de Compostagem
de Dejetos Suínos**

Esta tese foi julgada adequada para obtenção do Título de Doutor em Engenharia química e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
Orientador

Prof^a. Dr^a. Martha Mayumi Higarashi
Coorientadora

Cintia Soares
Coordenadora

Banca Examinadora

Prof^a. Dr^a. Cristiane da Costa Bresolin

Prof. Dr. Jorge Luiz Ninow

Prof^a. Dr^a. Elivete Carmen Clemente Prim

Prof. Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso

Prof^a. Dr^a. Cristiane Maria de Léis

Florianópolis, 06 de setembro de 2016.

Dedico esta tese à minha família, Estevan e Gael.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à minha família pelo apoio e força transmitida em todos os momentos, em especial ao meu esposo Estevan, pela parceria e paciência que foram essenciais para a conclusão deste trabalho, obrigada meu amor!

À toda equipe de trabalho da Embrapa Suínos e Aves, à minha coorientadora Martha Mayumi Higarashi pela amizade e por todo ensinamento transmitido, ao pesquisador Rodrigo Nicoloso pelo apoio nos experimentos executados, ao Mário Pavelec, à Camila Falkoski e Stephanei Ribeiro pela ajuda e amizade durante o desenvolvimento dos trabalhos de campo. Ao Carlos Augusto da Embrapa Clima Temperado pela disposição em ajudar na execução e conclusão de algumas análises laboratoriais.

Ao meu orientador professor Hugo M. Soares pela direção dada para elaboração da presente tese, à todos os professores, técnicos administrativos e colegas do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

À todos os meus amigos que estiveram presente e participaram de alguma forma durante esses quatro anos, principalmente à Magda e Ediane, que tornaram minha estadia em Concórdia mais divertida.

À Capes, Embrapa Suínos e Aves, Universidade Federal de Santa Catarina e Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo suporte financeiro e estrutural para elaboração e cumprimento da presente tese.

À todos meus mais sinceros agradecimentos!

RESUMO

Com a adoção dos sistemas de produção intensivo de suínos baseado na alta concentração de animais em pequena unidade de área, aumentou-se expressivamente o volume de dejetos líquidos animais que causam a poluição dos corpos de água, solos e ar. Diante dessa constatação, surge a preocupação para o desenvolvimento de técnicas de baixo custo, fácil implementação e operação tendo em vista proporcionar a destinação correta dos dejetos líquidos de suínos, tal como a compostagem, que promove a conversão dos dejetos animais em composto orgânico. No entanto, estudos prévios demonstraram que o processo compostagem de dejetos suínos emite gases poluentes (N_2O , NH_3 e CH_4) e, por consequência, perde nitrogênio, importante elemento na produção agrícola. Algumas técnicas podem ser utilizadas para reduzir a emissão de gases e a perda de nitrogênio. Uma em destaque é o uso de aditivos químicos, como o sal de magnésio (Mg) associado ao fosfato (PO_4^-), utilizados para reduzir a volatilização da amônia em processo de compostagem e formar cristais de estruvita e a dicianodiamida (DCD) que é comumente utilizada na aplicação de fertilizantes em solos agrícolas para evitar a perda de nitrogênio. Desse modo, o presente trabalho estudou o efeito do uso de diferentes concentrações de aditivos químicos - DCD, Mg com PO_4^- e o seu uso associado (DCD+Mg/P) - durante o processo de compostagem de dejetos suínos e no composto orgânico. Os resultados obtidos demonstraram que o uso desses aditivos chega a reduzir as perdas de nitrogênio total entre 88-99% através da manutenção das concentrações de $N-NH_4^+$, menor formação de $N-NO_x^-$ e baixas emissões de $N-N_2O$, com destaque para as maiores doses testadas e seu uso associado, sem influências negativas na evolução da degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem. Foi constatado a formação de cristais de estruvita no composto orgânico, com o uso de sal de Mg e PO_4^- . Por fim, através da soma dos efeitos dos aditivos químicos testados (DCD+Mg/P), o potencial de aquecimento (PAG) foi reduzido em 52%, principalmente pela baixa emissão de óxido nitroso (N_2O) que contribuiu apenas 2,75%. Já a utilização do sal de Mg e PO_4^- proporcionou menor emissão de CH_4 , represe 1,76% do PAG.

Palavras-chaves: Compostagem. Aditivos químicos. Dejetos suínos. Nitrogênio. Emissão de gases.

ABSTRACT

With the adoption of intensive swine production systems, based on high concentrations of animals in small area, increased the volume of animal waste, causing pollution of water, soil and air. There was concern in the development of low cost techniques, easy implementation and operation, to promote the proper disposal of the swine slurry, such as composting, which promotes the conversion of animal waste in organic compost. However, previous studies have shown that the process of composting manure emits polluting gases (N_2O , NH_3 e CH_4) and loses nitrogen, an important element in agricultural production. Some techniques can be used to reduce the emission of gases and nitrogen loss, as the use of chemical additives, the magnesium salt (Mg) with phosphate (PO_4^-) used to reduce ammonia volatilization in the composting process and form struvite crystals; and the dicyandiamide (DCD) that is used in the application of fertilizers in agricultural soils to prevent the loss of nitrogen. This work studied the effect of using different concentrations of chemical additives, DCD, Mg salt with PO_4^- and its associated use (DCD+Mg/P), during the process of composting of swine manure and compost, it was divided into three experiments (Experiment I, II and III). The results showed that the use of these additives can reduce total nitrogen losses, between 88-99%, by maintaining the concentration of $N-NH_4^+$, less formation of $N-NO_x^-$ and low emissions of $N-N_2O$, especially the larger doses and its use associated, without negative influence on the evolution of degradation of organic matter during the composting process. The formation of the struvite crystals in the organic compost, was found with the use of Mg salt and PO_4^- . Finally, by adding the effects of the tested chemical additives (DCD+Mg/P), global warming potential (GWP) was reduced by 52%, mainly for low emission of nitrous oxide (N_2O), which contributed only 2,75%. Also, the use of Mg salt and PO_4^- provided lower emissions of CH_4 , representing 1,76% of the GWP.

Keywords: Composting. Chemical additives. Swine wastes. Nitrogen. Gas emissions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2. 1: Sistema mecanizado para compostagem de dejetos suínos no Brasil.....	33
Figura 3. 1: Método câmara dinâmica.....	48
Figura 3. 2: Emissão acumulada dos gases de efeito estufa nos tratamentos esterqueira, compostagem e lagoa pós biodigestor.....	51
Figura 4. 1: Reatores de compostagem, o controle da temperatura e o revolvimento da biomassa.....	60
Figura 4. 2: Fluxograma da formação da biomassa.....	60
Figura 4. 3: Método da câmara estática utilizada para mensurar os gases de efeito estufa.....	66
Figura 5. 1: Evolução no tempo (dias) de $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ na massa de compostagem com a adição de DCD nas concentrações de 0% (C), 0,25% (I1), 0,5% (I2) e 1,07% (I3).....	68
Figura 5. 2: Evolução no tempo (dias) da concentração de $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ na massa de compostagem com a adição das diferentes doses de $MgCl_2 + H_3PO_4$ e o controle (C).....	73
Figura 5. 3: Evolução no tempo (dias) da concentração de $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ na massa de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C).....	77
Figura 5. 4: Temperatura interna da biomassa no Ensaio I (A), Ensaio II (B) e Ensaio III (C).....	80
Figura 5. 5: Tempo de ação do inibidor de nitrificação (DCD) no Ensaio I, nos tratamentos I1(A), I2 (B) e I3 (C).....	81
Figura 5. 6: Emissão acumulada de $C-CO_2$ de cada reator de compostagem com a adição das diferentes doses dos aditivos nos Ensaio: I (A), II (B) e III (C).....	83
Figura 5. 7: Evolução do pH da biomassa com o uso das diferentes doses de dos aditivos e controle testados no Ensaio I (A), II (B) e III (C).....	86
Figura 5. 8: Cristais encontrados nas amostras de composto orgânico da Ensaio II, 1 (dose 1), 2 (dose 2), 3 (dose 3) e T (controle).....	94
Figura 5. 9: Imagem de um dos cristais encontrados nas amostras finais do composto orgânico do controle (A), dose 1 (B), dose 2 (C), dose 3 (D).....	95
Figura 5. 10: Fase mineralógica encontrada nos cristais formados durante o processo de compostagem de dejetos de suínos nos tratamentos Controle (A), Dose 1 (B), Dose 2 (C), Dose 3 (D).....	96

Figura 5. 11: Emissão acumulada de N-N ₂ O de cada reator de compostagem com a adição do inibidor de nitrificação nas concentrações de 0 g. L ⁻¹ (C), 100 g. L ⁻¹ (I1), 200 g. L ⁻¹ (I2) e 400 g. L ⁻¹ (I3) – Ensaio I.....	102
Figura 5. 12: Emissão acumulada de C-CH ₄ de cada reator de compostagem com a adição de inibidor de nitrificação nas concentrações de 0 g. L ⁻¹ (C), 100 g. L ⁻¹ (I1), 200 g. L ⁻¹ (I2) e 400 g. L ⁻¹ (I3) – Ensaio I.....	103
Figura 5. 13: Emissão acumulada de N-N ₂ O de cada reator de compostagem com o uso das diferentes doses de doses de MgCl ₂ + H ₃ PO ₄ e o controle (C) – Ensaio II.....	106
Figura 5. 14: Emissão acumulada de C-CH ₄ de cada reator de compostagem com o uso das diferentes doses de doses de MgCl ₂ + H ₃ PO ₄ e o controle (C) – Ensaio II.....	106
Figura 5. 15: Emissão acumulada de N-N ₂ O de cada reator de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C) – Ensaio III.....	107
Figura 5. 16: Emissão acumulada de C-CH ₄ de cada reator de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C) – Ensaio III.....	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 2. 1: Características físico-químicas dos dejetos suínos.....	29
Tabela 2. 2: Produção média de dejetos suínos.....	30
Tabela 2. 3: Produção de dejetos suínos conforme a fase de produção..	31
Tabela 2. 4: Relevância ecológica e ambiental de algumas bactérias participantes do processo de compostagem.....	38
Tabela 3. 1: Características físico-químicas dos dejetos suínos e da maravalha utilizados para formação da biomassa (compostagem).....	50
Tabela 3. 2: Teor (%) de N, N-NH ₄ , N-NO ₃ , P e K encontrados nas amostras de composto orgânico e efluente líquido de dejetos suínos após 180 dias de ensaio.....	54
Tabela 3. 3: Massa (kg) de NT, N-NH ₄ , N-NO ₃ no período de aporte de matéria orgânica.....	55
Tabela 3. 4: Massa (kg) de NT, N-NH ₄ , N-NO ₃ na fase de maturação da compostagem.....	55
Tabela 4. 1: As diferentes concentrações dos aditivos testados nos Ensaio I, II e III.....	62
Tabela 4. 2: Características físico-químicas dos dejetos suínos e da maravalha utilizados para formação da biomassa nos Ensaio I, II e III.	64
Tabela 5. 1: Teores de umidade (%) durante os Ensaio I, II e III.....	88
Tabela 5. 2: Média das concentração de nitrogênio total (NT), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) nos compostos orgânicos iniciais e finais dos Ensaio I, II e III.....	92
Tabela 5. 3: Quantidade de nitrogênio total (NT%) perdido no processo de compostagem no Ensaio II e III.....	93
Tabela 5. 4: Valores e o percentual de contribuição de cada gás de efeito estufa para o potencial de aquecimento global (PAG) nos diferentes tratamentos e controles do Ensaio I, II e III.....	103

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- C_1 - Concentração de gás (ppm)
 C_2 - Concentração de gás (mg.câmara⁻¹)
 C_o - Concentração inicial utilizada de DCD (g. kg⁻¹)
CME – Centro de Microscopia Eletrônica
C/N – Relação carbono nitrogênio
C(t) - Concentração do DCD ao longo do tempo (g. kg⁻¹)
DCD – Dicianodiamida
Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
GEE – Gases de Efeito Estufa
K - Coeficiente de decaimento
M - Massa molar do gás (g.mol⁻¹)
 M_1 - Peso da massa seca inicial da compostagem (g)
 M_2 - Peso da massa seca final da compostagem (g)
 MPI_{NT} - Massa de nitrogênio total perdida durante a compostagem com o aporte de matéria orgânica (kg)
 MP_{NT} - Massa de nitrogênio total perdida durante a compostagem sem o aporte de matéria orgânica (kg)
 ME_{NT} - Massa de nitrogênio total que entrou na compostagem (kg)
 MR_{NT} - Massa de nitrogênio total retida na compostagem (kg)
 MR_{NTi} - Massa de nitrogênio total inicial retida na compostagem (kg)
 MR_{NTf} - Massa de nitrogênio total final retida na compostagem (kg)
M.S – Matéria seca (%)
 N_1 - Concentração de nitrogênio total inicial da compostagem
 N_2 - concentração de nitrogênio total final da compostagem
PAG – Potencial de Aquecimento Global
T - Temperatura (K)
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

CAPÍTULO I – Introdução.....	21
1.1. Introdução.....	21
1.2. Justificativa.....	23
1.3. Hipótese de pesquisa.....	24
1.4. Objetivos.....	24
1.4.1. Objetivo geral.....	24
1.4.2. Objetivos específicos.....	24
1.5. Estrutura da Tese.....	25
CAPÍTULO II - Referencial teórico.....	26
2.1. A sustentabilidade suinocultura brasileira.....	27
2.2. Características físico-químicas e produção de dejetos de suínos	28
2.3. Compostagem de dejetos suínos.....	32
2.3.1. Fatores que influenciam o processo de compostagem.....	33
2.3.2. Atividade Microbiológica na compostagem.....	35
2.4. Perda de nitrogênio e emissão de gases de poluentes da compostagem de dejetos suínos.....	39
2.5. Uso de aditivos químicos no processo de compostagem.....	42
2.5.1. Sal de Magnésio (Mg) e Fosfato (PO ₄).....	42
2.5.2. Inibidor de Nitrificação – Dicianodiamida (DCD).....	44
CAPÍTULO III – Estudo sobre o Potencial de aquecimento global e Perdas de Nitrogênio da Compostagem de dejetos suínos.....	47
CAPÍTULO IV – Uso do DCD e Mg/P na compostagem de dejetos suínos: Materiais e Métodos.....	59
4.1 Reator Compostagem.....	59
4.2 Aplicação dos Aditivos Químicos nos Reatores de Compostagem.....	60
4.3 Análises físico-químicas realizadas nas amostras de biomassa	64
4.4 Verificação da formação de cristais durante o processo de compostagem.....	64
4.5 Monitoramento da emissão de gases.....	65
CAPÍTULO V – Uso do DCD e Mg/P na compostagem de dejetos suínos: Resultados e Discussões.....	67

5.1	Evolução do nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-) com o uso dos aditivos químicos na compostagem de dejetos suínos	67
5.2	Temperatura interna da biomassa, pH e produção de CO_2	78
5.3	Avaliação da composição química do composto orgânico	87
5.3.1	Formação de cristais de estruvita no Ensaio II	93
5.4	O uso dos aditivos químicos na compostagem e a redução do Potencial de Aquecimento Global (PAG)	99
CAPÍTULO VI – Conclusão e Sugestões para Estudos Futuros		109
6.1.	Conclusões	109
6.2.	Sugestões para Estudos Futuros	111
Referências Bibliográficas		113
ANEXOS		124

CAPÍTULO I – Introdução

1.1. Introdução

A produção intensiva e industrial de suínos gera um volume considerável de dejetos líquidos caracterizados pela urina, fezes, restos de ração, pelos, água de higienização e de vazamento dos bebedouros. Os resíduos líquidos provenientes de sistemas produtivos cada vez mais especializados, com alta densidade de animais e com insuficiência de áreas agrícola, tornam-se um passivo ambiental das unidades produtoras. Desta forma, a atividade se transformou num fator de desequilíbrio ambiental, destacando-se a contaminação dos solos e dos recursos hídricos por nitrogênio e fosfato e organismos de risco sanitário, bem como ocasionando a morte de peixes, proliferação de borrachudos, moscas e emissão de maus odores.

Uma das técnicas para tratar os dejetos animais e reduzir os impactos ambientais utilizadas por alguns produtores de suínos é a compostagem. Esta forma de destinação dos dejetos suínos possui vantagens e desvantagens no aspecto ambiental e econômico. Pode-se destacar o melhor aproveitamento dos nutrientes contidos nos dejetos suínos para produção de composto orgânico e a facilidade de exportação do excedente de dejetos quando na forma sólida. No entanto, durante o processo de compostagem pode ocorrer geração do gás metano (CH_4) e a perda de nitrogênio, através da volatilização da amônia (NH_3) e da emissão do óxido nitroso (N_2O), que são considerados gases nocivos ao ambiente (ANGNES, 2012; ZHONG et al, 2013).

O nitrogênio é um nutriente exigido em maior quantidade pela maioria dos vegetais, além de apresentar uma dinâmica extremamente complexa devido à diversidade de formas químicas, reações e processos aos quais estão envolvidos. Na compostagem de dejetos animais, as perdas de nitrogênio amoniacal permanecem entre 20% a 70% do nitrogênio total inicial, o que restringe a eficiência da reciclagem deste nutriente e contribui para a poluição do ar. O setor agropecuário possui como uma das externalidades negativas a geração de gases nocivos como resultado dos seus processos produtivos (MCT, 2009; FAO, 2013; IPCC, 2014) que impactam no efeito estufa e o aquecimento global, a chuva ácida, a destruição da camada de ozônio, tornando-se, inclusive, tóxicos para os seres humanos dependendo das concentrações. Trabalhos recentes demonstram que o modelo de compostagem de

dejetos de suínos utilizado no Brasil resulta em perda significativa de nitrogênio na forma de N_2 (79%), NH_3 (15%) e N_2O (5%), sendo que a emissão de óxido nitroso ocorre durante quase todo o processo (ANGNES, 2012; HIGARASHI et al; 2013; SARDÁ et al; 2015).

Para reduzir a perda de nitrogênio e a emissão de gases poluentes durante o tratamento biológico via processo de compostagem, podem-se utilizar alguns aditivos químicos. Estudos recentes apontam que o uso de dicianodiamida (DCD) e sal de Mg associado ao PO_4^- podem ser eficientes na diminuição da perda de nitrogênio durante o processo de compostagem de dejetos animais através da redução da emissão de NH_3 e N_2O (FUKUMOTO et al, 2011; FUKUMOTO, 2012; LUO et al 2013).

A dicianodiamida (DCD) atua como inibidor do processo de nitrificação, na transformação do NH_4^+ em NO_2^- , que comumente é utilizado em solos agrícolas para reduzir as perdas de nitrogênio e favorecer as culturas de exploração econômica. Já o uso do sal de Mg e PO_4^- no processo de compostagem auxilia na redução da perda do nitrogênio amoniacal através da precipitação do $N-NH_4^+$ com o objetivo de promover a cristalização da estruvita, um valioso fertilizante de liberação lenta (*slow-releasing*), recomendado para culturas que necessitam de fertilizantes de baixa solubilidade, além de diminuir os riscos de impacto ambiental causado muitas vezes pelo uso de adubos ricos em nitrogênio.

Entretanto, no Brasil poucas experiências são relatadas com o uso de aditivos químicos em processo de compostagem, principalmente com relação aos dejetos animais, pois deve-se levar em consideração o manejo do sistema de produção, bem como as características físico-químicas dos resíduos a serem tratados.

Desse modo, são necessários estudos relacionados ao uso de diferentes concentrações dos aditivos supracitados na compostagem de dejetos suínos para verificar: a redução da perda de nitrogênio; a ocorrência da mitigação dos gases de efeito estufa e no mecanismo de ação das rotas de formação de N_2O (nitrificação e desnitrificação) e; por fim analisar as implicações no processo de compostagem e no composto orgânico.

1.2. Justificativa

A atividade suinícola no Brasil possui significativa importância econômica e social destacando o país como o quarto produtor mundial de carne suína. O complexo agroindustrial de proteína animal, que envolve as indústrias de alimentos, a exportação, o abastecimento do mercado interno, bem como outros importantes segmentos de fornecedores e agentes econômicos, é responsável pela geração de trabalho e renda nos espaços rurais e urbanos.

Com a adoção dos sistemas de produção intensivo de suínos baseado na alta concentração de animais em pequena unidade de área, aumentou-se expressivamente o volume de dejetos líquidos animais que causam a poluição dos corpos de água, solos e ar. Uma das alternativas utilizadas para reduzir esses aspectos negativos é a compostagem de dejetos, que é um método de manejo adotado por muitas unidades de produção em todo mundo e é considerada uma técnica de fácil gerenciamento e aplicação, sendo um processo biológico de tratamento dos resíduos orgânicos utilizado há milênios

No entanto, constatou-se que a compostagem pode gerar a emissão de gases poluentes, com destaque para o gás amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O). Estudos prévios realizados durante o desenvolvimento deste trabalho verificaram que: durante o processo de compostagem de dejetos suínos ocorrem perdas consideráveis de nitrogênio através da volatilização de amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O), gás de nitrogênio (N_2) e emissão de metano (CH_4). Os gases de efeito estufa (GEE), N_2O e CH_4 , podem contribuir para o aquecimento global, e as perdas de nitrogênio tornam o composto orgânico com menor valor nutricional para sua posterior utilização como fertilizante, corroborando estudos relatados anteriormente.

Tendo esse debate como pano de fundo associado à falta de conhecimento gerado no Brasil com relação às medidas mitigadoras dos aspectos negativos da compostagem de dejetos animais, somados à crescente preocupação da questão ambiental pela humanidade justificam as principais motivações desta tese de doutorado.

1.3. Hipótese de pesquisa

O uso dos aditivos químicos (dicianodiamida - DCD, sal de Mg e fosfato) no tratamento dos dejetos de suínos via compostagem contribuem para redução da emissão de gases poluentes e para melhoria do composto orgânico como fertilizante sem interferir no desenvolvimento do processo aeróbio.

1.4. Objetivos

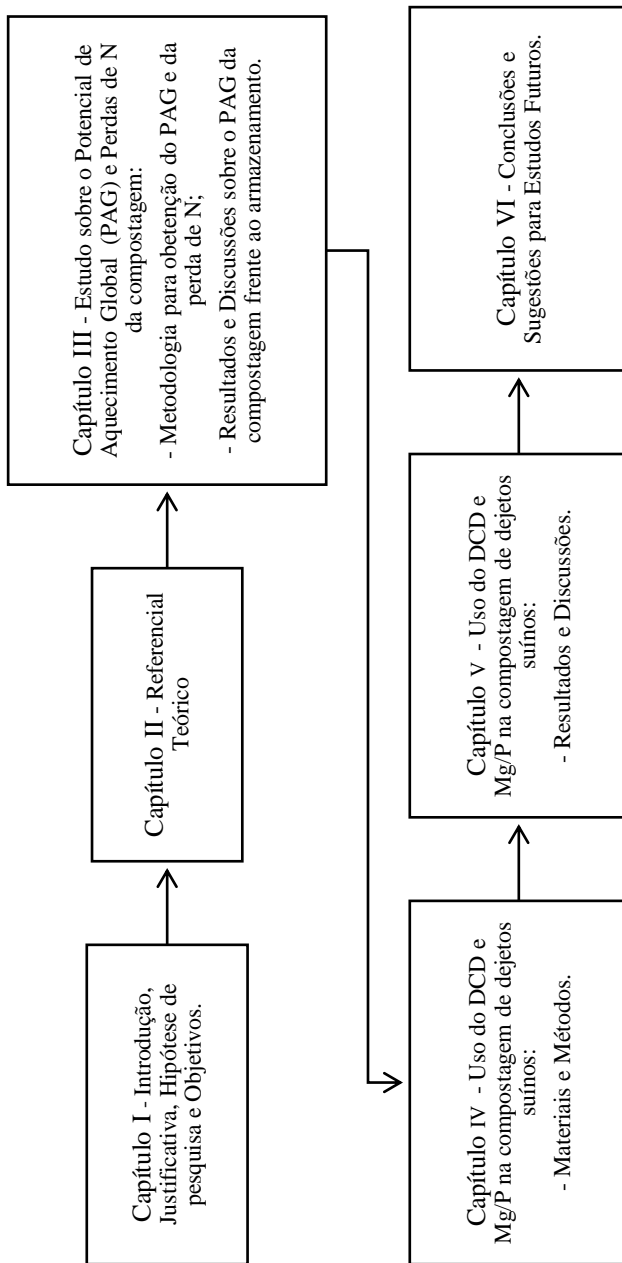
1.4.1. Objetivo geral

Avaliar o uso de dois diferentes aditivos químicos (Dicianodiamida – DCD, sal de magnésio – Mg com Fosfato – PO_4^- e a associação de ambos) na compostagem de dejetos suínos para promover a produção de fertilizante orgânico e diminuir a emissão de gases de efeito estufa.

1.4.2. Objetivos específicos

- Estudar o potencial de aquecimento global (PAG) da compostagem frente ao armazenamento de dejetos suínos;
- Avaliar as perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem;
- Analisar a interferência do uso de aditivos químicos na degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem de dejetos suínos;
- Verificar a formação de estruvita através da caracterização do composto final;
- Fazer uma avaliação dos macronutrientes fixados no composto orgânico de dejetos suínos com o uso dos aditivos químicos estudados;
- Verificar a formação de óxido nitroso (N_2O) durante o processo de compostagem de dejetos de suínos com o uso de aditivos;
- Calcular e avaliar o potencial de aquecimento global (PAG) do processo de compostagem de dejetos de suínos com o uso de aditivos.

1.5. Estrutura da Tese



CAPÍTULO II - Referencial teórico

2.1. A sustentabilidade suinocultura brasileira

O desenvolvimento da produção intensiva de suínos no Brasil surge com a relação de integração da suinocultura com as agroindústrias privadas, no período dos anos 1960 até meados dos anos 1980 por meio da expansão vertical da agricultura. Nesse período a ração dos suínos passa a ser constituída de ingredientes produzidos fora da propriedade, acarretando na especialização das unidades produtivas e desvinculando as atividades não integradas às agroindústrias (produção de milho, feijão, trigo e soja) característicos do modo de produção familiar, gerando como principais consequências o aumento dos custos de produção dos suínos e o aumento das grandes criações (TESTA, 2004).

A partir disso, o crescimento observado da suinocultura catarinense e brasileira nos últimos anos trouxe e traz repercussões econômicas e sociais. O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás da China, União Européia e Estados Unidos, com a produção de 3.435 toneladas ao ano de carne suína e um rebanho de 38,741 milhões de cabeças de suínos. Por sua vez, o Estado de Santa Catarina é o maior produtor nacional de suínos, com 6,7 milhões de cabeças de suínos, caracterizado por pequenos e médios produtores (ANUALPEC, 2014).

Considerando que estudos realizados pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) preveem que a produção mundial de carne suína deverá crescer em taxas anuais de 1,5 % no período compreendido de 2013 a 2023, o impacto ambiental também crescerá de forma concomitante.

Desse modo, devido a expansão da suinocultura, o segmento tornou-se um poluidor ambiental nas regiões produtoras, sendo que o grande potencial poluidor da suinocultura decorre do elevado número de contaminantes e nutrientes presentes nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada pode contaminar e degradar o ar, os recursos hídricos e o solo (DINUCCIO et al, 2008).

A partir desse cenário faz-se necessário desenvolvimento de tecnologias para minimização dos impactos ambientais causados pelos resíduos da atividade suinícola intensiva e grande escala.

No Brasil, o manejo dos dejetos de suínos comumente se dá na forma líquida com o uso de esterqueiras, onde ocorre um processo de degradação da matéria orgânica a partir da fermentação anaeróbia que possui como um dos produtos finais o gás metano (CH_4) e o gás sulfídrico (H_2S). O efluente líquido resultante é utilizado para adubação das lavouras ou pastagens.

A esterqueira ou lagoa quando corretamente utilizada pode ser uma opção de baixo custo, se a unidade de produção possuir área agrícola suficiente para a utilização dos resíduos como fertilizantes. Segundo estudos realizados por Sandi et al (2011), o custo médio do transporte e distribuição dos dejetos líquido de suínos foi de R\$ 7,50 por m^3 , considerando uma distribuição de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ e distância média percorrida de 1,6 km. No entanto, quando houver um longo percurso para a disposição final, esta forma de manejo poderá ser inviável, considerando que a disposição final incorreta desses resíduos pode ocasionar a emissão de gases poluentes, escoamento da carga orgânica e lixiviação de nutrientes (OLIVEIRA et al, 2002; SEGANFREDO et al, 2007).

Mas a escolha do sistema de armazenamento ou tratamento dos dejetos de suínos depende do custo de implantação e manutenção; da complexidade de execução; das características físico-químicas dos dejetos de suínos; da condição de relevo agrícola e do plantel de animais que compõem a unidade de produção; além de haver ou não o interesse econômico na exploração dos rejeitos como fertilizante.

Uma das alternativas encontradas para a diminuição dos possíveis impactos ambientais causados para transformação e agregação de valor aos dejetos gerados pela suinocultura e uma fácil operacionalidade é o manejo dos dejetos suínos na forma sólida, tratando-os via compostagem.

2.2. Características físico-químicas e produção de dejetos de suínos

As características físico-químicas dos dejetos de suínos e o volume produzido apresentam uma variação significativa dentro e entre unidades produtoras, pois estão associados ao manejo adotado e idade dos animais, bem como aos aspectos quantitativos e qualitativos das rações utilizadas.

Segundo Oliveira (1993) os principais fatores que afetam a qualidade dos dejetos de suínos são: os atributos dos alimentos oferecidos aos animais, quanto mais rica em nutrientes for a alimentação, mais ricas serão as dejeções e; o manejo hídrico da granja, este compreende as lavagens das baias dos animais, tipo de bebedouro adotado e o uso de calhas com ou sem proteção da chuva.

Para Babot et al (2011) a manipulação das rações se apresenta como uma das soluções possíveis para reduzir o potencial poluidor dos dejetos. Pesquisas realizadas por Oliveira (2002) mostraram que 60 a 70% do nitrogênio ingerido pelos animais são expelidos através dos dejetos. Na Tabela 2.1 observam-se as variações das características físico-químicas dos dejetos suínos citados em alguns trabalhos.

Tabela 2. 1: Características físico-químicas dos dejetos suínos.

pH	ST	SV	DQO	N _{total}	P _{total}
	g.L ⁻¹	g.L ⁻¹	g.L ⁻¹	g.L ⁻¹	g.L ⁻¹
-	11,85	7,80	15,63	2,00	0,34
6,69	34,23	-	49,79	3,57	0,97
7,39	32,99	26,36	31,44	3,57	1,57
7,32	35,12	28,34	29,60	3,36	1,57
7,59	58,8	44,02	78,27	5,38	1,06
7,80	60,52	45,73	79,60	5,69	1,19
7,85	63,02	47,67	82,75	5,87	1,25

Fonte: Schimidt et al (2002); Sinotti (2005); Gomes et al (2009); Tavares (2012).

Dados mais recentes observados por Tavares (2012) mostram a produção dos dejetos suínos, o trabalho avaliou 15 granjas suinícolas nas fases de produção crescimento/terminação, conforme a Tabela 2.2.

Segundo o autor estes resultados estão coerentes, pois quando comparados aos valores de outras pesquisas, que permanecem na faixa de 2,70 – 10,50 L.suínos⁻¹.d⁻¹, mostram-se algumas vezes inferiores ou superiores. A diferença nos valores da produção de dejetos suínos se deve aos avanços tecnológicos e técnicos adotados nos últimos anos nesta atividade, tais como: práticas de limpeza e desinfecção (uso de lâminas de águas¹), desvio das águas pluviais, uso de bebedouros mais eficientes, tipo de ração, tipo de comedouro e condições ambientais (REIS, 1995; GOMES et al,2009; BABOT et al, 2011).

Tabela 2. 2: Produção média de dejetos suínos.

Tempo de alojamento dos animais (semanas)	Número de ciclos de produção	Média(L.suínos ⁻¹ .d ⁻¹)
10	17	4,20
15	12	4,58
18	11	4,84

Fonte: Tavares (2012).

No entanto, além do manejo adotado pelas unidades produtoras de suínos, as fases fisiológicas de desenvolvimento dos animais também interferem na quantidade de dejetos suínos produzida, como mostra a Tabela 2.3.

¹ A lâmina de água no chão é uma prática adotada que propicia um ambiente favorável aos suínos nas épocas de calor, controla o aparecimento de moscas, mosquitos e outros vetores e reduz a emissão de gases no interior dos edifícios.

Tabela 2. 3: Produção de dejetos suínos conforme a fase de produção.

Categoria-Sistema de produção	L dejetos.suínos ⁻¹ .d ⁻¹
25-100 kg	7,0
Gestação	16,0
Maternidade	27,0
Creche	1,4
Machos	9,0
Média	8,6

Fonte: Dados de diversos autores adaptado por Oliveira (1993).

A referência da produção de dejetos de suínos utilizada pela Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA) é 8,6 L.suínos⁻¹.d⁻¹(valor médio), sendo 7 L.suínos⁻¹.d⁻¹para fase fisiológica de crescimento/terminação, esses números podem ser considerados ultrapassados, pois foram adotados na década de 80 e ainda são utilizados como indicadores para dimensionamento de sistemas de armazenamento e tratamento de dejetos suínos. É visto que há a necessidade da revisão e atualização dos valores da produção de dejetos suínos, já que houve um avanço tecnológico da produção e manejo dos animais e dos seus dejetos.

De acordo com os dados abordados por diversos autores, as características físico-químicas e a produção de dejetos suínos apresentam uma grande variabilidade devido aos aspectos de manejo e fase de desenvolvimento dos animais. Dessa forma, os sistemas de tratamento adotados pelas unidades de produção devem ser planejados conforme as características dos dejetos produzidos e, assim, optar pela tecnologia mais apropriada. Entretanto, com o aumento dos sólidos totais presentes nos dejetos de suínos através da adoção de tecnologias que reduzem o uso de água nas unidades produtoras, a compostagem torna-se uma boa opção para o tratamento dos dejetos suínos devido a sua fácil operacionalidade.

2.3. Compostagem de dejetos suínos

A compostagem é a decomposição biológica e a estabilização de substâncias orgânicas sob condições que permitam o desenvolvimento de temperaturas termofílicas (temperaturas elevadas) como resultado do calor produzido pela atividade biológica para produzir um produto final estável, livre de patógenos e de sementes de plantas, para uso agrícola e que seja benéfico ao solo, sem efeitos adversos ao ambiente (RYNK, 1992).

Um esquema de compostagem generalizado proposto por Haug (1993) divide-se em duas fases; a de alta velocidade de degradação da matéria orgânica e a de cura. A primeira é caracterizada pela alta demanda de oxigênio, temperaturas termofílicas, alta redução dos sólidos voláteis biodegradáveis e alto potencial de emissão de odor. Já a segunda fase, chamada de fase de cura ou maturação, é quando ocorre a diminuição da velocidade de degradação, da demanda de oxigênio e da emissão de odor; esta requer tempo necessário para degradação da matéria orgânica remanescente e o restabelecimento da população microbiana. Ainda segundo o autor, os componentes fitotóxicos metabolizados e a supressão de doenças de plantas podem ser benéficos na maturação do composto.

Assim, o processo de compostagem pode acontecer a partir da mistura de um ou mais substratos, que pode ser palha, resíduos de madeira (serragem e maravalha), casca de arroz, dentre outros, com os resíduos (lodo de esgoto, restos de alimentos, dejetos animais etc). O substrato deve ser um material de baixa umidade, ter baixa densidade, ser biodegradável e que promova suporte estrutural e manutenção dos espaços de ar.

Existem diversas técnicas de manejo para o desenvolvimento da compostagem (HAUG, 1993; DIAZ et al, 2007). No Brasil uma das técnicas de compostagem utilizada para o tratamento dos dejetos suínos, baseia-se na mistura dos dejetos líquidos de suínos provenientes das granjas convencionais com um substrato (maravalha) e divide-se em duas fases (OLIVEIRA et al, 2004): i) incorporação dos dejetos de suínos ao substrato, sendo que esta consiste na aplicação dos dejetos de suínos de forma parcelada até a saturação do substrato utilizado, e ii) estabilização do composto orgânico.

O processo acontece em plataforma coberta, possuindo o sistema de distribuição dos dejetos suínos e revolvimento da leira, para entrada de oxigênio, que ocorrem de forma mecanizada (Figura 2. 1).

Figura 2. 1: Sistema mecanizado para compostagem de dejetos suínos no Brasil.



Fonte: Disponível em <http://www.suinos.com.br>. Acessado em junho de 2015.

Para Haug (1993), a compostagem é uma forma de estabilização dos resíduos, mas a mesma requer condições especiais de umidade e aeração para produzir as temperaturas termofílicas. São consideradas temperaturas termofílicas aquelas acima de 45°C. A manutenção destas temperaturas é considerada o primeiro mecanismo para inativação de patógenos e destruição de sementes de plantas.

2.3.1. Fatores que influenciam o processo de compostagem

- ✓ **Aeração:** a circulação de ar na massa de resíduos é fundamental para a otimização do processo de compostagem, pois os microrganismos aeróbios necessitam da molécula de oxigênio (O₂) para oxidar a matéria orgânica. A aeração é capaz de promover a aceleração do processo de degradação da matéria orgânica e reduzir a emissão de maus odores (RYNK, 1992). Neste sentido, utilizam-se materiais estruturantes, tais como maravalha, serragem, palha e poda vegetal para manter a porosidade do material

suficiente para permitir a aeração. A entrada de ar na leira de compostagem depende da geometria de confecção da leira, da umidade, tamanho das partículas e da tecnologia aplicada;

- ✓ Temperatura: as temperaturas indicam a ocorrência da degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem, pois são resultado da atividade microbiológica. Estas devem atingir valores entre 40 a 60°C no terceiro dia após a iniciação do processo de compostagem. Caso isto não ocorra é sinal de que algum parâmetro físico-químico, tal como umidade, relação C/N, concentração de nutrientes ou pH não está adequado. Durante o processo de oxidação da matéria orgânica as temperaturas termofílicas (40 a 60°C) serão mantidas enquanto existir fonte de carbono prontamente disponível; fase que deve ser mantida pelo período mais longo possível. Com a exaustão da fonte de carbono mais facilmente disponível, as temperaturas decaem (abaixo de 38°C) e inicia-se a fase de maturação, permitindo que o carbono remanescente (ligado à estruturas mais resistente como lignina e celulose) possa ser degradado (PEREIRA NETO, 1996);
- ✓ Relação C/N: o carbono e o nitrogênio são fundamentais para o crescimento microbiano. A oxidação do carbono orgânico é a fonte básica de energia para o crescimento dos microrganismos e o nitrogênio está relacionado com a reprodução protoplasmática. A relação C/N ideal inicial pode ser de 25 a 40:1 e a final de 20 a 10:1. Relações C/N iniciais muito inferiores poderá causar uma perda de nitrogênio através da volatilização do amônio (NH₃) e gerar odores desagradáveis. A redução desta relação indica que o material orgânico está em processo avançado de humificação e que parte dos nutrientes foram convertidos em biomassa, o que elevará o fornecimento de nutrientes (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002);

- ✓ Umidade: a água contida na massa de compostagem auxilia a atividade microbiana. Com teores de umidade acima de 75% ocorre o preenchimento dos espaços vazios da massa de compostagem por água, assim ocasionando o surgimento dos microrganismos anaeróbios. Já teores de umidade abaixo de 50% diminuem consideravelmente a atividade microbiológica, prejudicando o desenvolvimento do processo de compostagem (RYNK, 1992; HAUG, 1993).

São vários os fatores que influenciam o processo de compostagem e que devem ser controlados e mantidos para obtenção de composto orgânico de qualidade, entretanto, um dos fatores de relevância que deve ser compreendido para entender o funcionamento do processo biológico de tratamento é a atividade microbiológica.

2.3.2. Atividade Microbiológica na compostagem

As comunidades microbianas participantes do processo de compostagem variam de acordo com a quantidade de resíduo e matéria prima utilizada, as condições ambientais e nutricionais (VARGAS et al, 2010). Segundo Kiehl (1998) os principais microrganismos que fazem parte deste processo são as bactérias, os fungos e os actinomicetos, responsáveis pela transformação da matéria orgânica crua em húmus. Podem fazer parte também do processo de degradação dos resíduos orgânicos os nematoides, protozoários, algas, insetos e suas larvas, além de agentes bioquímicos como as enzimas.

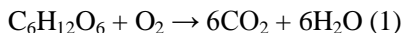
Os actinomicetos geralmente se desenvolvem quando parte do material orgânico já sofreu degradação e atuam em consórcio com as bactérias e são, na maioria, microrganismos termotolerantes. Quando ocorre a diminuição da umidade e da temperatura, as colônias de fungos crescem e tornam-se importantes microrganismos na segunda fase da compostagem (fase de cura ou maturação), já que a alta umidade presente no início do processo de compostagem reduz o seu crescimento, mesmo em sistemas aerados (KIEHL, 1998; DIAZ et al, 2007). Um exemplo de fungo que pode ser encontrado na compostagem

é o *Trichoderma sp.*, que participa da fase de maturação e destaca-se por ser um agente de controle biológico (BRITO et al, 2010).

Porém, para Diaz et al (2007), em alguns processos de compostagem, como a compostagem de lodo de esgoto, as bactérias são mais importantes do que os fungos. Segundo Strom (1985) é através da atividade biológica das bactérias que as temperaturas são mantidas sob 60°C e 40% da degradação dos sólidos ocorrem nos primeiros 7 dias do início do processo. As temperaturas entre 50 a 60°C é positiva e seleciona as bactérias, em particular as do gênero *Bacillus*, temperaturas acima de 65°C a *B. Stearothermophilus* são dominantes. As bactérias aeróbias predominam no processo de compostagem, no entanto, as anaeróbias também podem ser comuns na compostagem, ainda que em menor quantidade, devido a formação de zonas de anaerobiose (HAUG, 1993; DIAZ et al, 2007).

Alguns reatores de compostagem são chamados de fermentadores, mesmo com adoção de medidas elaboradas para assegurar as condições aeróbias (HAUG, 1993). Assim, várias rotas metabólicas e reações químicas são envolvidas durante o processo, as características físico-químicas dos resíduos a serem tratados vão contribuir para desencadear as reações bioquímicas e o estabelecimento dos microrganismos.

Na compostagem são encontrados os microrganismos heterotróficos, que utilizam as reações orgânicas de oxi-redução para obtenção de energia, sendo os principais e predominantes os aeróbios, que utilizam o oxigênio (O₂) como acceptor final de elétrons e resulta na liberação do dióxido de carbono (CO₂), exemplo a oxidação da glicose, conforme a Equação 1:



Participam também do processo compostagem os microrganismos autotróficos que são capazes de usar a energia das reações inorgânicas, os quais participam do processo de oxi-redução dos compostos inorgânicos nitrogenados, tais como o amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e o nitrato (NO₃⁻).

Para Haug (1993) o metabolismo respiratório de alguns microrganismos na compostagem depende do acceptor final de elétrons, podendo ser aeróbio, anaeróbio e anóxico. Segundo o autor, os

microrganismo utilizam primeiro o aceptor de elétron que proporciona maior rendimento energético, geralmente a ordem é o oxigênio (O_2), seguido do nitrato (NO_3^-) e do sulfeto (SO_4^{2-}). A Tabela 2.4 apresenta a relevância ecológica e ambiental de algumas bactérias que participam do processo de compostagem.

Tabela 2. 4: Relevância ecológica e ambiental de algumas bactérias participantes do processo de compostagem.

Agente		Produtos	Respiração	Categoria Metabólica	Relevância Ecológica	Bactérias – gêneros ou espécies
Redutor	Oxidante					
NH_4^+ , NH_3	O_2	NO_2^- , H_2O	Aeróbia	Autotróficas	Nitrificação (Nitrossomonas).	<i>Nitrossomonas europaea</i> <i>Nitrospira briensis</i> <i>Nitrosolobus multiformis</i>
NO_2^-	O_2	NO_3^-	Aeróbia	Autotróficas	Nitrificação (Nitrobacter).	<i>Escherichia coli</i> <i>Streptomyces rectus</i>
Substâncias orgânicas	O_2	CO_2 , H_2O	Aeróbia	Heterotróficas	Muitos microrganismos, alguns com potencial patogênicos.	<i>Thiobacillus</i> <i>Pseudomonas</i>
Substâncias orgânicas	NO_3^-	CO_2 , H_2O , N_2	Anóxica	Heterotróficas	Desnitrificação (bactérias desnitrificantes e termofílicas)	
Substâncias orgânicas	Substâncias orgânicas	CH_4 , CO_2	Anaeróbia	Heterotróficas	Produção de metano (bactérias formadoras de ácido e metano)	<i>Methylomonas methanica</i> <i>Methylosinus trichosporium</i>

Fonte: Adaptado de Haug, 1993; Diaz et al, 2007.

Há uma diversidade microbiológica que participa do tratamento biológico via compostagem, envolvendo diferentes reações bioquímicas e resultando em diferentes produtos.

Nesse sentido, é significativo o entendimento mais aprofundado deste tópico para buscar o aperfeiçoamento e melhoria do sistema compostagem. Da mesma forma, são importantes a quantificação da emissão de gases poluentes, que são resultantes dos processos biológicos da compostagem de dejetos suínos, destacando as perdas de nitrogênio na forma de NH_3 e N_2O e a emissão de CH_4 .

2.4. Perda de nitrogênio e emissão de gases de poluentes da compostagem de dejetos suínos

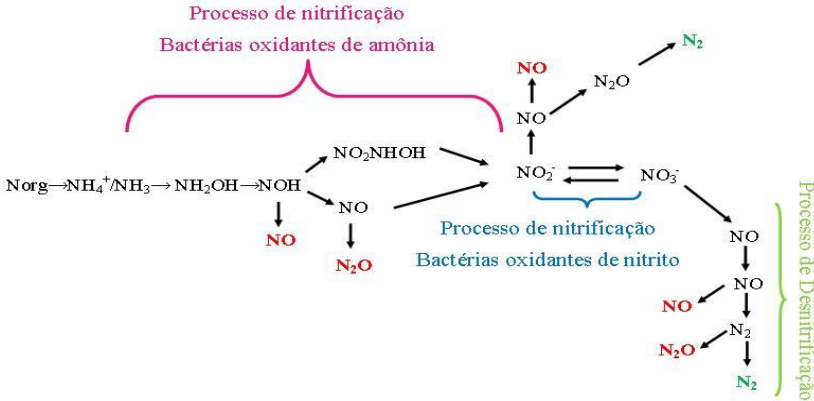
Foi visto que a compostagem envolve uma gama de microrganismos e baseia-se principalmente no processo aeróbio para a degradação da matéria orgânica, mas pode propiciar ambientes com ausência de oxigênio. Os processos microbiológicos que ocorrem na compostagem de dejetos suínos dividem-se em 3 zonas ou ambientes distintos: a zona I que compreende 92% do volume total e é onde encontra-se os microrganismos aeróbios; a zona II e III que corresponde a 7,7% do volume total, onde ocorre falta de oxigênio periódica, nestas zonas ocorrem a alternância dos processos aeróbios e anaeróbios, e; a zona IV, mais profunda, que corresponde a 0,3% do volume total, com predominância dos microrganismos anaeróbios, e por consequência com produção de CH_4 (WOLTER et al , 2004).

A emissão de CH_4 ocorre pelo aumento da densidade da massa de compostagem. Segundo Chowdhury et al (2014), a adição de agentes de volume podem auxiliar na redução de Gases de efeito estufa (GEE), como o CH_4 , pois aumenta a porosidade da mesma, permitindo a diminuição das zonas de anaerobiose, mas essa ação pode promover a volatilização do N-NH_3 .

Já que o nitrogênio dos dejetos de suínos encontra-se em maior parte na forma orgânica, e pode ser transformado para NH_4^+ (forma inorgânica) através da amonificação e, em condições adequadas, o íon amônio sofre nitrificação e desnitrificação, resultando em N_2 . No entanto, durante os processos de nitrificação e desnitrificação ocorre a

liberação de N_2O , conforme a figura abaixo (Figura 2.2) (CHADWICK et al, 2011; CHEN et al, 2012).

Figura 2. 2: Esquema do processo de nitrificação e desnitrificação durante o processo de compostagem de dejetos suínos.



Fonte: Adaptado de Fukumoto (2012).

A emissão de NH_3 durante a compostagem de dejetos suínos depende principalmente das condições químicas dos resíduos e da gestão adotada para o processo (FUKUMOTO et al, 2003a; LI et al, 2013), podendo representar de 5 a 60% do N total perdido (FUKUMOTO et al, 2003b; SZATO et al, 2007). No entanto, temperaturas acima de $40^\circ C$ inibem o processo de amonificação e de nitrificação/desnitrificação. Alguns trabalhos mostram que a emissão de N_2O aumenta após a fase termofílica, pois os microrganismos nitrificantes e desnitrificantes não atuam na mesma faixa de temperatura (FUKUMOTO, 2012; ZHONG et al, 2013).

Segundo Li et al (2013), a mudança de temperatura de 30 para $50^\circ C$ promove uma sucessão de comunidade microbiana, resultando em diferentes espécies de bactérias, que podem provocar ou inibir a perda de nitrogênio através da emissão desses gases. Mas, Maeda et al (2010) e Chowdhury et al (2014) notaram que não houve efeito significativo da temperatura nas emissões de $N-N_2O$, durante a compostagem de dejetos animais. Moeda et al (2010) observaram que a perda de $N-N_2O$ ocorreu durante quase todo o processo, com picos de emissão devido ao efeito

físico do revolvimento da leira de compostagem, que pode ter causado a liberação de N_2O do interior da massa.

Um experimento para verificar a perda de nitrogênio durante a compostagem de dejetos suínos executado por Fukumoto et al (2009), mostrou que a perda $N-NH_3$ ocorreu principalmente no início do processo, no tempo de 0 ao 18 dias. Durante os primeiros 18 dias, 9,82% do N total inicial foram perdidos, sendo que através da volatilização de amônia foram 9,51% e 0,34% pela emissão de $N-N_2O$. Segundo os autores, após 20 dias do início do processo a emissão de $N-N_2O$ tornou-se mais intensa e de $N-NH_3$ cessou, e a emissão total de $N-N_2O$ representou 9,27% do N total inicial. Já Angnes (2012) avaliou a perda de nitrogênio durante o processo de compostagem de dejetos suínos, num período de 40 dias, sendo que o método de compostagem utilizado foi baseado em Oliveira et al (2004), obtendo que a emissão de $N-N_2O$ representou 2,57% do nitrogênio total aplicado.

Chadwick et al (2011) relataram que na compostagem de dejetos animais, a emissão de N_2O pode acontecer na faixa de <1 a 4,3% do nitrogênio total dos dejetos animais utilizados. Entretanto, alguns estudos indicam que na compostagem de dejetos suínos a emissão de CH_4 encontra-se entre 0,1 a 12% do carbono orgânico total e a de N_2O pode variar de 0,02% a 9,9% do nitrogênio total (FUKUMOTO et al, 2003a; WOLTER et al, 2004; SZANTO et al, 2007; JIANG et al, 2011).

Pela compostagem ser uma tecnologia artesanal² muitos fatores podem influenciar na formação e perda do $N-NH_3$, $N-N_2O$ e $C-CH_4$. Assim é importante avaliar os resultados do processo, como a emissão de gases, conforme o *design* e a técnica de manejo adotada para a compostagem, bem como os resíduos utilizados. Mas a redução da emissão desses gases torna-se importante, na medida em que esses possuem potencial de poluição ambiental e a perda de nitrogênio resulta num produto de baixa qualidade nutricional para posterior comercialização como fertilizante orgânico. Ainda assim, é possível o desenvolvimento de tecnologias para redução da emissão de gases nocivos ao ambiente e para valorização do produto final, por isso, tais como a utilização de aditivos químicos em compostagem na perspectiva de melhoria do processo e do composto orgânico final.

² A ideia de tecnologia artesanal consiste no emprego de diferentes métodos e modo de fazer, o que implica a não padronização do processo.

2.5. Uso de aditivos químicos no processo de compostagem

Os aditivos químicos na compostagem são utilizados com o intuito de melhorar a qualidade do composto orgânico final, transformando-o num produto com maior valor nutricional e passível de comercialização. No entanto, alguns aditivos usados durante o processo de compostagem podem contribuir para diminuição de poluentes, como a geração de alguns gases durante o processo e, para produção de um composto orgânico de melhor qualidade nutricional (FUKUMOTO, 2011; FUKUMOTO, 2012; LUO, 2013). Assim, no presente tópico será abordado o estudo do uso de alguns aditivos na compostagem, destacando-se o sal de Mg (magnésio) com o PO_4 (fosfato) e a dicianodiamida (DCD).

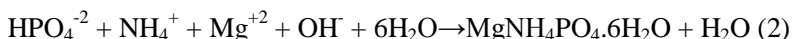
2.5.1. Sal de Magnésio (Mg) e Fosfato (PO_4)

A volatilização da amônia (NH_3) e a emissão de óxido nitroso (N_2O) são importantes perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem de dejetos suínos, conforme abordado no item 2.3. De acordo com alguns estudos, o uso associado do sal de magnésio (Mg) e fosfato (PO_4) durante o processo de compostagem pode contribuir para a diminuição da perda de nitrogênio por volatilização de NH_3 , através da precipitação do nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) e da formação de cristais de estruvita (JEONG et al, 2005; LEE et al, 2009; FUKUMOTO et al 2009).

A estruvita é um cristal formado com igual concentração molar de Mg, NH_4^+ e PO_4^- com seis moléculas de água, denominado de Fosfato Amônio Magnésio ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), com peso molecular de $245 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$, é insolúvel, pouco solúvel e solúvel em condições alcalinas, neutras e ácidas, respectivamente. A mesma pode ser descrita como um mineral leve com gravidade específica baixa, de 1,7. O tamanho dos cristais de estruvita variam de acordo com as condições de produção, sendo encontrados valores de $15 \mu\text{m}$ a $3,5 \text{ mm}$. A identificação morfológica e a composição desses cristais acontecem através do escaneamento por microscopia eletrônica de varredura (MEV) e por difração de raio X (DRX) (RAHMAN et al, 2014).

O processo de cristalização da estruvita ocorre sob condições alcalinas e sua formação sucede conforme a Equação 2 a seguir, junto ao

composto orgânico, pode se tornar um valioso fertilizante de liberação lenta (*slow release*), já que mesmo tradicionalmente possui nitrato (NO_3^-) como fonte de nitrogênio, e pode ser considerado um fertilizante de liberação rápida (*fast release*). Considerando que este mineral não é facilmente dissolvido pela água da chuva, o mesmo pode ser utilizada até em áreas alagadas com sucesso.



Quando os cristais de estruvita são utilizados ao longo de um cultivo agrícola como fertilizantes, a liberação dos nutrientes para as plantas ocorrem numa taxa mais lenta do que os fertilizantes solúveis, as plantas podem ocupar a maior parte dos nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e magnésio, sem desperdícios por lixiviação e/ou evaporação dos mesmos. Sendo apropriado para culturas agrícolas ou plantas que necessitam de fertilizantes de baixa solubilidade, tais como algumas plantas ornamentais e hortícolas (LEE et al, 2009).

Estudos mostraram a boa conservação do N total com uso do sal de Mg e PO_4^- , observou-se que nos tratamentos com aditivos a redução da emissão de NH_3 foi de 25 – 43% e de N_2O foi de aproximadamente 10%, quando comparado ao tratamento controle (sem uso do aditivo) (FUKUMOTO et al, 2011; FUKUMOTO, 2012). Segundo Fukumoto et al (2009), a taxa de N total perdido, com base na concentração de N total inicial com o uso desse aditivo foi de 14,8%, enquanto que no tratamento controle foi de 30,2%. Os autores observaram maior concentração de NH_4^+ e menor de NO_3^- no composto final quando comparado ao tratamento controle. Isso ocorre porque com a formação dos cristais de estruvita, o amônio torna-se indisponível para os microrganismos durante a fase termofílica, quando o pH está entre 8-9, mas, em condições ácidas os cristais podem ser dissolvidos e ocorrer a liberação do amônio.

Entretanto, alguns autores destacam o efeito negativo do uso de doses mais elevadas do sal de Mg e PO_4^- para os microrganismos, afetando principalmente o processo de nitratação (NO_2^- – NO_3^- /Nitrobacter), e a eficiência de degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem (LEE et al, 2009; FUKUMOTO et

al, 2011; FUKUMOTO, 2012). Experimentos desenvolvidos por Fukumoto et al (2011), que utilizaram aproximadamente 120 g de cloreto de magnésio ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$) e 20 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) em processo de compostagem de dejetos suínos, mostraram uma pequena influência negativa temporária na atividade microbiológica durante o processo. A emissão de CO_2 e o aumento da temperatura interna da biomassa, iniciaram com um ligeiro atraso no tratamento com uso do sal de Mg associado ao PO_4^- . Observaram também um retardamento no crescimento da bactéria oxidadora de amônio e o aparecimento da bactéria oxidadora de nitrito ocorreu dias antes do que no tratamento controle.

Desse modo, o sal de Mg e o fosfato podem ser utilizados no processo de compostagem até uma determinada dosagem, visto que há a possibilidade de interferência na degradação da matéria orgânica. No entanto, deve-se levar em consideração as características dos resíduos a serem tratados e o manejo adotado para a compostagem, já que existe a influência direta do pH durante o processo de cristalização da estruvita.

Ademais, destaca-se que com a formação deste mineral, o composto orgânico poderá agregar valor e ser comercializado para culturas agrícolas mais específicas e exigentes quanto a liberação dos nutrientes, além de reduzir alguns riscos de impactos ambientais, como a lixiviação do nitrogênio e fósforo, que desencadeia a eutrofização das águas superficiais.

2.5.2. Inibidor de Nitrificação – Dicianodiamida (DCD)

A Dicianodiamida (DCD) é uma amida orgânica com a seguinte fórmula química $C_2N_4H_4$, no solo é degradada até CO_2 , NH_3 e H_2O . A mesma é utilizada como inibidor da nitrificação com aplicação no solo, com intuito de melhorar o aproveitamento do nitrogênio (N), reduzir as perdas de nitrogênio decorrentes da nitrificação e aumentar a eficiência do uso dos fertilizantes (ZAMAN et al, 2009). A nitrificação converte o nitrogênio mineral que está na forma de amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-), considerando que o nitrato (NO_3^-) é a principal perda de nitrogênio durante o cultivo de algumas culturas agrícolas, tal como o arroz irrigado, por ser a via para o processo de desnitrificação e, assim, emitindo óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2) (LAN et al, 2013).

O DCD possui ação bacteriostática, inibindo o primeiro estágio da nitrificação, que consiste na oxidação do amônio (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-), realizada pelas Nitrossomonas, principalmente por *Nitrossomonas europaea*, assim diminuindo a taxa de formação de NO_3^- . Segundo O'Connor et al (2012), o DCD age especificamente sobre a bactéria amônio oxidase, bloqueando o sítio ativo onde a NH_4^+ é convertido em NO_2^- .

Para Lan et al (2013), a ação do inibidor de nitrificação (DCD) consiste no retardamento da oxidação de amônio (NH_4^+) para nitrato (NO_3^-) pela repressão da atividade das bactérias oxidadoras de amônia no solo, agindo temporariamente sobre o processo. Segundo o autor, o uso do DCD no solo, além de melhorar o aproveitamento do nitrogênio pelas culturas, promove a redução da emissão de N_2O , que pode acontecer diretamente pela diminuição da produção de nitrito (NO_2^-) e indiretamente pela redução da disponibilidade de nitrato para as bactérias desnitrificantes e/ou para lixiviação no solo.

Na avaliação do uso de DCD no solo feito por Stuker (2010), com aplicação de dejetos líquidos de suínos, percebeu-se que a magnitude e a duração da inibição foram dependentes das doses utilizadas do inibidor, o aumento da concentração de DCD reduziu o acúmulo de N-NO_3^- no solo. Luo et al (2013) testaram 0,2% de DCD com sulfato de cálcio dihidratado ($\text{Ca.SO}_4.2\text{H}_2\text{O}$) em processo de compostagem de dejetos suínos e perceberam que houve menores perdas de N por volatilização de NH_3 , mas apenas os tratamentos com DCD foram eficientes na redução da emissão de óxido nitroso (N_2O) e o teor de N total no composto ao final de 30 dias foram significativamente mais altos nos tratamentos com aditivos comparados ao controle (sem uso do DCD).

Poucos relatos são encontrados sobre o uso de inibidor nitrificação em processo de compostagem de dejetos suínos, no entanto, Luo et al (2013) encontraram redução na emissão de N_2O e aumento do teor de nitrogênio no composto orgânico. E vale destacar que em muitos casos a utilização do DCD no solo pode ser considerada uma ferramenta satisfatória para aumentar a eficiência do fertilizante.

Neste sentido, o presente projeto busca o estudo e a avaliação do uso de DCD, do sal de Mg com PO_4^- e associação de ambos (DCD + sal de Mg e PO_4^-) em compostagem de dejetos suínos, visto que os

dados existentes sobre o tema devem ser mais aprofundados e discutidos, principalmente no Brasil, onde essa técnica ainda não é utilizada.

CAPÍTULO III – Estudo sobre o Potencial de aquecimento global e Perdas de Nitrogênio da Compostagem de dejetos suínos

Este capítulo trata sobre estudo que motivou o esboço dos ensaios posteriores da presente tese, que trata a respeito do uso dos aditivos químicos em compostagem de dejetos suínos. O mesmo aconteceu a partir de um programa governamental, chamado Programa de Agricultura de Baixo Carbono, que possui como meta a redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE) em 36% a 39% até 2020.

Considerando que, de acordo com o último relatório do MCTI (2013), a agricultura foi responsável por 35% das emissões de GEE, sendo que o manejo dos dejetos animais contribuiu com aproximadamente 5%. Assim, desenvolveu-se na Embrapa Suínos e Aves junto à rede Biogásfert um experimento que visa a comparação da emissão de gases poluentes entre os três diferentes sistemas de tratamento e armazenamento mais difundidos no Brasil para os dejetos de suínos - a compostagem, a esterqueira e a lagoa pós biodigestor - a quais simulou-se o manejo adotado em situação de campo.

Dessa forma, este capítulo busca discutir os principais resultados e conclusões deste estudo relacionados ao PAG, a transformação do nitrogênio da compostagem e as concentrações de nutrientes (NPK) e do nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-) do composto orgânico e do efluente líquido final da esterqueira.

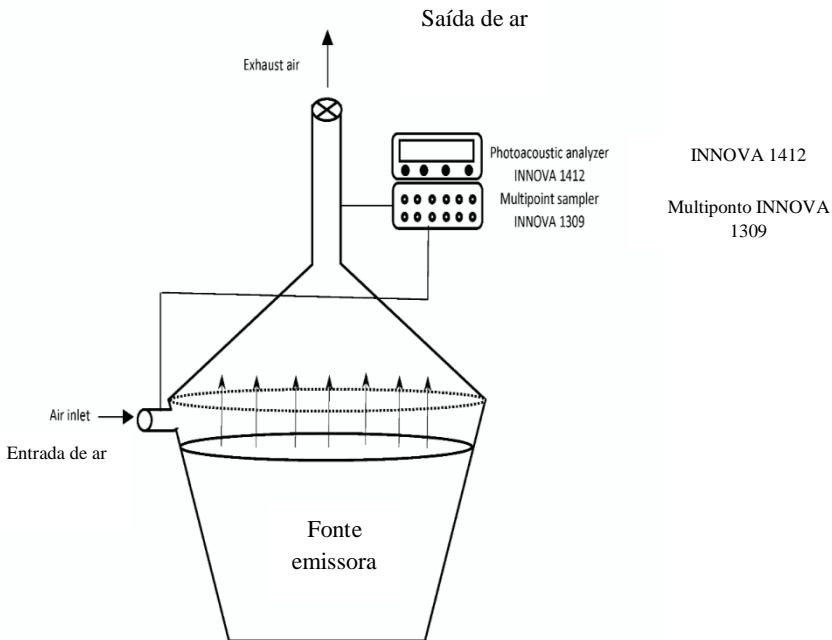
Um dos resultados obtidos foi o potencial de aquecimento global (PAG) e a concentração de nutrientes dos três diferentes sistemas de tratamento e armazenamento dos dejetos suínos. O PAG foi calculado para o período de 180 dias, considerando que as três leiras de compostagem já haviam atingido uma relação C/N de aproximadamente 16 e temperatura abaixo de 30°C (temperatura ambiente), indicando que as leiras já se encontram bioestabilizadas, em processo de humificação e o composto apto para o uso como fertilizante (KIEHL, 1998; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000).

3.1 Materiais e Métodos

O experimento ocorreu no período de 180 dias (Agosto de 2013 a Fevereiro de 2014) na área experimental da Embrapa Suínos e Aves,

em triplicata e com três tratamentos: compostagem, esterqueira e lagoa pós biodigestor, e desenvolveram-se em nove reatores de 3 m^3 . Os gases monitorados foram amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), sendo que a metodologia utilizada para mensuração dos gases foi a da câmara dinâmica, conforme Figura 3.1. Dessa forma, as superfícies das fontes emissoras (cada repetição) foram cobertas pelas câmaras dinâmicas para capturar e direcionar os gases para os tubos de saída. Os tubos de saída dos gases utilizados foram de 150 mm de diâmetro e equipados com exatores, que apresentaram uma velocidade média constante de $1,63 \text{ m.s}^{-1}$, de modo a proporcionar um fluxo laminar constante acima da fonte de emissão, metodologia descrita em Falkoski et al (2014), Ribeiro et al (2014) e Sardá et al (2015).

Figura 3. 1: Método câmara dinâmica.



Para medir as concentrações dos gases utilizou-se o monitor de gases fotoacústico (INNOVA 1412 - Luma Sense Technologies Inc., CA, USA) conectado aos reatores através de um multiponto (INNOVA

1309 - Luma Sense Technologies Inc., CA, USA), as medições foram realizadas num intervalo de 20 minutos para cada repetição durante o tempo de monitoramento. Os dados foram avaliados pela análise de variância utilizando o software estatístico SAS (Statistical Analysis System, version 9.2). A taxa de emissão (g.h^{-1}) foi calculada a partir da Equação 3.

$$F = Q \cdot (C_o - C_i) \quad (3)$$

Onde, Q é a velocidade do fluxo de ar na câmara dinâmica ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$), C_o e C_i são as concentrações de saída e entrada do gás ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$), respectivamente.

O potencial de aquecimento global (PAG) foi calculado a partir dos valores gerados da emissão acumulada de cada gás monitorado e seguiu-se a Equação 4, de acordo com o IPCC (2013).

$$PAG = CO_2 + 34 CH_4 + 298 N_2O \quad (4)$$

O processo de compostagem ocorreu a partir da mistura dos dejetos de suínos fresco com 400 kg de maravalha, de acordo com o método proposto por Oliveira et al (2004). As aplicações dos dejetos suínos ocorreram de forma parcelada ao longo do tempo (dias): 300 L (1), 300 L (7), 300 L (14), 300 L (28), 100 L (48), 100 L (55), até a saturação da maravalha (substrato), quando da massa da compostagem atingiu aproximadamente 75% de umidade, as características físico-químicas dos resíduos utilizados encontram-se na Tabela 3.1. A mesma frequência e volume de dejetos suínos acrescentados na compostagem foram utilizados nos demais tratamentos, sendo que na lagoa pós-biodigestor os dejetos já haviam passado pelo processo de biodigestão.

Tabela 3. 1: Características físico-químicas dos dejetos suínos e da maravalha utilizados para formação da biomassa (compostagem).

Dejetos Suínos	ST	NT	SV	N-NH ₄	K	P
	%			mg.L ⁻¹		
Dia 1	2,5	0,3	1,6	1907	1371	660
Dia 7	1,8	0,23	1,1	1535	860	590
Dia 14	4,6	0,42	2,3	2794	1365	1965
Dia 28	3,1	0,37	2,0	2319	1669	840
Dia 55	3,3	0,38	2,2	2371	1857	870
	M.S	NT	C	N-NH ₄	K	P
		%			mg.k ⁻¹	
Maravalha	0,9	0,3	33,2	0	972	208

Realizaram-se semanalmente a aeração (de forma mecânica), as pesagens das leiras de compostagem e as coletas das amostras de composto orgânico para análises físico-químicas. As coletas das amostras de biomassa, para cada repetição, ocorreram logo após a homogeneização da massa através do revolvimento, coletavam-se em cinco pontos da leira para formação de uma amostra composta.

As amostras de biomassa e do efluente líquido foram encaminhadas para o laboratório físico-químico e de meio ambiente da Embrapa Suínos e Aves e analisadas conforme os métodos descritos nos Anexos. Também viu-se as perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem, de acordo com a Equação 5 e 6.

$$MPI_N = ME_N - MR_N \quad (5)$$

$$MP_N = MR_{Ni} - MR_{Nf} \quad (6)$$

Onde: na Equação 5 trabalhou-se com as médias das três repetições durante a fase de aplicação dos dejetos suínos na leira de compostagem, MPI_N é a massa de nitrogênio inicialmente perdida (kg) durante a compostagem com o aporte de matéria orgânica, ME_N é massa de nitrogênio que entrou (kg) na compostagem e MR_N é a massa de

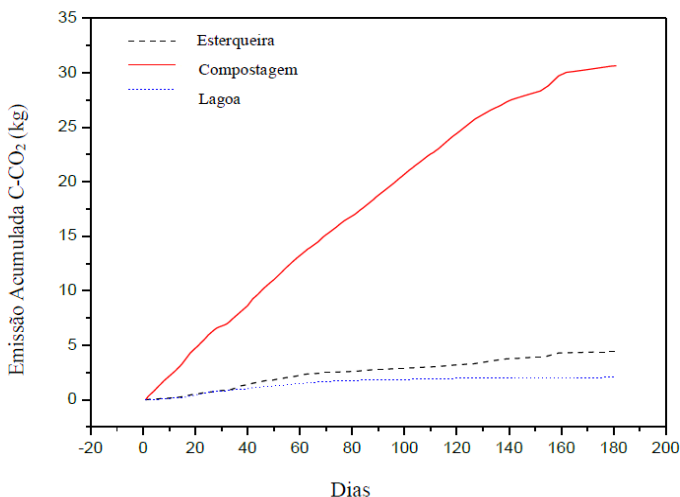
nitrogênio retida (kg) na compostagem; na Equação 6 utilizaram-se os valores médios das três repetições durante a fase de maturação da compostagem, MP_N é a massa de nitrogênio perdida (kg) durante a compostagem sem o aporte de matéria orgânica, MR_{Ni} é a massa de nitrogênio inicial retida (kg) na compostagem e MR_{Nf} é a massa de nitrogênio final (kg) retida na compostagem.

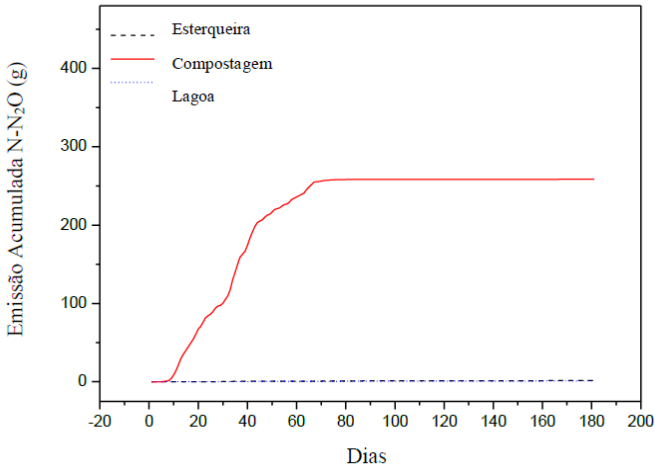
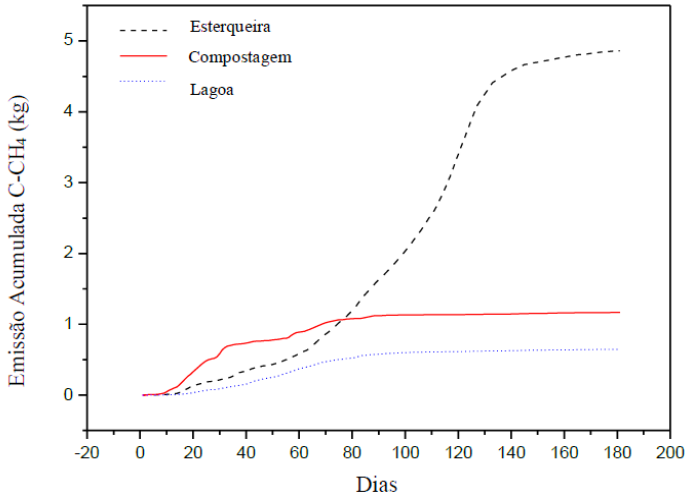
Os tratamentos estatístico utilizados foram média e análise de variância, o *software* estatístico utilizados foi o SAS (*Statistical Analysis System*).

3.2 Resultados e Discussões

Na Figura 3.2 observa-se a emissão acumulada dos gases C-CO₂, C-CH₄ e N-N₂O, é visível que o tratamento via processo de compostagem e o armazenamento em esterqueiras dos dejetos suínos podem ser caracterizados como uma fonte potencial de emissão de gases de efeito estufa, com destaque principalmente para a compostagem, que neste estudo apresentou uma elevada emissão de N₂O, gás com elevado poder de retenção do calor na atmosfera, e muito nocivo ao ambiente.

Figura 3. 2: Emissão acumulada dos gases de efeito estufa nos tratamentos esterqueira, compostagem e lagoa pós biodigestor.





O valor médio do PAG encontrado para o tratamento compostagem foi de $1,55 \text{ kg eq CO}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$, resultando numa soma de 279 kg eq CO₂, sendo que 42% deste valor obtido corresponde a

emissão de carbono na forma de CO_2 e 16,2% na forma de CH_4 , confirmando a presença da formação de zonas de anaerobiose. Com destaque para a contribuição do gás N_2O , que representou 41,8% do PAG. Já o valor médio do PAG encontrado para a esterqueira e para a lagoa com resíduo biodigestado, foi 1,35 kg eq CO_2 . dia⁻¹ e 0,13 kg eq CO_2 . dia⁻¹, respectivamente. O tratamento esterqueira resultou numa soma no período avaliado de 243 kg eq CO_2 , com 93% de emissão de C-CH_4 . Já a lagoa de armazenamento de efluente do biodigestor, previsivelmente, obteve o menor valor médio de PAG dos tratamentos testados, com apenas 23 kg eq CO_2 , no período de 180 dias, devido a baixa emissão de CH_4 , que representou 97,5% do PAG.

Estudos realizados por Higarashi et al (2013) também mostraram que a compostagem alcançou um PAG maior quando comparado a esterqueira, num tempo de monitoramento de 40 dias, os autores observaram que o potencial de aquecimento global da compostagem foi 1,7 vezes maior do que o encontrado na esterqueira. Sendo que na compostagem o CO_2 e o CH_4 contribuíram aproximadamente com 55% e 20%, respectivamente, e o N_2O com 24% do PAG, no período de avaliação. Possivelmente os valores encontrados pelos autores poderiam ter sido maiores. Devido ao período curto de avaliação não foram contabilizadas as emissões de gases do processo de compostagem durante fase de estabilização ou cura, sendo creditadas somente aquelas da primeira fase do processo.

A contribuição do N_2O para o aumento do potencial de aquecimento global da compostagem de dejetos suínos pode estar relacionada com a elevada diversidade microbiológica existente propiciada pelos diferentes ambientes formados numa leira de compostagem, ao teor de nutrientes e matéria orgânica dos materiais utilizados, que juntos são passíveis de favorecer a ocorrência do processo de nitrificação e desnitrificação, podendo ter como um dos produtos gerados o N_2O . De acordo com Chadwick et al (2011), na compostagem de dejetos animais, o aumento da densidade da massa propicia a formação de microambientes com baixa e alta concentração de oxigênio (O_2), favorecendo as bactérias nitrificantes e desnitrificantes.

No entanto, a compostagem possui alguns benefícios com relação aos nutrientes para posterior uso no solo como fertilizante, frente ao efluente líquido gerado suinocultura. Na Tabela 4.1 observa-se os

resultados físico-químicos expressos em % do nitrogênio total (NT), do nitrogênio na forma de amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato ($N-NO_3$), fósforo (P) e potássio (K) encontrados ao final do experimento (180 dias) no composto orgânico e no efluente líquido originários do armazenamento dos dejetos suínos em esterqueira, considerando que os 145 dias finais foram sem acréscimo de matéria orgânica.

Tabela 3. 2: Teor (%) de N, $N-NH_4$, $N-NO_3$, P e K encontrados nas amostras de composto orgânico e efluente líquido de dejetos suínos após 180 dias de ensaio.

	Composto orgânico*	Efluente Líquido* Esterqueira
NT (%)	1,45	0,31
$N-NH_4$ (%)	0	0,13
$N-NO_3$ (%)	0,006	0
P (%)	0,75	0,44
K (%)	1,06	0,98

* Os resultados encontram-se na base seca.

Os teores de nutrientes (NPK) foram maiores no composto orgânico, com destaque para o nitrogênio total (NT), do que no efluente líquido resultante da esterqueira, de acordo com a Tabela 3.1. No composto orgânico final o nitrogênio inorgânico encontra-se na forma de nitrato ($N-NO_3^-$), enquanto nos dejetos armazenados na esterqueira está na forma de amônio ($N-NH_4^+$). Isto evidencia que os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem principalmente na compostagem.

Apesar dos resultados das análises físico-químicas e da concentração final (em %) do nitrogênio total ser maior na compostagem, os dados encontrados neste estudo mostraram que houve uma transformação e perda significativa de nitrogênio durante o processo. A entrada total média de nitrogênio em cada leira de compostagem foi de 6 kg, considerando que 3 kg do nitrogênio total (NT) de entrada foi na forma de NH_4^+ , ao final do processo as leiras possuíam em média 1,6 kg NT, no período de 180 dias, que representou uma perda de nitrogênio de 73%, conforme Tabela 3.3 e Tabela 3.4. Já 100% do nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), após 70 dias de processo de

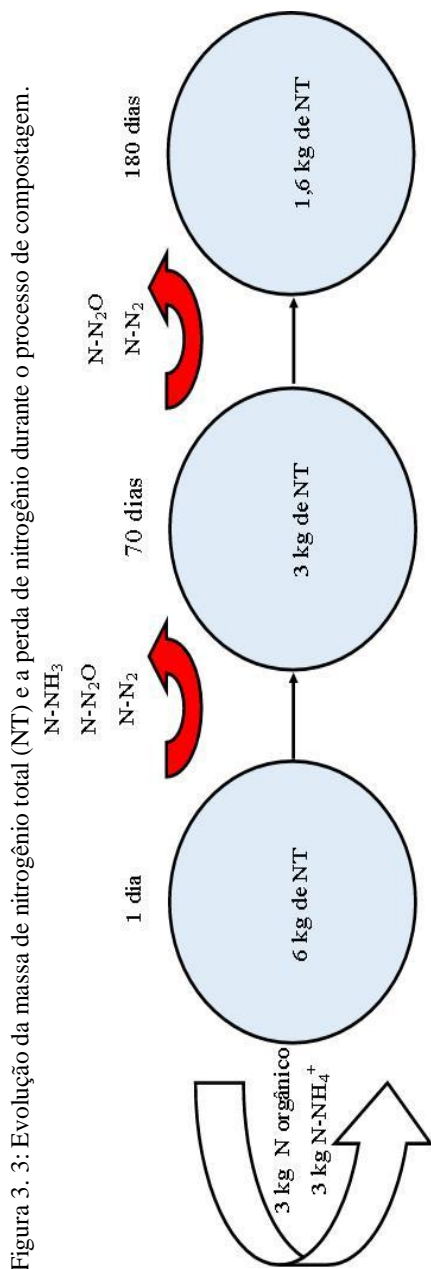
compostagem (fase de incorporação dos dejetos de suínos), havia sofrido volatilização de amônia (NH_3) ou nitrificação (Figura 3.3).

Tabela 3. 3: Massa (kg) de NT, N-NH₄, N-NO₃ no período de aporte de matéria orgânica.

Aporte de matéria orgânica (fase de aplicação dos dejetos de suínos)						
Dia	Massa de entradas acumuladas de N			Massa de N retida na biomassa		
	NT (kg)	N-NH ₄ (kg)	N-NO ₃ (kg)	N (kg)	N-NH ₄ (kg)	N-NO ₃ (kg)
8	1,84	0,57	0	1,77	0,21	0,0044
15	2,54	1,03	0	2,54	0,35	0,0264
29	3,78	1,87	0	2,53	1,07	0,0078
36	5,23	2,57	0	2,68	0,86	0,0083
57	5,53	2,77	0	2,98	0,71	0,0284
70	5,91	3,00	0	3,00	0,00	0,1064

Tabela 3. 4: Massa (kg) de NT, N-NH₄, N-NO₃ na fase de maturação da compostagem.

Sem aporte de matéria orgânica (fase de maturação)			
Dias	Massa de N retida na biomassa		
	NT (kg)	N-NH ₄ (kg)	N-NO ₃ (kg)
70	3,00	0,1861	0,00683
77	2,90	0,1406	0,01376
84	2,80	0,3483	0,00000
92	1,87	0	0,00499
105	2,50	0	0,00529
112	2,37	0	0,00451
119	2,38	0	0,00360
150	2,20	0,00	0,00075
162	2,05	0,00	0,00026
180	1,57	0,00	0,00032



Fonte: Elaboração própria, 2015.

O nitrogênio na forma de NO_3^- esteve presente durante todo processo de compostagem, ao final representou apenas 0,02% em média da massa de nitrogênio total. Destaca-se que grande parte da massa do nitrogênio que entrou na compostagem foi transformada através do processo de nitrificação e desnitrificação e perdido pela emissão de N_2O e N_2 . Neste estudo, a emissão média acumulada de nitrogênio na forma de óxido nitroso ($\text{N-N}_2\text{O}$) foi de 0,25 kg e de amônio (N-NH_3) foi 0,33 kg, representando 18% do NT perdido e 23,5% NT perdido, respectivamente. Logo, verificou-se que o N-N_2 gerado representou cerca de 58,5% NT perdido, considerando a Equação 7.

Pois, de acordo com Angnes et al (2013), que avaliaram a perda de nitrogênio durante o processo de compostagem de dejetos suínos, utilizando o manejo da leira de compostagem similar à do presente estudo, verificaram que num período de 40 dias, aproximadamente 15% e 5,5% do NT perdido ocorreu através da volatilização do N-NH_3 e da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$, respectivamente. Os autores avaliaram que cerca de 79% do NT foi perdido pela emissão de N-N_2 .

$$N - N_2 = NT \text{ perdido} - (N - \text{NH}_3 + N - \text{N}_2\text{O}) \quad (7)$$

Chiumenti (2015) monitorou uma compostagem de dejetos suínos de grande escala num período de 200 dias, através da Equação 7, e encontrou uma perda de nitrogênio 84,76% na forma de N_2 , considerando que a redução de NT foi de 85,81%. Segundo o autor é possível inferir que na compostagem de dejetos animais ocorrem o processo de nitrificação e desnitrificação completa, pois o mesmo quantificou os genes ativos das bactérias relacionadas a estes processos e observou a presença dos gene *nosZ* responsável pela redução do N_2O para N_2 .

Dessa forma, vários fatores podem influenciar na perda de nitrogênio e nos processos de nitrificação e desnitrificação, com destaque para umidade ideal para obtenção das condições anóxicas para a desnitrificação, as características dos dejetos animais e a concentração de entrada do nitrogênio total e na forma de amônio.

Já que a compostagem é um método comum, utilizado e difundido para o manejo dos dejetos animais, viu-se a necessidade de buscar novas alternativas para reduzir as perdas de nitrogênio e a emissão de gases ambientalmente nocivos durante o processo de compostagem de dejetos suínos, como o N_2O , considerando a realidade encontrada no Brasil com relação às características dos dejetos suínos. A fim de otimizar o tempo de processo e promover maior retenção deste nutriente no composto orgânico, devido à falta de relatos e experiências, busca-se o uso de aditivos químicos na compostagem de dejetos suínos.

CAPÍTULO IV – Uso do DCD e Mg/P na compostagem de dejetos suínos: Materiais e Métodos

4.1 Reator Compostagem

O experimento foi desenvolvido na unidade experimental da Embrapa Suínos e Aves numa casa de vegetação, onde foi construída uma caixa termostalizada, cuja temperatura foi mantida constante a 30°C, para evitar possíveis interferências no desenvolvimento da compostagem decorrentes de variações da temperatura ambiente, visto que o volume dos reatores utilizados eram relativamente pequeno (35 L).

Utilizaram-se 8 reatores tubulares de polietileno com volume total de aproximadamente 35 L (altura de 70 cm e raio de 12,5 cm), inseridos na caixa termostalizada (Figura 4.1). A biomassa utilizada nos experimentos foi formada a partir da mistura de 111 kg de dejetos suínos frescos com 20 kg de maravalha para atingir uma relação C/N e umidade próxima de 30 e de 75%, respectivamente. Cada reator foi preenchido com 15 kg da mistura, ocupando um volume útil de 30 L no reator, de acordo com o fluxograma da Figura 3.2. Os ensaios foram realizados em duplicata, com duração de 30 dias cada um.

Neste estudo, os dejetos suínos foram provenientes da granja experimental de suínos da Embrapa Suínos e Aves, e passaram por um processo de separação física (sólido-líquido) em peneira de escova rotativa, com crivo de até >1mm. O material retido na peneira foi utilizado para a formação da biomassa.

O revolvimento da biomassa foi realizado duas vezes por semana, de forma mecanizada, com o auxílio de um perfurador de solo da marca Kawashima, modelo KWS ED-52. Acompanhou-se a evolução das temperaturas internas da biomassa diariamente, durante os experimentos. Para as medidas das temperaturas foram instalados termopares do tipo T (Cobre/Constantan) em cada reator de compostagem (Figura 4.1).

Os dejetos de suínos e a maravalha foram caracterizados antes da mistura e a biomassa compostada foi coletada e analisada semanalmente, no período de 30 dias, totalizando 4 coletas e 32

amostras por ensaio, todas as amostras foram encaminhadas para análises físico-químicas.

Figura 4. 1: Reatores de compostagem, o controle da temperatura e o revolvimento da biomassa.

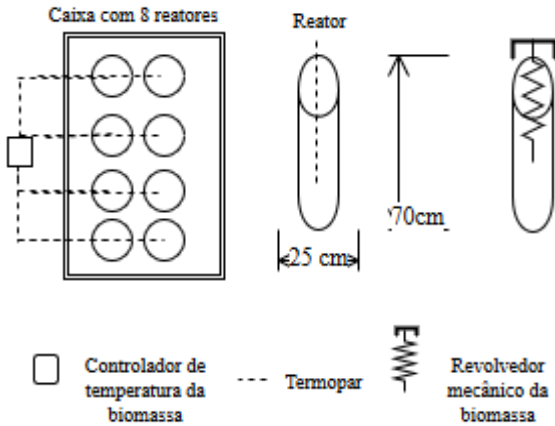
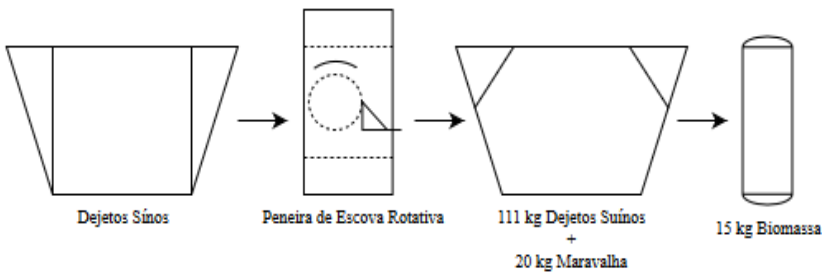


Figura 4. 2: Fluxograma da formação da biomassa.



4.2 Aplicação dos Aditivos Químicos nos Reatores de Compostagem

Testou-se diferentes concentrações de dois aditivos durante o processo de compostagem: o inibidor de nitrificação - dicianodiamida (DCD), o sal de magnésio (Mg) com o fosfato (PO_4^-) e a soma do DCD ao sal de Mg com PO_4^- . A fase experimental do presente trabalho

dividiu-se em três etapas: Ensaio I, II e III, sendo que cada etapa teve duração de 30 dias.

No Ensaio I, avaliou-se uso de três concentrações de dicianodiamida (DCD), a partir de uma dose testada por Luo et al (2013). No Ensaio II, foram testadas dosagens inferior e superior de sal de Mg e PO_4^- da quantidade estabelecida em estudos realizados por Fukumoto et al (2011). E com base nos resultados dos Ensaios I e II, foi conduzido o Ensaio III, onde avaliou-se o uso associado dos dois aditivos químicos previamente testados. As diferentes doses dos aditivos testados foram adicionados no momento da confecção da biomassa, quando misturou-se os dejetos de suínos a maravalha, as concentrações utilizadas nos ensaios encontram-se na Tabela 4.1. O estudo do uso dos aditivos químicos ocorreu de forma comparativa ao controle (compostagem de dejetos suínos sem aditivos químicos).

Tabela 4. 1: As diferentes concentrações dos aditivos testados nos Ensaio I, II e III.

	Ensaio I		
	Controle	II	I2*
DCD (% de matéria seca)	0	0,25	0,5
			I3 1,07
	Ensaio II		
	Controle	Dose 1	Dose 2*
MgCl ₂ .6H ₂ O (mol. kg ⁻¹ dejetos suínos)	0	0,02	0,045
H ₃ PO ₄ (mol. kg ⁻¹ dejetos suínos)	0	0,014	0,03
			Dose 3 0,09
			0,06
	Ensaio III		
	Controle	DCD	Mg/P
DCD (% de matéria seca)	0	1,07	0
MgCl ₂ .6H ₂ O (mol. kg ⁻¹ dejetos suínos)	0	0	0,09
H ₃ PO ₄ (mol. kg ⁻¹ dejetos suínos)	0	0	0,06
			DCD+Mg/P 1,07
			0,09
			0,06

*Concentrações estudadas por Luo et al (2013) e Fukumoto et al (2011), respectivamente.

O inibidor de nitrificação comercial utilizado para os Ensaios I e III foi o Agrotain plus (Koch Agronomic Service, Wichita, KS, USA), o qual é caracterizado como um composto químico na forma de pó concentrado, cor azul e possui na formulação dois princípios ativos: o N-(n-butil) triamida tiosfórica (NBPT), cuja a concentração varia de 3-7%, e a dicianodiamida (DCD) que encontra-se em torno de 60-100% do produto, o restante dos componentes são substâncias inertes e corante, conforme informações do fabricante. A ação do NBPT e do DCD presentes no produto são inibir a ação da enzima uréase e a nitrificação, respectivamente.

Segundo Zaman et al (2008), o NBPT apresenta pouca ou nenhuma ação quando aplicado aos dejetos animais armazenados por um determinado tempo, isso porque a ureia é rapidamente hidrolisada pela uréase, sendo convertida em NH_4^+ , CO_3^{-2} e OH^- . Considerando que os dejetos de suínos permaneceram armazenados nas calhas das edificações de produção animal e posteriormente em uma caixa coletora para depois passar pela separação física descrito no item 4.1, o presente trabalho avaliou apenas o uso do inibidor de nitrificação (DCD). Já o sal de Mg e o PO_4^- utilizados para a precipitação do N- NH_4^+ nos Ensaios II e III, foram o Cloreto de Magnésio (MgCl_2) e o Ácido Fosfórico (H_3PO_4). Todos os aditivos utilizados nos ensaios foram diluídos em aproximadamente 100 mL de água destilada.

Os Ensaios ocorreram de agosto a novembro de 2014. Os dejetos de suínos utilizados para cada ensaio foram coletados em épocas diferentes, mas provenientes do mesmo local (granja experimental de suínos da Embrapa Suínos e Aves), devido a isto, houve uma pequena variação nas características físico-químicas dos resíduos para formação da biomassa. Já a maravalha usada foi de *Pinus elliottii* e originária da mesmo local e lote, apresentando quase nenhuma variação na sua composição química, conforme Tabela 4.2

Tabela 4. 2: Características físico-químicas dos dejetos suínos e da maravalha utilizados para formação da biomassa nos Ensaios I, II e III.

Dejetos Suínos*	MS	NT	C	N-NH ₄	K	P
	%			mg.kg ⁻¹		
Ensaio I	11,75	0,35	5	1563	850	1918
Ensaio II	17,96	0,5	8	1287	1415	2639
Ensaio III	17,18	0,4	7	1742	1110	2700
Maravalha	86	0,2	45	0	788	205

*Os dejetos de suínos foram caracterizados como lodo, devido ao alto teor de matéria seca, por isso algumas características químicas encontra-se em mg.kg⁻¹.

4.3 Análises físico-químicas realizadas nas amostras de biomassa

Coletaram-se as amostras de biomassa de cada reator semanalmente para cada ensaio realizado. Realizaram-se as coletas de aproximadamente 200 gramas de amostra de composto orgânico logo após o revolvimento da biomassa de cada tratamento e, em seguida, as mesmas foram encaminhadas para o laboratório de análises físico-químicas da Embrapa Suínos e Aves, os métodos de análises físico-químicos utilizados estão descritos nos Anexos. Foram realizadas as seguintes análises físico-químicas: matéria seca (MS); pH; nitrogênio total (NT-%); nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺-mg.kg⁻¹), nitrato (N-NO₃⁻- mg.kg⁻¹), nitrito (N-NO₂⁻- mg.kg⁻¹); fósforo total (P- mg.kg⁻¹); potássio (K- mg.kg⁻¹), cálcio (Ca) e; magnésio (Mg). Os tratamentos estatísticos para avaliação dos parâmetros citados foram a média e o desvio padrão.

4.4 Verificação da formação de cristais durante o processo de compostagem

No Ensaio II, fez-se a verificação da formação de cristais de estruvita nas amostras de composto orgânico, com a utilização das diferentes doses de MgCl₂ e H₃PO₄ e do controle. Primeiramente, separou-se aproximadamente 50 gramas das amostras coletadas semanalmente de cada tratamento, em seguida, secou-se as mesmas ao ar livre, em um espaço coberto à sombra. Com o material seco separou-se os cristais encontrados com o auxílio de uma lupa e, posteriormente,

os mesmos foram encaminhados para análise de microscopia eletrônica (MEV) e de difração de raio X (DRX).

A microscopia eletrônica (MEV) foi realizada no Centro de Microscopia Eletrônica de Varredura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), onde utilizou-se o microscópio da marca JEOL 6060 para melhor visualização e captura das imagens dos mesmos.

A difração de raio X (DRX) foi executada no Laboratório de Difração de Raios X do Centro de Estudos em Petrologia e Geoquímica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), utilizou-se aproximadamente 10 gramas de amostra de cada tratamento. As fases mineralógicas foram identificadas pelas medições do espaçamento interplanares (valores de “d”) e das intensidades relativas dos picos nos difratogramas. Os minerais identificados na análise total foram comparados com padrões do banco de dados do computador, referenciados sobre o pico mais importante e feito o diagnóstico do mineral, através do programa DIFFRACPLUS. A análise é considerada semiquantitativa, que resulta do ajuste dos padrões com picos do difratograma e, portanto, nos fornece uma idéia de composição percentual existente na amostra. O equipamento usado foi um difratômetro SIEMENS – BRUKER-AXS D5000.

4.5 Monitoramento da emissão de gases

Os gases monitorados durante os Ensaios I, II e III foram: óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). As emissões foram medidas cinco vezes na semana, no período de um mês. A câmara estática foi utilizada para a captação e concentração dos gases emitidos pela área coberta pela câmara, área de superfície emissora de $0,05 \text{ m}^2$, confeccionou-se a mesma com material de polietileno e com as seguintes dimensões: diâmetro de 27 cm e altura de 20 cm. A mesma permanecia durante 10 minutos por reator, utilizando a metodologia da câmara estática (KLEIN et al, 2012), a qual foi conectada a um monitor de gases fotoacústico (INNOVA 1412- Luma Sense Technologies Inc., CA, USA), conforme Figura 4.3.

As concentrações dos gases no reator expressas em $\text{mg C ou N. câmara}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de CO_2 , CH_4 e N_2O , foram obtidas pela Equação 8:

$$C_2 = \frac{(C_1 \times M) \times (P \times V)}{T \times R} \quad (8)$$

Onde: C_2 é a concentração de gás em mg.câmara^{-1} , C_1 é a concentração do gás em ppm, M é massa molar do gás (g.mol^{-1}), P é a pressão atmosférica (atm), T é a temperatura (K) e R a constante dos gases perfeitos ($\text{atm.L}^{-1}.\text{K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$).

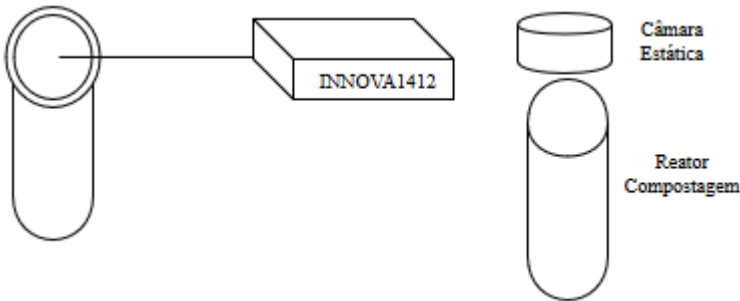
O fluxo de gás CH_4 , CO_2 e N_2O ($\text{mg.câmara}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) foi calculado a partir da Equação 9. Onde: y é o C_2 e x é o tempo em minutos.

$$y = m \times x + b \quad (9)$$

Em seguida, calculou-se a média da emissão diária de CO_2 , CH_4 e N_2O para os tratamentos testados e o Potencial de Aquecimento Global (PAG) foi avaliado, de acordo com a Equação 10.

$$\text{PAG} = \text{CO}_2 + 34 \text{CH}_4 + 298 \text{N}_2\text{O} \quad (10)$$

Figura 4. 3: Método da câmara estática utilizada para mensurar os gases de efeito estufa.



CAPÍTULO V – Uso do DCD e Mg/P na compostagem de dejetos suínos: Resultados e Discussões

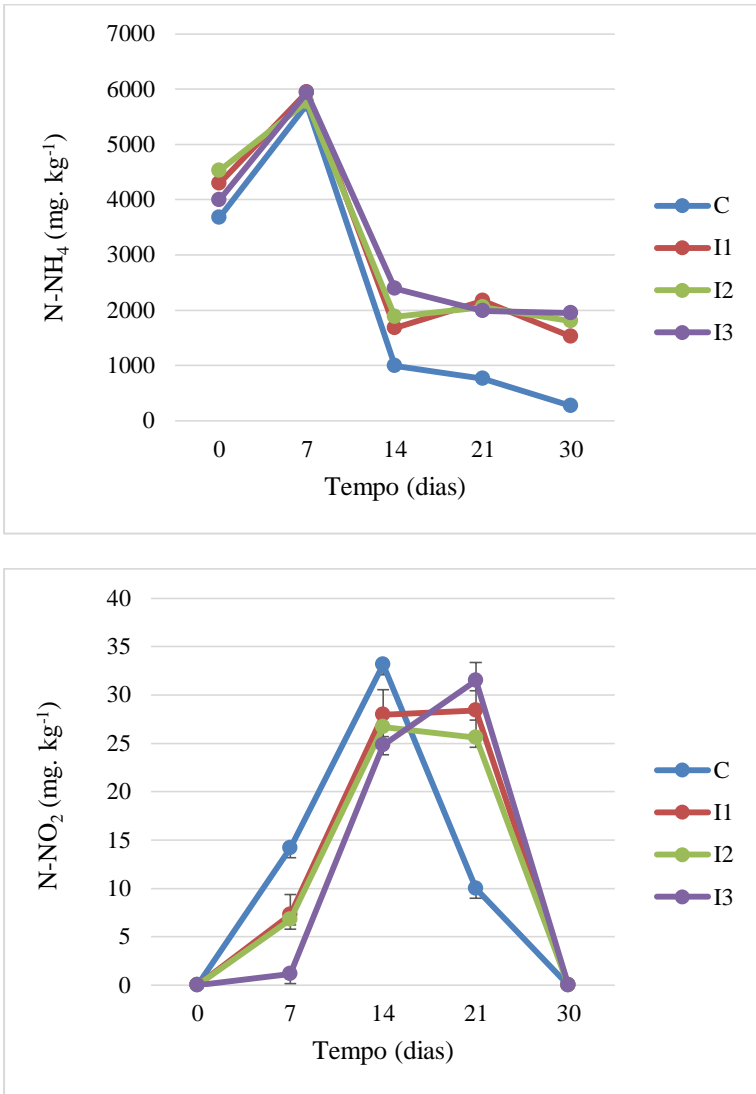
5.1 Evolução do nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻) com o uso dos aditivos químicos na compostagem de dejetos suínos

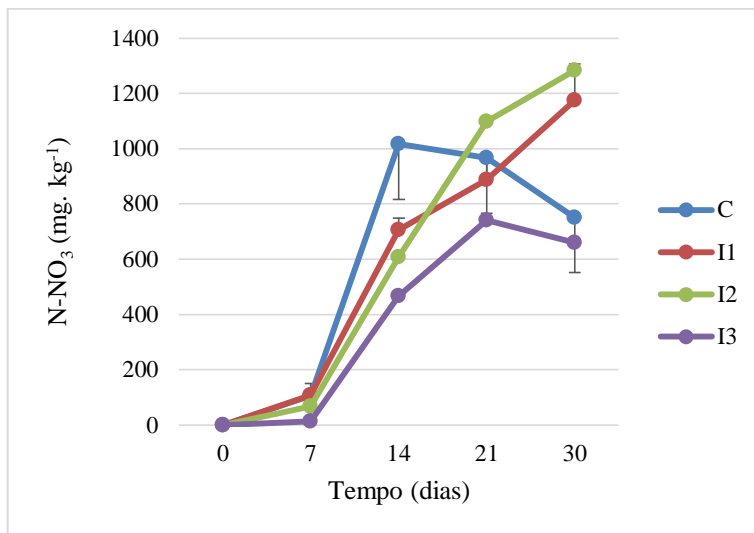
Neste tópico serão avaliados os quadros da evolução da concentração do nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺), de nitrito (N-NO₂⁻) e de nitrato (N-NO₃⁻) de cada ensaio (Ensaio I, II e III). Todos os resultados apresentados encontram-se na base seca.

Na Figura 5.1 observa-se a influência do uso do inibidor de nitrificação, a dicianodiamida (DCD), nas quantidades do nitrogênio inorgânico nas amostras de composto orgânico. Os tratamentos com o uso do DCD, denominados I1, I2 e I3, aumentaram as concentrações N-NH₄⁺ quando comparados ao controle, entretanto, houve um acréscimo nas concentrações de N-NO_x⁻, especialmente no tratamentos I1 e I2 ao longo do tempo.

Nota-se, na amostra final de composto orgânico (dia 30), que o uso da maior dose de DCD (I3) obteve efeito mais prolongado na conservação do N-NH₄⁺, pois o mesmo apresentou 1950 mg N-NH₄.kg⁻¹ de composto orgânico, e menor quantidade de N-NO_x⁻, 660 mg N-NO_x.kg⁻¹ de composto orgânico. Enquanto que as demais doses de DCD utilizadas alcançaram maior quantidade de N-NO_x⁻, com 1175 mg N-NO_x.kg⁻¹ (I1), 1282 mg N-NO_x.kg⁻¹ (I2). Já o controle (C), cujo não houve adição de DCD no processo de compostagem, apresentou baixa concentração de N-NH₄⁺ e de N-NO_x⁻, com 273 mg N-NH₄.kg⁻¹ e 750 mg N-NO_x.kg⁻¹ de composto orgânico, demonstrando que houve perda de nitrogênio mais elevada que os demais tratamentos.

Figura 5. 1: Evolução no tempo (dias) de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- na massa de compostagem com a adição de DCD nas concentrações de 0% (C), 0,25% (I1), 0,5% (I2) e 1,07% (I3).





Dessa forma, observa-se que na primeira semana a velocidade de conversão do N-org para N-NH_4^+ supera as perdas por volatilização ou transformação para N-NO_x , pois ocorre um acúmulo deste para todos os tratamentos. No entanto, a partir da segunda semana (dia 14) ocorre uma redução bastante significativa do N-NH_4^+ , sendo que o aumento na concentração de N-NO_3^- neste mesmo período indica que, além das perdas normais por volatilização de N-NH_3 , deva também estar ocorrendo a inativação do efeito do inibidor de nitrificação (DCD). Esta hipótese é reforçada pela observação da quantidade de N-NO_3^- nesta semana, a qual é inversamente proporcional tanto à dose de DCD como à quantidade de N-NH_4^+ , demonstrando a perda parcial da atividade do DCD e também que a nitrificação é retardada à medida que se aumenta a dose do aditivo.

A partir da terceira semana, entretanto, observa-se a redução do N-NO_3^- no controle (C), o que deve ocorrer pela pequena quantidade de N-NH_4^+ disponível para nitrificação ($< 1000 \text{ mg.kg}^{-1}$). Possivelmente, a velocidade da reação de conversão de N-NO_3^- para N-N_2 supere a da nitrificação do N-NH_4^+ , elevando as perdas de N. Tal comportamento não é observado para os demais tratamentos, os quais ainda apresentam teores de N-NH_4^+ próximos de 2000 mg.kg^{-1} , ainda assim o tratamento I3 (maior dose) demonstrou menor formação de N-NO_x e por

consequência efeito inibidor mais prolongado do processo de nitrificação, pois na quarta semana ainda apresentava valores menores de nitrato quando comparado aos outros tratamentos e o controle.

Há uma diversidade de estudos que utilizam o DCD para inibir o processo de nitrificação no solo e que apontam a diminuição das perdas de nitrogênio derivadas do NO_3^- através da lixiviação e emissão de óxido nitroso (N_2O), o aumento da eficiência dos fertilizantes para as culturas agrícolas, dado que a nitrificação converte o nitrogênio mineral na forma de amônio (base dos fertilizantes) em nitrato, sendo que esta via é uma das mais importantes perdas de nitrogênio durante os cultivos agrícolas (MOHANTY et al, 2009; O'CALLAGHAN et al, 2010; DAI et al, 2013; SMITH et al, 2013; DI et al, 2014; KELLIHER et al, 2014; CAHALAN et al, 2015). No entanto, na literatura há poucos relatos sobre o uso do DCD em processo de compostagem de dejetos suínos.

Luo et al (2013) testaram o efeito de diferentes concentrações de sulfato de cálcio (CaSO_4) associado a quantidade similar de DCD utilizada no presente trabalho para reduzir as perdas de nitrogênio durante o tratamento dos dejetos suínos via compostagem, e perceberam que houve uma redução da perda de N através da volatilização do NH_3 e a manutenção das concentrações de N-NH_4^+ ao final do processo devido ao aumento da quantidade de CaSO_4 , pois o mesmo possui a capacidade de adsorção do NH_4^+ . Segundo os autores, houve uma influência do DCD como inibidor da nitrificação somente nos primeiros 12 dias após sua aplicação, em seguida, o tratamento com a menor quantidade de CaSO_4 associado ao DCD, alcançou concentrações máximas de N-NO_x^- no composto final.

Corroborando com os resultados obtidos por Luo et al (2013), Cahalan et al (2015) utilizaram DCD em dejetos bovinos aplicado ao solo e encontraram quantidades maiores de N-NH_4^+ nos tratamentos com o DCD quando comparados ao controle, mas, observaram que após um período (20 dias) da aplicação o efeito do aditivo foi reduzido, aumentando a concentração de N-NO_3^- . O mesmo foi observado por Monaghan et al (2013), o acúmulo de N-NO_3^- ocorreu de forma mais lenta com o uso do DCD do que nas parcelas fertilizadas apenas com urina bovina, de acordo com Di et al (2010), o DCD inibe temporariamente a nitrificação, devido a desativação da enzima amônia monoxigenase em microrganismos oxidadores de amônia. No entanto, os autores acompanharam uma área com o uso de DCD há três anos e

relataram que houve uma boa conservação do nitrogênio no solo e a redução N-NO_3^- nas águas de drenagem. .

Como foi visto no presente estudo, os resultados dos tratamentos I1 e I2 apresentaram quantidades mais elevadas de N-NO_x^- ao final do ensaio, já o I3 com menor formação de NO_3^- quando comparado ao controle e aos demais tratamentos, evidenciando a interferência do DCD na nitrificação e, conseqüentemente, na desnitrificação. Entretanto, a ação inibidora de nitrificação foi temporária, indicado que durante o processo de compostagem o DCD sofre degradação, já que o mesmo é biologicamente transformado e o tempo de vida do DCD reduz com aumento da temperatura do meio (KELLIHER et al, 2008; KELLIHER et al, 2014). Dessa forma, no processo de compostagem é importante destacar a associação de outro aditivo ao DCD para potencializar a conservação do nitrogênio e o uso do composto orgânico no solo.

Comparativamente ao ensaio anterior, os resultados das quantidades de N-NH_4^+ do Ensaio II foram mais elevadas, principalmente nas últimas amostras de composto orgânico, e houve a menor geração de N-NO_x^- , como observa-se na Figura 5.2. No Ensaio II utilizou-se MgCl_2 e H_3PO_4 como aditivos e viu-se que ao final dos 30 dias as doses 1, 2 e 3 resultaram em 3370, 3390 e 4690 mg de N-NH_4 . kg^{-1} de composto orgânico, respectivamente. O controle (C), sem adição de aditivos, derivou numa quantidade mais baixa, 2560 mg de N-NH_4 . kg^{-1} de composto orgânico, que demonstra a eficácia dos aditivos na precipitação e manutenção das concentrações de N-NH_4^+ . O mesmo foi observado por Lee et al (2009), ao final do experimento os autores encontraram 3000 mg de N-NH_4 . kg^{-1} de compôs orgânico e melhor conservação do nitrogênio total. Além deste, Ren et al (2010), com o uso de sal de Mg e PO_4^- na compostagem obtiveram um aumento em 4,3 vezes na concentração de N-NH_4^+ , quando comparado ao controle.

A formação de N-NO_x^- durante o Ensaio II, nas doses 1 e 2 foram similares ao controle (C), como pode ser visto na Figura 5.2, entretanto, na dose 3 foi menor, com 325 mg de N-NO_x . kg^{-1} de composto orgânico ao final do experimento. Percebe-se que durante o processo de compostagem houve redução na quantidade de N-NH_4^+ em todos os tratamentos, da primeira (dia 7) para última (dia 35) semana de ensaio, que representou 62% (dose 1), 52% (dose 2), 30% (dose 3) e 68% (controle). Essas perdas de nitrogênio amoniacal podem ter

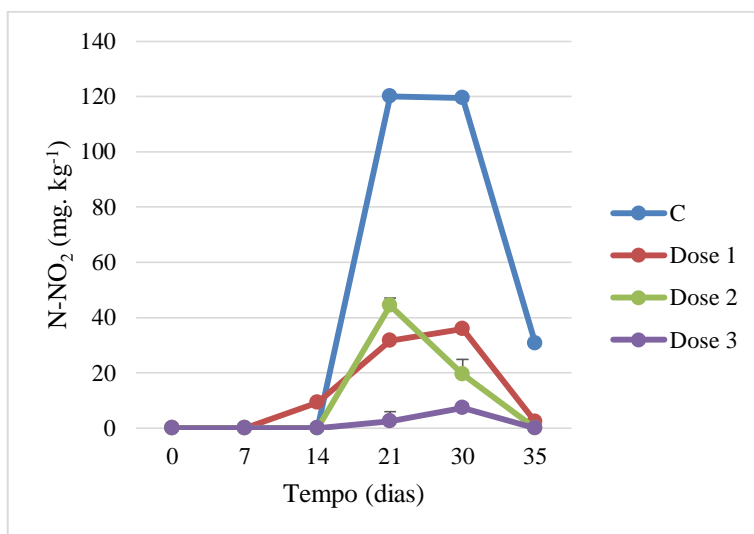
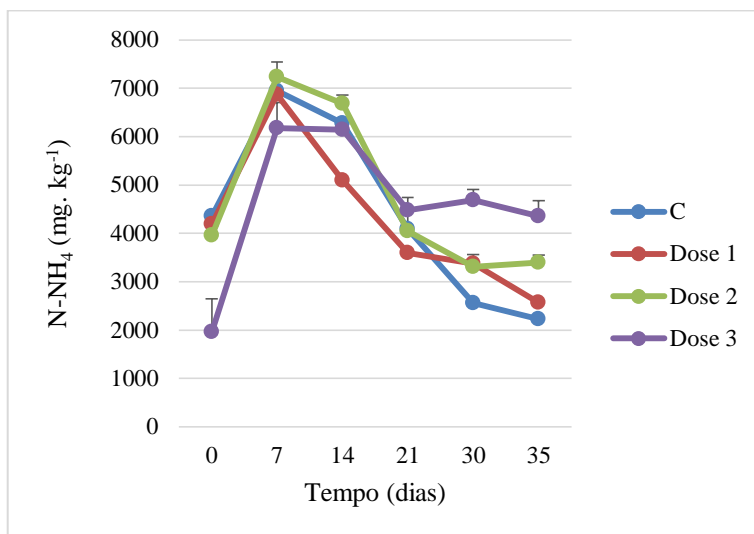
ocorrido devido a volatilização de NH_3 ou derivadas do NO_3^- , com a emissão de N_2O . Para Ren et al (2010) cerca de 85% das perdas de nitrogênio pode ser atribuída a volatilização de NH_3 .

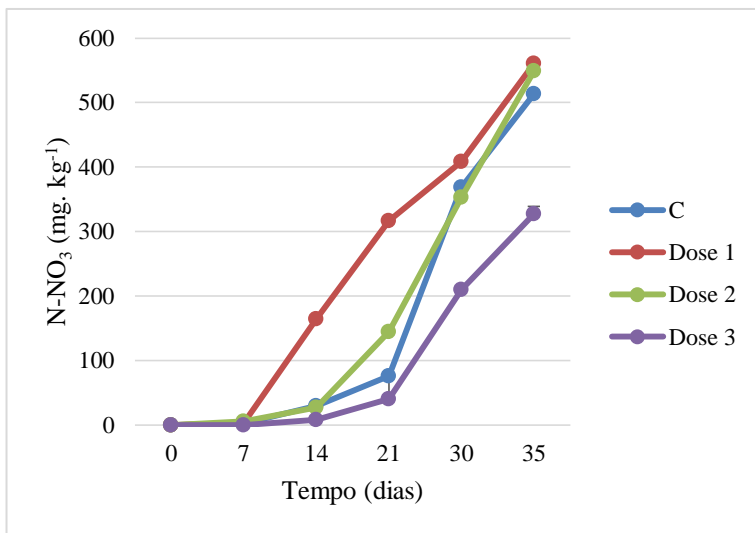
Segundo Fukumoto (2012), durante a fase termofílica o pH permanece em torno de 8, aumentando o conteúdo de NH_4^+ e facilitando o processo de amonificação, após esta fase ocorre a diminuição do pH e inicia-se a nitrificação, com a formação de NO_3^- . Os autores testaram uma dose de MgCl_2 e H_3PO_4 , similar a dose 2 do presente estudo, associado a inoculação do composto maturado e observaram uma redução na emissão NH_3^+ e N_2O devido ao uso dos aditivos.

Assim, destaca-se a dose 3 com menor perda de N-NH_4^+ e formação de N-NO_x^- , mas, as doses 1 e 2 obtiveram menor formação de nitrito quando comparados ao controle. Dessa forma, observa-se que o uso do MgCl_2 e H_3PO_4 ocasionou a precipitação do amônio e possível formação do fosfato amônio de magnésio ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

A partir dos resultados obtidos, quando o tratamento I3 demonstrou efeito inibidor da nitrificação mais prolongado, mas, percebeu-se a necessidade do uso associado de outro aditivo para reter o N-NH_4^+ e potencializar o composto orgânico como fertilizante, e a dose 3 de $\text{MgCl}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4$ apresentou maior concentração de N-NH_4^+ durante o Ensaio II. No Ensaio III utilizou-se o uso associado do DCD com MgCl_2 e H_3PO_4 durante a compostagem de dejetos suínos para avaliar se o inibidor de nitrificação auxilia na precipitação do N-NH_4^+ . Na Figura 5.3 verifica-se que houve aumento na concentração de amônio e menor formação de nitrato no tratamento com o uso combinado dos aditivos (DCD+Mg/P).

Figura 5. 2: Evolução no tempo (dias) da concentração de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- na massa de compostagem com a adição das diferentes doses de $\text{MgCl}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4$ e o controle (C).





Ao final do processo de compostagem o tratamento DCD+Mg/P alcançou uma concentração de N-NH_4^+ de $6026 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$, sendo que a concentração inicial foi de $4331 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$ de composto orgânico, o que representou um aumento de 40% do nitrogênio na forma amoniacal. Considerando que não foi detectada em nenhuma amostragem de composto orgânico a formação de nitrito, mas, o nitrato iniciou na segunda semana (dia 14) com $2 \text{ mg de N-NO}_3. \text{ kg}^{-1}$ e finalizou (dia 30) com $97 \text{ mg de N-NO}_3. \text{ kg}^{-1}$ de composto orgânico (Figura 5.3). Esse aumento de N-NO_3^- confirma a ocorrência da nitrificação e a diminuição da ação do DCD, ainda que parte do amônio tenha sido precipitado e se tornado indisponível.

Já as repetições das doses de Mg/P e DCD utilizadas anteriormente nos Ensaios II e I, no 1^o-30^o dia apresentaram $4178 - 4963 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$ de composto orgânico e $4265 - 2892 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$ de composto orgânico, respectivamente. O controle iniciou o experimento com $4051 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$ e finalizou com $1112 \text{ mg N-NH}_4. \text{ kg}^{-1}$ de composto orgânico (Figura 5.3), demonstrando mais uma vez que o uso dos aditivos auxiliaram na redução da perda de N-NH_4^+ durante a compostagem.

Nota-se que, no Ensaio III o uso do MgCl_2 com H_3PO_4 , não diminui a quantidade de N-NH_4^+ inicial para final, ocorrendo o mesmo no Ensaio II, pois a dose 3 iniciou o processo de compostagem com aproximadamente $2000 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ e, após 30 dias, foi encontrado $4690 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ de composto orgânico. No entanto, tanto na Figura 5.2 como na 5.3, observa-se que ocorre um aumento na concentração de amônio entre os dias 7-14, e em seguida a mesma diminui. Possivelmente isto se deva a transformação do nitrogênio orgânico em amônio, aumentando a quantidade disponível de N-NH_4^+ na biomassa, e assim, favorecendo o processo de nitrificação, pois a partir do dia 14 acontece a formação de nitrato (N-NO_3^-).

A utilização do DCD no Ensaio III, apresentou diminuição do efeito inibidor de nitrificação a partir do dia 7 (Figura 5.3), com a formação de N-NO_x^- , ao final do ensaio encontrou-se $490 \text{ mg de N-NO}_x \cdot \text{kg}^{-1}$ de composto orgânico, enquanto que, o controle obteve $720 \text{ mg de N-NO}_x \cdot \text{kg}^{-1}$ de composto orgânico. No Ensaio I, com a mesma concentração de DCD (I3), percebeu-se que a redução da ação do aditivo teve início no mesmo período, entretanto, a concentração inicial e final de N-NO_x^- foi maior (Figura 5.1). Além da temperatura interna da biomassa influenciar no tempo de vida do DCD, a umidade é outro fator que pode ter afetado, de acordo com a Tabela 4.2 e 5.1, no Ensaio I a umidade dos dejetos suínos foi de 88% e 77% da biomassa inicial, no Ensaio III o teor de umidade dos dejetos suínos foi menor, com 83% e 72% da biomassa inicial. No entanto, pode-se dizer que o teor de umidade tanto no Ensaio III como no I foram diminuindo ao longo do tempo, atingindo 50% de umidade ao final dos ensaios, este fator também pode ter contribuído para o não prolongamento do efeito de inibição da nitrificação do DCD.

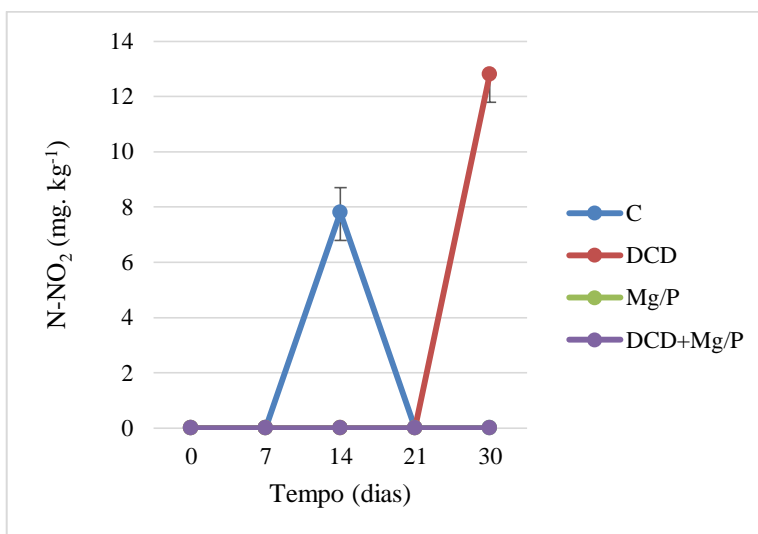
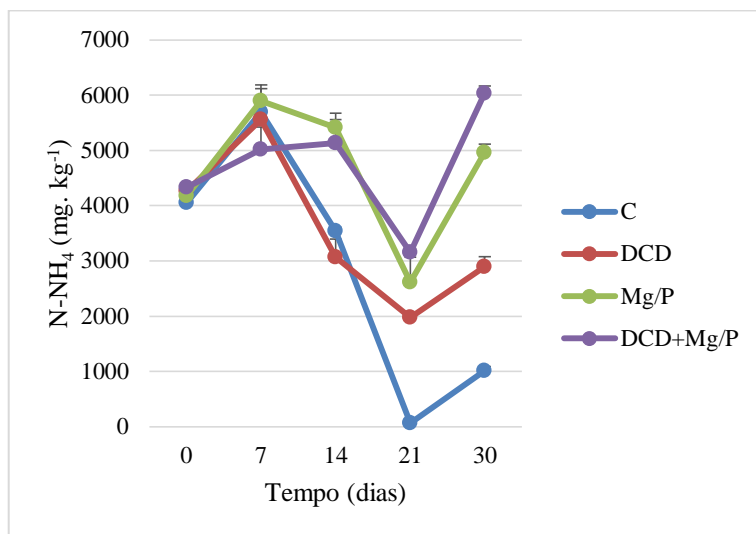
De acordo com estudo desenvolvido por Di et al (2014), que avaliou o uso de DCD e diferentes teores de umidade de solos tratados com urina animal e incubados sob condições controladas, foi demonstrado que o teor de umidade afetou a eficácia do inibidor de nitrificação. Quando a umidade foi baixa, próxima de 60%, não ocorreu a influência do DCD como inibidor da nitrificação, mantendo a mesma concentração de N-NH_4^+ e formação de N-NO_3^- como nos tratamentos sem o uso do aditivo. Segundo os autores a atividade das enzimas desnitrificantes são inibidas a esse teor de umidade. Diferentemente com a umidade a 100%, o uso do DCD aumentou a quantidade de N-NH_4^+ e a

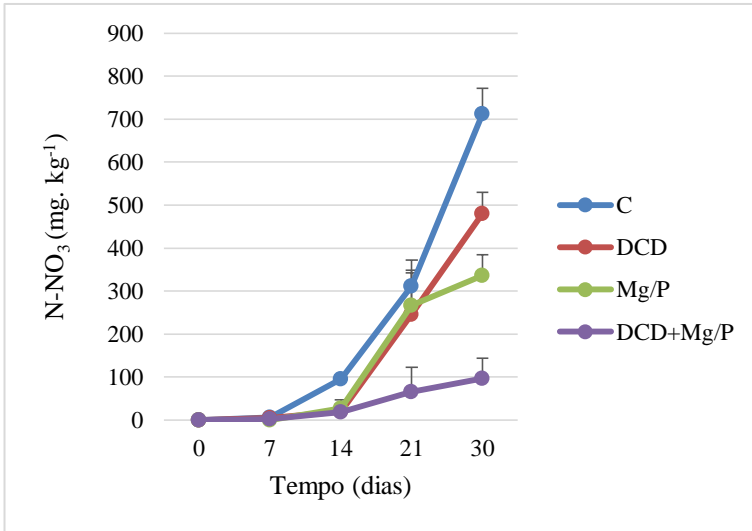
formação de $N-NO_3^-$ foi retardada, os autores demonstraram que o gene *amoA*, gene funcional que detecta presença das bactérias oxidadoras de amônia, no tratamento com DCD foi detectado somente após dois meses do início do experimento, enquanto que, no tratamento apenas com urina animal, o gene *amoA* foi encontrado desde o princípio.

A associação do inibidor de nitrificação com a precipitação do $N-NH_4^+$, através do uso do DCD com $MgCl_2$ e H_3PO_4 , provocou maior conteúdo e retenção do nitrogênio na forma de amônio no composto orgânico e diminui a formação de nitrito e nitrato. Possivelmente isto ocorreu pela indisponibilidade de NH_4^+ e devido ao retardamento do processo de nitrificação, causado pelos aditivos estudados. Assim, percebe-se que a soma dos efeitos dos aditivos pode ser benéfica para reduzir as perdas de nitrogênio pela volatilização do NH_3 e aquelas derivadas do processo nitrificação e desnitrificação, tornando o composto orgânico final num potencial fertilizante para as culturas agrícolas com necessidade de liberação lenta de nutrientes, como algumas hortaliças e ornamentais. No entanto, é importante confirmação da formação de cristais de estruvita com o uso do $MgCl_2$ e H_3PO_4 durante o processo de compostagem, já que o mesmo é responsável por produzir fertilizantes “slow release”.

Além da formação da estruvita, destacam-se outros fatores que os aditivos podem influenciar a qualidade do composto orgânico, tais como a composição de nutricional, a degradação da matéria orgânica e a emissão de gases de efeito estufa durante o processo de compostagem.

Figura 5. 3: Evolução no tempo (dias) da concentração de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- na massa de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C).





5.2 Temperatura interna da biomassa, pH e produção de CO₂

Neste tópico será avaliado a degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem com o uso dos aditivos nos ensaios realizados através da avaliação da temperatura interna da biomassa e da produção de CO₂, bem como a análise do pH do composto orgânico.

No Ensaio I, II e III a evolução da temperatura interna da biomassa ao longo dos 30 dias pode ser observado na Figura 5.4 A, B e C. Os dados revelam que em todos os tratamentos testados, assim como no controle, as temperaturas termofílicas foram atingidas, mantendo-se na faixa de 40-52°C no período de 10 dias, evidenciando que os aditivos utilizados não influenciaram na atividade dos microrganismos termofílicos e mesofílicos. Isto indica que a fase de maior atividade biológica e de oxidação da matéria orgânica ocorreu com o uso do inibidor de nitrificação (DCD) e do sal de Mg com fosfato. O mesmo foi observado por Luo et al (2013), as temperaturas termofílicas ocorreram com uso do DCD no processo de compostagem de dejetos suínos, já Fukumoto et al (2011) observou que houve um ligeiro atraso no

aumento da temperatura da biomassa nos tratamentos com o uso do sal de Mg e fosfato.

Entretanto, no Ensaio I o DCD agiu principalmente na primeira semana, em seguida iniciou-se a formação de nitrato (Figura 5.1). Como foi ressaltado anteriormente, a temperatura interna da biomassa pode ter afetado no tempo de vida do DCD, reduzindo seu efeito. A partir da equação exponencial (Equação 11) aplicada em solos para verificar o tempo de ação do DCD, conforme Kelliher et al (2008) e Kelliher et al (2014).

$$C(t) = C_0 e^{-kt} \quad (11)$$

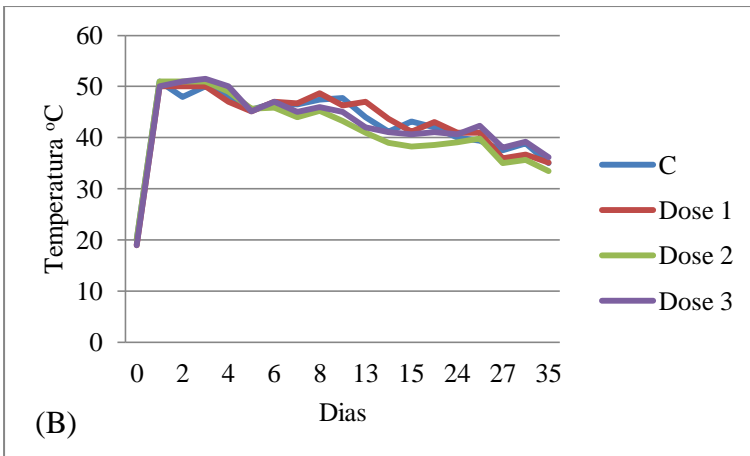
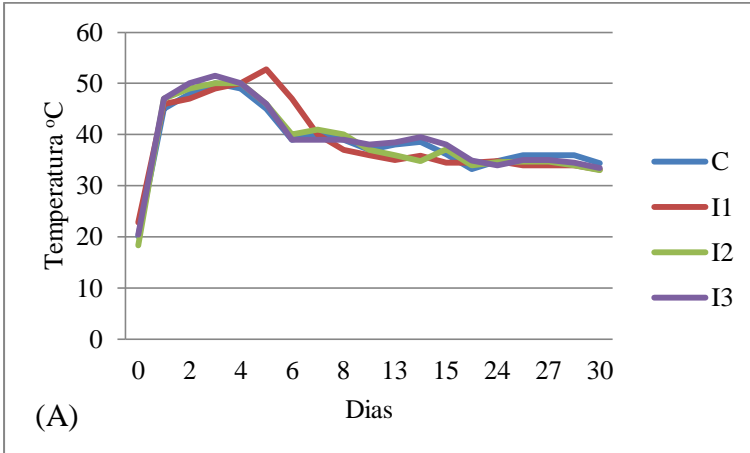
Onde: $C(t)$ é a concentração do DCD ao longo do tempo, C_0 é a concentração inicial utilizada de DCD, k é o coeficiente de decaimento de acordo com a temperatura encontrada através do tempo de meia vida e t é o tempo. Para encontrar o k utilizou-se a Equação 12. Onde, o $t_{1/2}$ foi encontrado para cada dose utilizada no Ensaio I, a partir da equação da reta, sendo que y é o tempo (dias) e x a temperatura interna da biomassa ($^{\circ}\text{C}$), com R^2 igual a 0,98.

$$\ln(2)/k = t_{1/2} \quad (12)$$

É notável que as temperaturas termofílicas ($45\text{-}50^{\circ}\text{C}$) dos primeiros 5 dias diminuem consideravelmente o tempo de ação do inibidor de nitrificação, como pode ser observado na Figura 5.5 A, B e C. A concentração do inibidor de nitrificação reduz quase pela metade do dia 1 ao 5 em todas as doses testadas, sendo que a concentração inicial do inibidor de nitrificação para os tratamentos I1, I2 e I3 foram $0,36 \text{ g. kg}^{-1}$ de composto orgânico, $0,72 \text{ g. kg}^{-1}$ de composto orgânico e $1,45 \text{ g. kg}^{-1}$ de composto orgânico, respectivamente. Resultados obtidos por Kelliher et al (2014) demonstraram que quando temperatura de solo encontrava-se em 8°C o tempo de vida do DCD foi de 86 dias, reduzindo-se para 44 dias quando a temperatura atingia 16°C , considerando que os autores utilizaram a mesma dose inicial de inibidor de nitrificação.

Já no presente estudo, além da influência da temperatura da biomassa, a dose utilizada do inibidor de nitrificação também influenciou no tempo da ação, a dose menor agiu por 15 dias e a maior por aproximadamente 25 dias (Figura 5.5 A e C).

Figura 5. 4: Temperatura interna da biomassa no Ensaio I (A), Ensaio II (B) e Ensaio III (C).



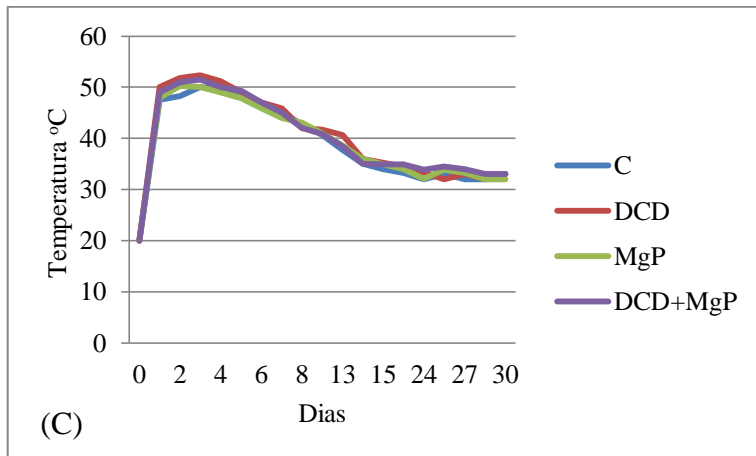
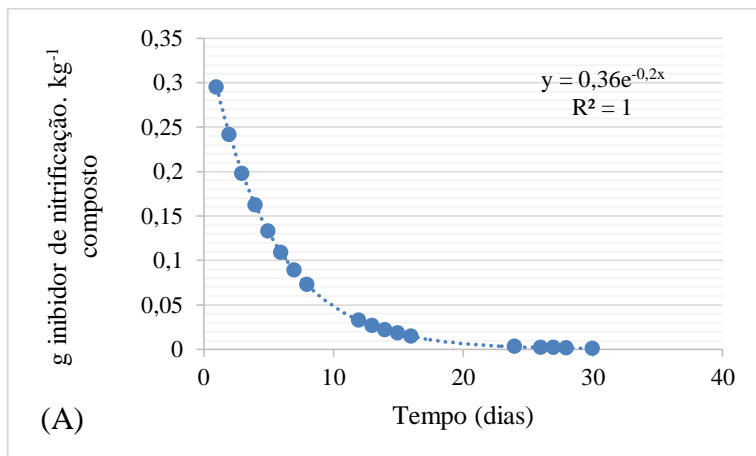
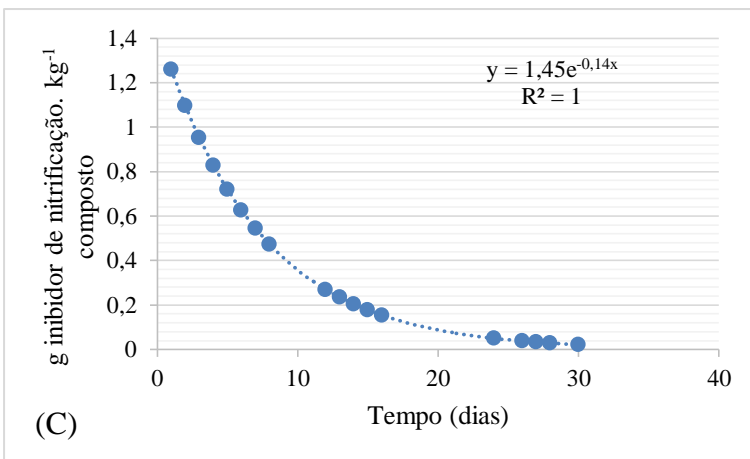
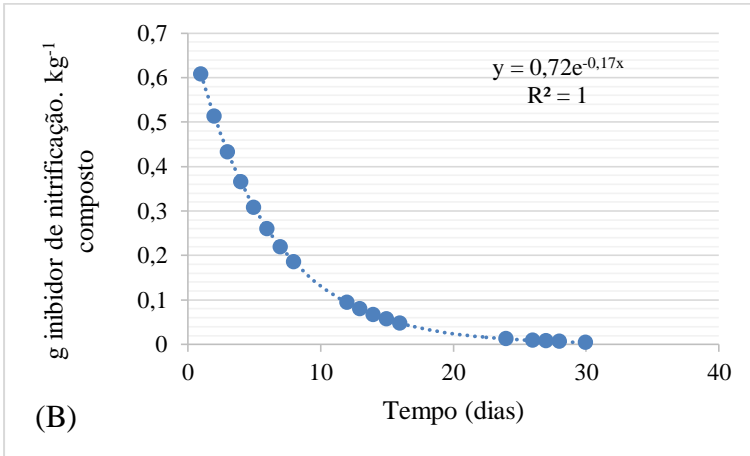


Figura 5. 5: Tempo de ação do inibidor de nitrificação (DCD) no Ensaio I, nos tratamentos I1(A), I2 (B) e I3 (C).





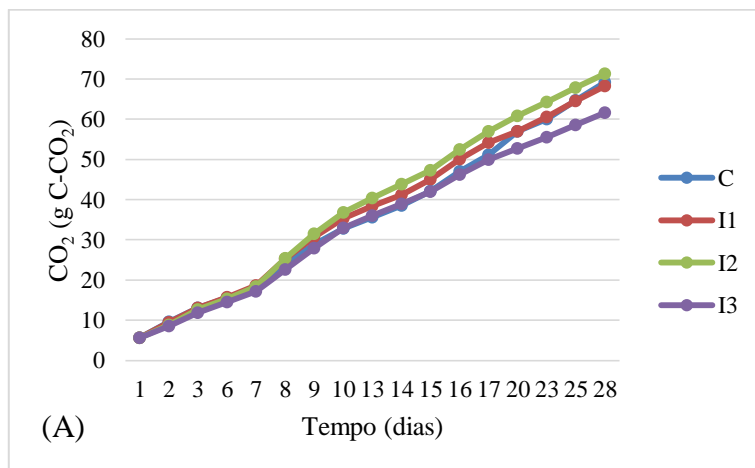
Corroborando com os resultados da evolução da temperatura interna da biomassa, a quantidade de carbono produzida na forma de CO₂ foi similar em todos os tratamentos e no controle nos Ensaios I, II e III, conforme Figura 5.6 A, B e C, confirmando a intensa atividade dos microrganismos aeróbios durante o processo de compostagem. Na Figura 5.6 A observa-se que durante o Ensaio I, a quantidade de carbono de CO₂ gerado permaneceu em torno de 70 g de C-CO₂, já no Ensaio II para a dose 1, 2 e 3 o valor encontrado foi de 112 g de C-CO₂, 124 g de

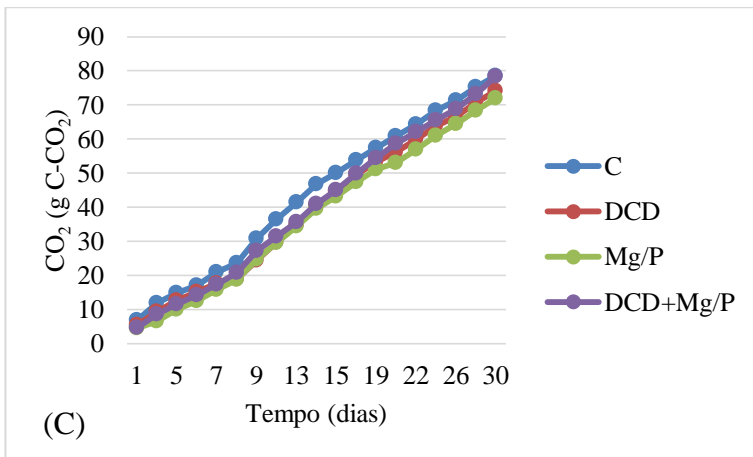
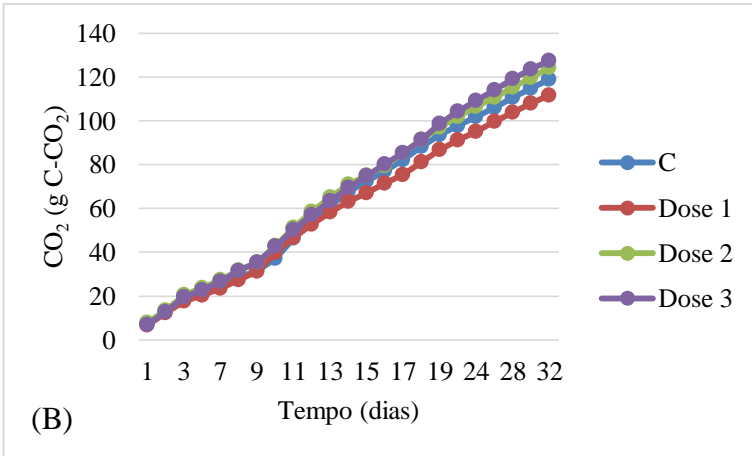
C-CO₂ e 127 g de C-CO₂, respectivamente, e 118 g de C-CO₂ para o controle (Figura 5.6 B). No Ensaio III (Figura 5.6 C) a produção de CO₂ ocorreu em todos os tratamentos e no controle, com emissão acumulada de carbono na forma de CO₂ entre 71-78 g.

Estudos realizados por Fukumoto et al (2011) demonstraram que o a produção de CO₂ obteve a mesma tendência da evolução da temperatura interna da biomassa com o uso de sal de Mg e fosfato na compostagem de dejetos suínos, a produção de CO₂ iniciou um pouco depois no tratamento com o uso do aditivo, já citado anteriormente. Segundo os autores, os resultados encontrados indicam uma pequena influência negativa temporária com a adição de sais na atividade dos microrganismos que atuam no processo de compostagem.

Diferentemente, no presente trabalho o uso do inibidor de nitrificação (DCD), do MgCl₂ e do H₃PO₄ não afetou a degradação de matéria orgânica, já que em todas as doses dos aditivos testados e suas combinações, a temperatura interna da biomassa e a produção de CO₂, mostraram desempenho similar ou melhor quando comparados ao do controle. Assim, é possível verificar a atuação dos microrganismos aeróbios no processo de decomposição da matéria orgânica com o uso dos aditivos testados.

Figura 5. 6: Emissão acumulada de C-CO₂ de cada reator de compostagem com a adição das diferentes doses dos aditivos nos Ensaio: I (A), II (B) e III (C).





Já a evolução do pH na biomassa com o uso dos aditivos apresentaram variação aproximada entre 6-8,5 no Ensaio I, II e III. Na Figura 5.7 A os valores do pH mantiveram-se um pouco acima da neutralidade e ao final em torno de 6, no entanto, o pH no tratamento I3 permaneceu elevado, acima de 7 durante todo o processo de compostagem, possivelmente devido ao aumento da concentração de N-NH_4^+ .

Luo et al (2013) obtiveram resultados semelhantes aos do presente estudo. Segundo os autores houve um aumento do pH em todos os tratamentos na primeira semana que correspondeu a alta emissão de NH_3 . Após 18 dias, os autores verificaram que com a queda da temperatura interna da biomassa, o pH de todos os tratamentos apresentaram um leve aumento, de acordo com a concentração de NH_4^+ no composto orgânico, com destaque para os tratamentos com o uso de DCD, que alcançaram valores mais altos de pH quando comparados ao controle, supostamente devido ao efeito inibidor da nitrificação, responsável pelo aumento da quantidade de NH_4^+ e, conseqüentemente, do pH.

Nota-se na Figura 5.7 B que o uso de MgCl_2 e H_3PO_4 nas dosagens 2 e 3 revelaram uma diminuição do pH, no dia 20 o valor para ambos foi de aproximadamente 7,3, sendo que nesse mesmo período o pH da dose 1 e do controle foi de 8,3 e 8,6, respectivamente. O tratamento 3 manteve o pH próximo da neutralidade em quase todo processo de compostagem, o que contribui para a indisponibilidade do íon NH_4^+ . No entanto, os valores de pH encontrados no Ensaio III, vistos na Figura 5.7 C, nos tratamentos Mg/P e DCD+Mg/P demonstraram-se abaixo dos demais, permanecendo na faixa de 5,6-7,33 e 5,6-7,6, respectivamente, favorecendo a diminuição da volatilização do N amoniacal.

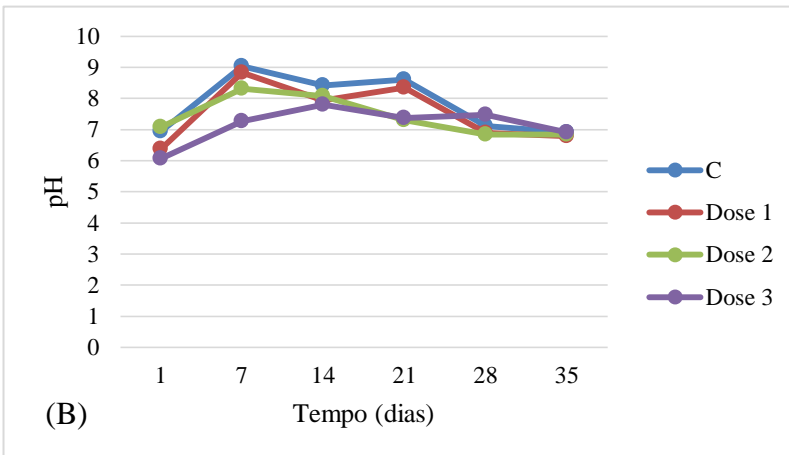
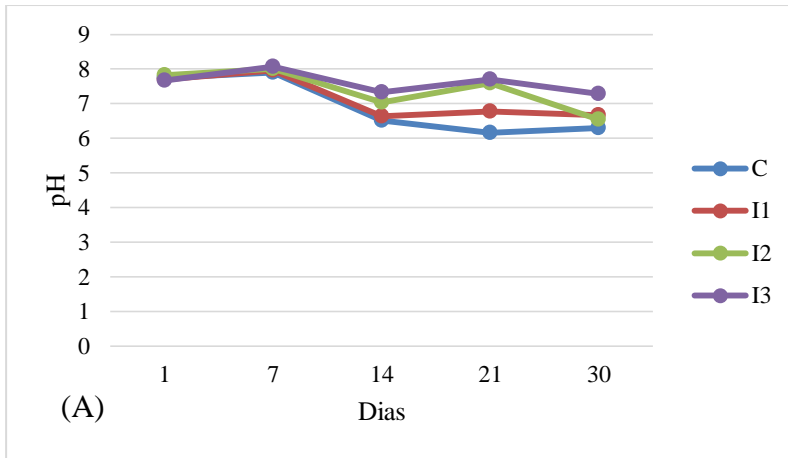
Jeong et al (2005) notaram que com o uso de diferentes doses de sal de Mg e P em compostagem, o pH dos compostos orgânicos permaneceram inicialmente entre 5-7, após 10 dias os valores ficaram próximos a 8. Com exceção do tratamento de maior dose, com 1,5 mol de sal Mg e P, que ao final do processo, depois 20 dias, manteve-se neutro (pH=7), isto, segundo os autores, aponta que a maior parte do amônio gerado transformou-se em cristais de estruvita.

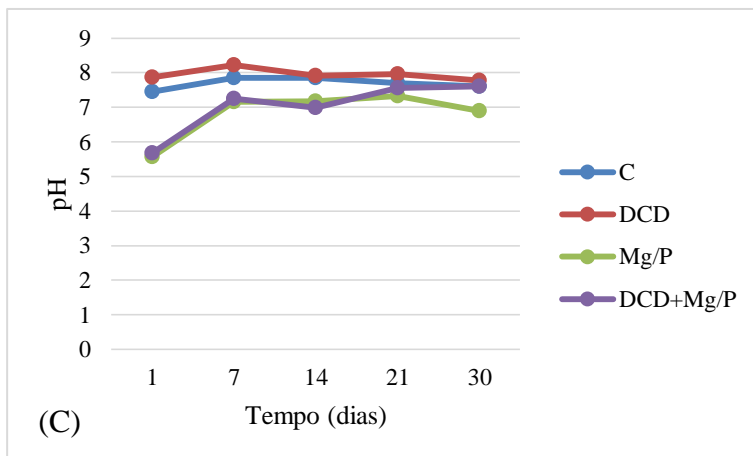
Para Jeong et al (2005) e Luo et al (2013) a diminuição do pH no processo de compostagem ocorre devido a produção de ácidos orgânicos durante a degradação da matéria orgânica, já a elevação do pH varia de acordo com a geração de amônio, atingindo a alcalinidade quanto maior a concentração de NH_4^+ .

Dessa forma, o uso dos aditivos testados interferem na evolução do pH durante o processo de compostagem, mas, nota-se que ao final o composto orgânico dos tratamentos testados apresentaram pH próximo

de 7, tornando-os viável para o posterior uso no solo, para reduzir as perdas de nitrogênio durante a fertilização da culturas agrícolas.

Figura 5. 7: Evolução do pH da biomassa com o uso das diferentes doses de dos aditivos e controle testados no Ensaio I (A), II (B) e III (C).





Foi visto que os aditivos em estudo não prejudicam o processo de degradação da matéria orgânica, apontados pela atuação dos microrganismos aeróbios, ainda que, alterem o pH da biomassa durante a compostagem. No entanto, faz-se necessário a realização da fase de maturação da compostagem antes de utilizar o composto orgânico como fertilizante, no intuito de estabilizar a matéria orgânica e o pH.

5.3 Avaliação da composição química do composto orgânico

Na Tabela 5.1 são observados os teores de umidade do composto orgânico ao longo dos Ensaio. Nota-se que a umidade da compostagem, com os aditivos testados, manteve-se semelhante à do controle, indicando que o uso do inibidor de nitrificação e do sal de Mg e PO_4^- não alteraram o teor de água durante o processo.

Durante os Ensaio I, II e III as amostras de composto orgânico continham aproximadamente 75 a 50%, 70 a 55% e 70 a 60% de umidade, respectivamente, considerando que o teor de umidade ideal durante o processo é de 60% (HAUG, 1993). No entanto, umidade acima de 70% pode favorecer o aparecimento de zonas de anaerobiose e abaixo de 50% reduzir a atividade dos microrganismos aeróbios. No fim do processo de maturação a umidade deve encontrar-se abaixo de 40%.

Tabela 5. 1: Teores de umidade (%) durante os Ensaios I, II e III.

Tempo (semanas)	Ensaio I - Umidade (%)			
	Controle	I1	I2	I3
0	77	77	77	76
1	72,5	73,2	72,3	70,5
2	70	68,5	68,4	65,5
3	66,6	66,8	65,5	62
4	50,5	50,3	51,5	50,0
Tempo (semanas)	Ensaio II – Umidade (%)			
	Controle	Dose 1	Dose 2	Dose 3
0	72	72	72	72
1	68	67	68	68
2	66	64	66	64
3	64	60	61	61
4	59	55	58	56
Tempo (semanas)	Ensaio III – Umidade (%)			
	Controle	DCD	Mg/P	DCD+Mg/ P
0	72	72	72	72
1	70,5	69,3	69,5	70
2	67,7	65,7	66,7	68
3	65	62	64,2	65,2
4	63	61	62	62,5

Além do teor de umidade, os macronutrientes avaliados no presente estudo foram: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. No Ensaio I todos os tratamentos aplicados apresentaram teores de nutrientes aproximados ao do controle, conforme Tabela 5.2, destacando-se apenas o NT (%), quando o I1, I2 e I3 obtiveram maior quantidade do que o controle, com 1,45%, 1,71% e 1,95% ao final do ensaio, respectivamente. O mesmo foi observado por Luo et al (2013), com o uso do DCD os autores encontraram no composto final 2,6 % de NT, considerando que o teor inicial foi de 1,9%.

Segundo Luo et al (2013), a concentração de nitrogênio total aumentou no composto orgânico final devido ao uso de sulfato de cálcio hidratado associado ao DCD. O mesmo possui a capacidade de adsorção dos íons de NH_4^+ , pois, inicialmente, durante o processo de compostagem de dejetos suínos, a concentração de N-NH_4^+ eleva-se pela amonificação do nitrogênio orgânico e diminui após o início da nitrificação. Como o DCD é um inibidor do processo de nitrificação, por consequência, aumenta-se a quantidade de N-NH_4^+ disponível para ser adsorvida.

Corroborando com o Ensaio II, no Ensaio III a concentração de P e Mg foram maiores nos tratamentos com sal de Mg e PO_4^- quando comparados ao controle, como pode ser visto na Tabela 5.2, devido ao incremento desses elementos presentes nos aditivos utilizados. O uso da dose 3 no Ensaio II demonstrou maior teor de NT no composto orgânico, com 1,68%. Já no Ensaio III, o tratamento DCD+Mg/P destacou-se pela maior quantidade de nitrogênio total final (NT), possivelmente pela ação da soma dos aditivos testados, pois o inibidor de nitrificação favorece o aumento da concentração de N-NH_4^+ para a precipitação causada pelo MgCl_2 e H_3PO_4 .

Ren et al (2010) observaram maior quantidade de nitrogênio total (1,4% NT) com o uso da dose intermediária de Mg(OH)_2 e H_3PO_4 , que correspondeu a relação molar dos reagentes de 1:2. Ainda que todos os tratamentos com o uso dos aditivos apresentaram maior teor de NT do que o controle, segundo os autores, isto poderia ser atribuída a mais completa degradação da matéria orgânica. E Karak et al (2015) precipitaram estruvita a partir da mistura de urina bovina com sal de Mg e KOH para elevar o pH a 9, os autores encontraram com a formação dos cristais 5,4% nitrogênio total (NT), 128 g. kg^{-1} de fósforo (P) e de 98 g. kg^{-1} magnésio (Mg). Além disso, os autores apontam o uso da precipitação da estruvita para recuperação de N e P da urina animal e produção de fertilizantes com maior teor desses nutrientes.

Segundo a Instrução Normativa número 25, de 23 de julho de 2009, o fertilizante orgânico composto deve seguir algumas garantias para a comercialização, como o teor de nitrogênio total, que deve ser no mínimo de 0,5%, a umidade máxima de 50% e os demais nutrientes devem ser conforme declarado pelo fabricante. Sendo assim, a concentração de NT, encontrada nos composto orgânicos finais nos ensaios realizados, satisfazem as garantias requeridas em lei para a

comercialização, no entanto, o teor de umidade deve ser diminuído, isto pode ser alcançado pela realização da fase de maturação mais prolongada.

Mas, como o nitrogênio é um elemento muito variável durante o processo de compostagem e um importante componente do fertilizante orgânico, Ren et al (2010) através do balanço de massas do nitrogênio descobriram que com a maior dose de $Mg(OH)_2$ e H_3PO_4 utilizada houve menor perda de NT, representando apenas 1%, enquanto que com as demais doses e o controle foram 12%, 5% e 35%, respectivamente. Os autores utilizaram quatro reatores de 60 L cada um, sendo um tratamento controle e três diferentes doses de $Mg(OH)_2$ e H_3PO_4 durante o processo de compostagem de dejetos suínos, cujo ensaio teve duração de 26 dias.

Assim, seguindo a Equação 13, proposta por Ren et al (2010), para encontrar a quantidade de nitrogênio perdido durante o processo de compostagem de dejetos suínos, tem-se a Tabela 5.3.

$$N_{perdido} (\%) = (N_1 \times M_1 - N_2 \times M_2) \div (N_1 \times M_1) \quad (13)$$

Onde: N_1 e N_2 são a concentração de nitrogênio total inicial e final da compostagem; M_1 e M_2 são o peso da massa seca inicial e final da compostagem, respectivamente. Sendo que, no Ensaio II, o M_1 para todos os tratamentos foi de aproximadamente 4500 g e M_2 foram 4300 g (C), 4450 g (dose1), 4420 g (dose 2) e 4650 g (dose 3). No Ensaio III, os valores de M_1 foram cerca de 4320 g para o controle e o tratamento DCD, e 4500 g e 4460 g para os tratamentos Mg/P e Mg/P+DCD, respectivamente; de M_2 foram: 3850 g (C), 3500 g (DCD), 3960 g (Mg/P) e 3900 g (DCD+Mg/P).

De acordo com a Tabela 5.3, no Ensaio II, o uso do $MgCl_2$ e H_3PO_4 na dose 3 apresentou a menor perda de nitrogênio, com 2,5% NT, quando comparado aos demais tratamentos que mantiveram valores próximos ao do controle. Já no Ensaio III, o uso do DCD associado ao $MgCl_2$ e H_3PO_4 contribuiu para diminuir ainda mais as perdas de NT, pois o tratamento DCD+Mg/P apresentou uma perda de 0,62% NT, destacando que os demais tratamentos utilizados conservaram melhor o NT quando comparados ao controle.

Dessa forma, o uso dos aditivos contribuem para reduzir as perdas de nitrogênio da compostagem e melhorar o potencial do composto orgânico como fertilizante, já que as perdas de nitrogênio tornam-se mais elevadas sem o uso do mesmo.

Tabela 5. 2: Média das concentração de nitrogênio total (NT), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) nos compostos orgânicos iniciais e finais dos Ensaios I, II e III.

Nutriente (%)	Ensaio I				Ensaio II				Ensaio III			
	Contr	I1	I2	I3	Control	Dos e1	Dos e2	Dos e3	Control	DC	Mg/ P	DCD+Mg/ P
	ole				e				e	D		P
NT												
Tempo 0	2,15	2,03	2,35	2,35	1,76	1,75	1,75	1,72	1,40	1,87	1,47	1,80
Tempo 30	1,13	1,45	1,71	1,96	1,43	1,48	1,47	1,68	1,20	2,00	1,63	2,05
P												
Tempo 0	1,15	1,02	1,04	1,04	0,90	0,85	0,97	1,2	0,75	0,75	1,25	1,14
Tempo 30	1,04	0,98	1,09	1,09	1,44	1,70	1,76	1,97	0,87	1,04	1,34	1,28
K												
Tempo 0	0,47	0,40	0,40	0,40	0,45	0,42	0,44	0,43	0,39	0,39	0,40	0,40
Tempo 30	0,34	0,34	0,43	0,41	0,64	0,71	0,68	0,65	0,46	0,49	0,42	0,42
Ca												
Tempo 0	2,08	1,82	1,77	1,69	1,55	1,32	1,33	1,42	1,46	1,32	1,29	1,18
Tempo 30	2,04	1,99	2,14	2,05	2,05	2,27	2,24	2,14	1,55	1,61	1,36	1,33
Mg												
Tempo 0	0,41	0,36	0,35	0,32	0,53	0,52	0,74	1,14	0,27	0,32	0,93	0,99
Tempo 30	0,37	0,35	0,39	0,38	0,59	1,02	1,03	1,30	0,35	0,34	0,90	0,74

Tabela 5. 3: Quantidade de nitrogênio total (NT%) perdido no processo de compostagem no Ensaio II e III.

Ensaio II				
Massa NT	Controle	Dose 1	Dose 2	Dose 3
Inicial (g)	80	80	80	80
Final (g)	63	66	65	78
N perdido (%)	21,25	18,15	18,75	2,5
Ensaio III				
Massa de NT	Controle	DCD	Mg/P	DCD+Mg/P
Inicial (g)	60,5	80	66	80,5
Final (g)	46	70	64,5	80
N pedido (%)	24	12,5	2,3	0,62

5.3.1 Formação de cristais de estruvita no Ensaio II

O uso do $MgCl_2$ e H_3PO_4 , no Ensaio II, durante o processo de compostagem de dejetos suínos foi testado para verificar a redução das perdas de nitrogênio através da precipitação do $N-NH_4^+$. Como foi visto anteriormente, esses aditivos podem formar cristais de estruvita, que contém magnésio, amônio e fosfato em concentrações equimolares, sendo caracterizada como um cristal branco, com estrutura cristalina ortorrômbica, de baixa solubilidade em água (0,018 g/100 mL a 25°C). A sua formação é controlada pelo pH, condições de supersaturação, temperatura, presença de núcleos de cristalização, fontes de reagentes químicos e presença de impurezas do meio (KIM et al, 2007; RUDDLE, 2013)

Segundo Di Iaconi et al (2010), a precipitação do nitrogênio amoniacal pela formação de estruvita pode ser uma opção válida para remoção de nutrientes em efluente líquido, devido à simplicidade, sustentabilidade e alta efetividade. Na compostagem de resíduos da agricultura tem sido recentemente utilizada para diminuir a volatilização de nitrogênio na forma de amônia, a fim de melhorar o conforto ambiental, reduzir a poluição, principalmente a eutrofização e enriquecer o composto orgânico final como fertilizante.

Assim, no Ensaio II foi verificada a formação dos cristais conforme a Figura 5.8 e 5.9 A, B, C e D. No presente estudo houve a

formação de cristais em todos os tratamentos e no controle, de acordo com a Figura 5.8, pois foram encontrados cristais na maior parte das amostras de composto orgânico, considerando que apenas uma repetição do controle não foi verificada a presença de cristais, possivelmente devido ao erro de amostragem.

Na Figura 5.9 A, B, C e D é possível observar, com um aumento de 80 vezes do tamanho original, os cristais formados em cada tratamento e no controle, os mesmos possuem morfologia do tipo piramidal, mas diferem no formato e nas dimensões, não tendo uma padronização da formação dos mesmos. Os cristais formados são resultantes de um processo de precipitação, cujas moléculas são arranjadas e se estendem em três dimensões espaciais, no caso da estruvita, é um processo físico e químico, e ambos podem influenciar de maneira decisiva na morfologia dos cristais em formação. No entanto, os resultados encontrados através da análise de difração de raio X, Figura 5.10 A, B, C e D, confirmaram picos de estruvita somente nos tratamentos com o uso das doses 2 e 3. De acordo com a análise semi quantitativa 4,2% e 5,3% de estruvita foram encontradas na composição dos cristais formados nas doses 2 e 3, respectivamente.

Figura 5. 8: Cristais encontrados nas amostras de composto orgânico da Ensaio II, 1 (dose 1), 2 (dose 2), 3 (dose 3) e T (controle).

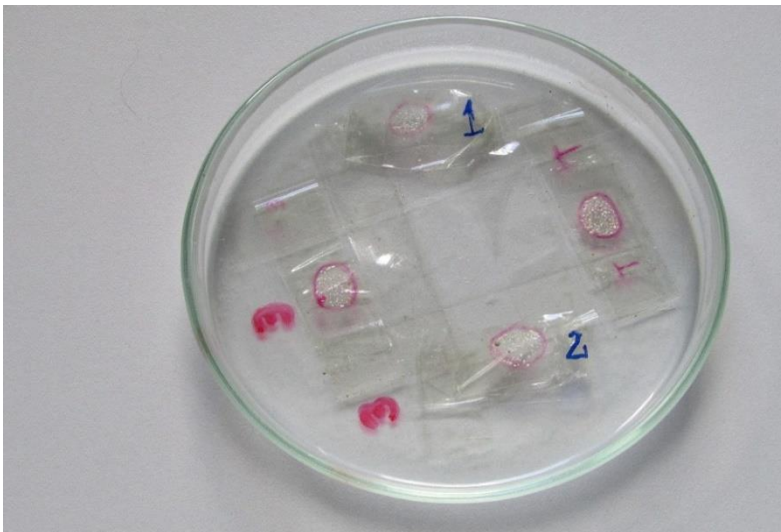
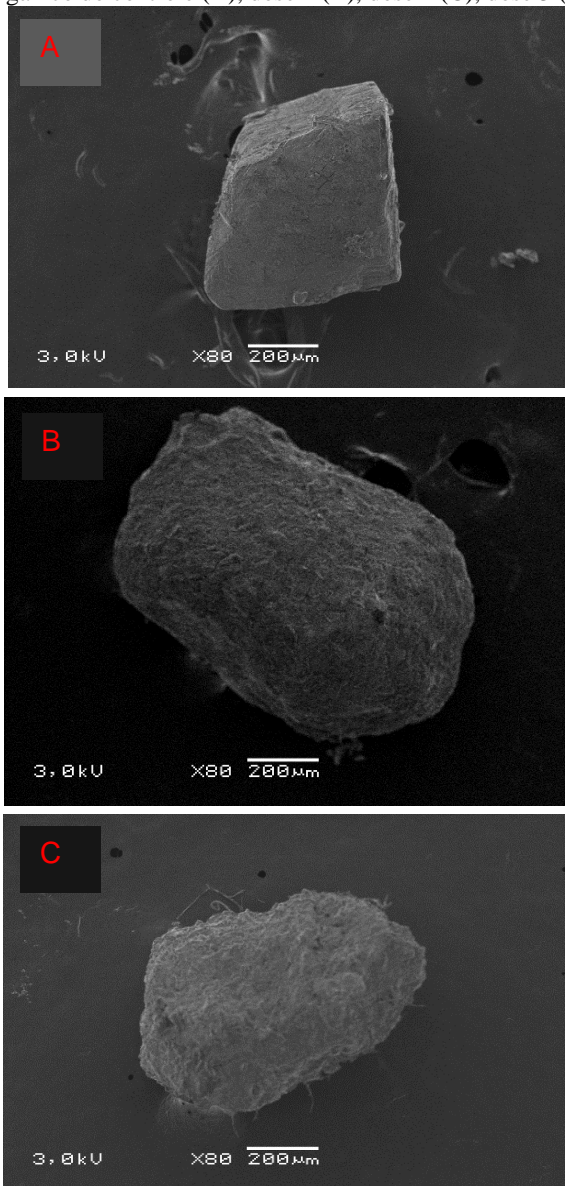


Figura 5. 9: Imagem de um dos cristais encontrados nas amostras finais do composto orgânico do controle (A), dose 1 (B), dose 2 (C), dose 3 (D).



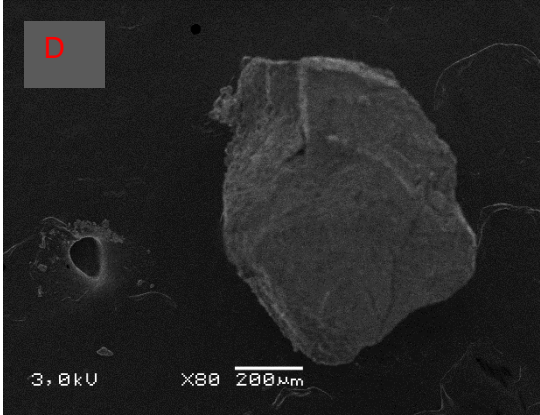
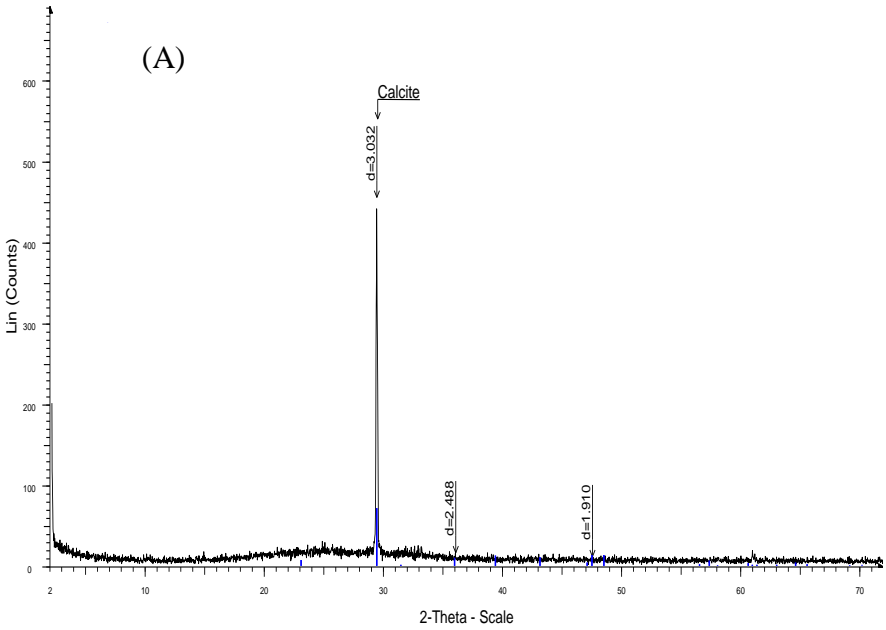
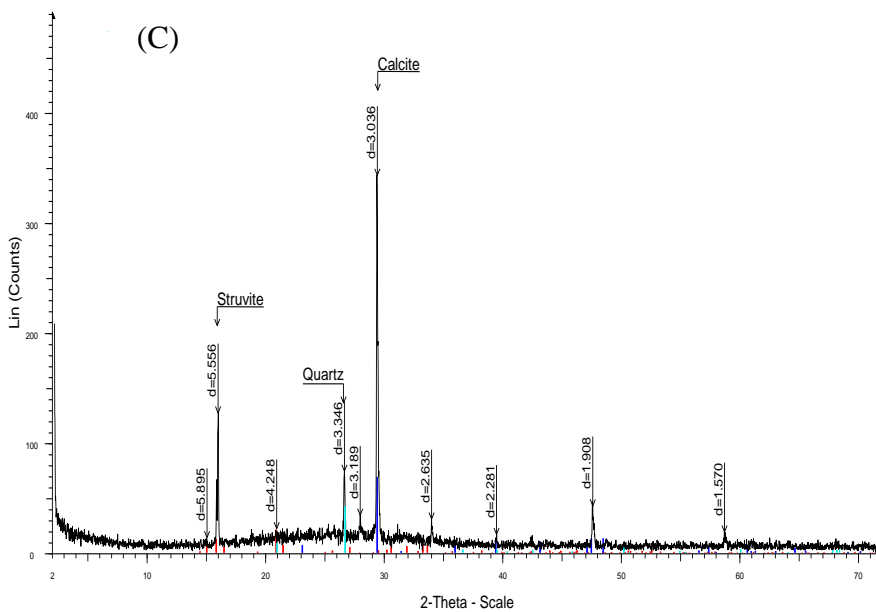
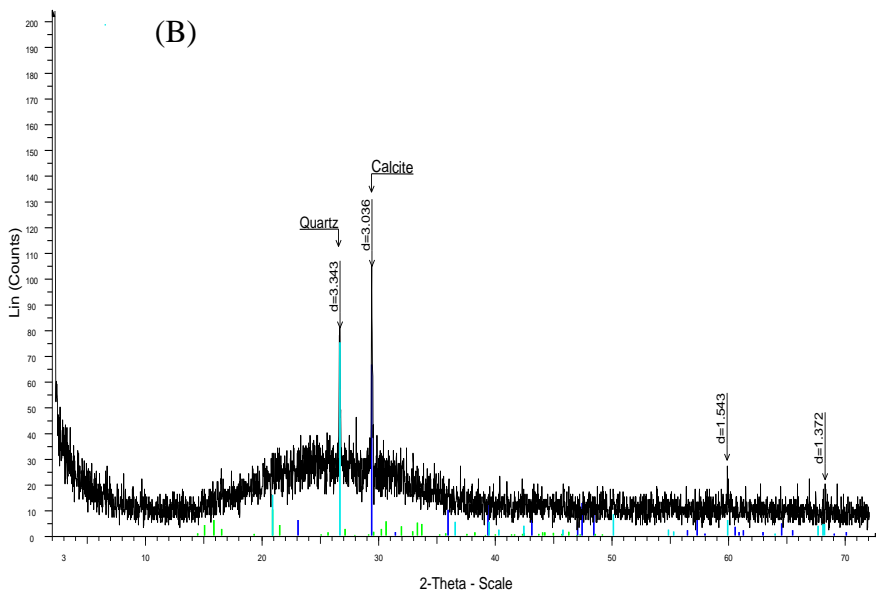
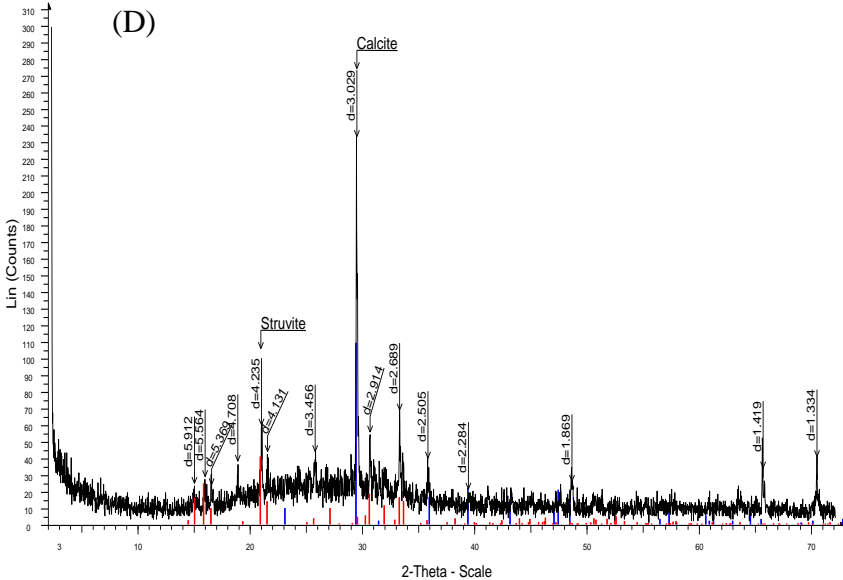


Figura 5. 10: Fase mineralógica encontrada nos cristais formados durante o processo de compostagem de dejetos de suínos nos tratamentos Controle (A), Dose 1 (B), Dose 2 (C), Dose 3 (D).







O processo físico é dividido na fase de nucleação e crescimento dos cristais e ambos são dependentes da condição de supersaturação do meio, ou seja, a fase de nucleação inicia-se quando a solução contém uma concentração de íons dissolvidos superior à condição de equilíbrio, em seguida ocorre o crescimento dos cristais, na medida em que os íons difusos migram para o núcleo dos cristais em formação. No entanto, a última etapa ocorre até que estabeleça um novo equilíbrio e tenha sido superada a condição de supersaturação (SOHNEL; GARSIDE, 1992). Ali et al (2005), demonstraram que o pH da solução e a concentração dos íons livres das espécies dissolvidas são parâmetros que influenciam de forma significativa no processo.

Dessa forma, a solução química do meio exerce um papel importante na precipitação da estruvita, pois está ligada à formação física dos cristais, bem como o pH, já que a solubilidade da estruvita reduz à medida que o pH aumenta, atingindo solubilidade mínima com pH na faixa 8-12 (GUNAY et al 2008; RAHMAN et al, 2014).

Kim et al (2009) verificaram, em solução aquosa, o efeito da agitação no processo de precipitação da estruvita, e os autores

concluíram que tanto a intensidade quanto o tempo de agitação afetaram a precipitação, o crescimento e a morfologia dos cristais.

Já Karak et al (2015) usaram sal de Mg para remoção de N e P de urina bovina e para formação de cristais de estruvita e perceberam que os cristais formados possuíam morfologia do tipo piramidal, no entanto, os formatos diferiam entre si. Wang et al (2013) utilizaram sal de Mg e PO_4^- em compostagem de resíduo de alimentos e também verificaram que os cristais possuíam morfologias irregulares. Segundo os autores isto se deve pelos diferentes parâmetros de crescimento dos cristais.

Assim, no presente estudo a quantidade de reagentes utilizados, o pH diferiram entre tratamentos, bem como o revolvimento da massa de compostagem podem ter colaborado para formação de cristais com tamanhos e morfologias distintas. Além disso, foram detectados cristais no controle (compostagem sem acréscimo de aditivos químicos), isto possivelmente se deve pela alta quantidade de íons dissolvidos nos dejetos de suínos e durante o processo de compostagem.

5.4 O uso dos aditivos químicos na compostagem e a redução do Potencial de Aquecimento Global (PAG)

O Potencial de Aquecimento Global (PAG) é uma medida atribuída para avaliar a contribuição de uma determinada fonte emissora de gases de efeito estufa para o aquecimento global, expresso pela quantidade de dióxido de carbono (CO_2) equivalente. Acompanhou-se durante o Ensaio I, II e III a emissão de CO_2 , CH_4 e N_2O , considerados os principais gases de efeito estufa emitidos pela compostagem de dejetos suínos.

Na Figura 5.11 é possível observar a emissão acumulada de N_2O durante o Ensaio I. O uso da maior concentração do inibidor de nitrificação (I3) demonstrou menor quantidade de $\text{N-N}_2\text{O}$ emitida, com 462 mg de $\text{N-N}_2\text{O}$ no tempo de 28 dias, representando 56% de redução quando comparado ao controle (C). Os demais tratamentos (I1 e I2), quando comparados ao controle, reduziram 40% (I2) e 20% (I1) a quantidade emitida de $\text{N-N}_2\text{O}$, mostrando que a dose do inibidor de nitrificação é inversamente proporcional à emissão de óxido nitroso, no entanto, a partir do dia 8 e 10 ocorre a diminuição da ação do inibidor de

nitrificação, elevando a concentração de N-NO_x, reduzindo a quantidade de N-NH₄⁺ e emitindo maior quantidade de N-N₂O, ainda que em menores quantidades do que o controle.

Dai et al (2013) verificaram uma redução na emissão acumulada de N₂O de 52% a 69%, com aplicação de DCD em solos fertilizados com urina bovina. Segundo os autores, isto ocorreu através da inibição do crescimento das bactérias oxidadoras de amônia (AOB), o uso do DCD foi capaz de manter baixas as concentrações de NO₃⁻, logo, reduzir a emissão de N₂O. Os autores avaliaram que a o aumento do fluxo de emissão de N₂O e da concentração de NO₃⁻ estavam relacionadas ao crescimento de AOB, principalmente em solos ricos em nitrogênio, ou seja, houve interferência da concentração de nitrogênio na ação do DCD.

O mesmo foi observado por Luo et al (2013), os autores testaram o uso do DCD na compostagem de dejetos suínos e o total de N₂O perdido foi reduzido em 33% e 35%, comparativamente ao controle. O autores consideraram que a redução da atividade das bactérias oxidadoras de amônio e o retardamento da taxa de nitrificação foram as principais razões da redução da emissão de N₂O.

E Cahalan et al (2015) constataram que o uso do DCD associado ao dejetos bovino para fertilização de solo reduziu de 47% a 70% a emissão acumulada de N-N₂O quando comparado ao tratamento controle. Segundo os autores, o aumento do fluxo de emissão do N₂O ocorreu devido ao aumento do volume de chuva combinado com a alta temperatura do solo e a concentração de N-NH₄⁺, sendo que a maior redução da perda de N-N₂O aconteceu em solos mal drenados e pelas temperaturas mais amenas do solo que, conseqüentemente, possibilitou a degradação mais lenta do DCD, além de favorecer ocorrência do completo processo de desnitrificação e diminuir a lixiviação do NO₃⁻.

De acordo com Di et al (2014), o uso do DCD foi eficaz com o aumento da umidade do solo, com o teor de umidade do solo de 60%, a aplicação do DCD não demonstrou diferença na redução do N₂O entre os tratamentos, já com a elevação do teor de umidade para 100%, a redução da emissão de N₂O foi de 44%.

O mesmo foi observado por Monaghan et al (2013), a eficácia do DCD na redução da emissão do N₂O ocorreu em solos com teor de umidade acima de 75%. Para os autores, em condições mais secas, as

taxas de desnitrificação são suscetíveis de serem limitadas pela falta da anaerobiose, pois Di et al (2014) detectaram que os genes funcionais relacionados aos microrganismos desnitrificantes aumentaram com o maior teor de umidade do solo. Como as bactérias desnitrificantes são facultativas, as mesmas podem usar várias formas de óxido de nitrogênio no lugar do oxigênio como aceptor de elétrons quando as concentrações de O_2 diminuem, caso contrário, a atividade das enzimas desnitrificantes pode ser inibida.

Já a emissão acumulada de $C-CH_4$ durante o Ensaio I, no período de 28 dias, pode ser vista na Figura 5.12. A quantidade de carbono emitido na forma de metano foi levemente afetada pelo uso da maior dose do inibidor de nitrificação (I3), com 724 mg de $C-CH_4$ e sem efeito nos demais tratamentos, já o controle apresentou 847 mg de $C-CH_4$ ao final do ensaio. No entanto, a contribuição deste gás para PAG total foi maior no tratamento I3 do que no controle.

Cahalan et al (2015) estudaram o efeito do inibidor de nitrificação (DCD) na emissão de metano em solo fertilizado com dejetos bovinos e perceberam que o DCD não apresentou influencia na geração de CH_4 , pois para os autores a emissão do gás deriva do CH_4 dissolvido nos dejetos. Os autores perceberam que o DCD apenas retarda geração CH_4 , isto pode ocorrer devido ao efeito inibidor do mesmo sobre a enzima amônia monoxigenase (AMO), que atua na oxidação tanto de CH_4 como de NH_3 .

Corroborando com Luo et al (2013), Cahalan et al (2015) não observaram nenhuma influência do uso do DCD na geração do metano durante o processo de compostagem de dejetos suínos. Os autores apontaram que a emissão de CH_4 está relacionada à diminuição de O_2 na pilha e ao alto teor de umidade da massa de compostagem.

Dessa forma, conforme a Tabela 5.4, para o Ensaio I, o menor PAG calculado foi do I3, com o potencial de aquecimento global de 473,25 g de eq. CO_2 , devido a redução da emissão do N_2O , o gás com maior potencial de aquecimento global, todavia, o N_2O contribuiu 45,34% no valor do PAG. Já a contribuição do N_2O no PAG total do controle, do I1 e do I2 foram 62,35%, 57,42% e 49,04%, respectivamente. Assim, de acordo com os valores encontrados (Tabela 5.4), o uso do DCD auxilia na redução do PAG da compostagem de

dejetos suínos, pois, como é de se esperar, quanto maior a concentração do inibidor de nitrificação usado, menor o valor do PAG.

Assim, destaca-se o efeito que o uso do inibidor de nitrificação possui na redução da emissão de N_2O , uma vez que, neste estudo, o DCD contribuiu para redução de até 40% do PAG na compostagem de dejetos suínos. No entanto, muitos são os fatores que influenciam a ação do DCD como inibidor da nitrificação, como já foi visto, a temperatura, a concentração de nitrogênio, a presença das bactérias oxidadoras de amônia e o teor de umidade.

Dentre esses fatores, a temperatura torna-se um limitante no uso do DCD na compostagem, já que a mesma acelera a sua degradação e reduz seu tempo de ação. Sendo assim, torna-se necessário adoção de medidas para otimizar o uso deste aditivo na compostagem de dejetos suínos, como por exemplo, associá-lo a outro aditivo que inicialmente possa reter o $N-NH_4^+$ que não sofreu nitrificação na massa do composto e/ou aplicá-lo novamente após a queda da temperatura da biomassa. Mas, para isso novos estudos devem ser feitos para avaliar a efetividade do uso do DCD no tratamento dos dejetos suínos.

Figura 5. 11: Emissão acumulada de $N-N_2O$ de cada reator de compostagem com a adição do inibidor de nitrificação nas concentrações de 0 g. L^{-1} (C), 100 g. L^{-1} (I1), 200 g. L^{-1} (I2) e 400 g. L^{-1} (I3) – Ensaio I.

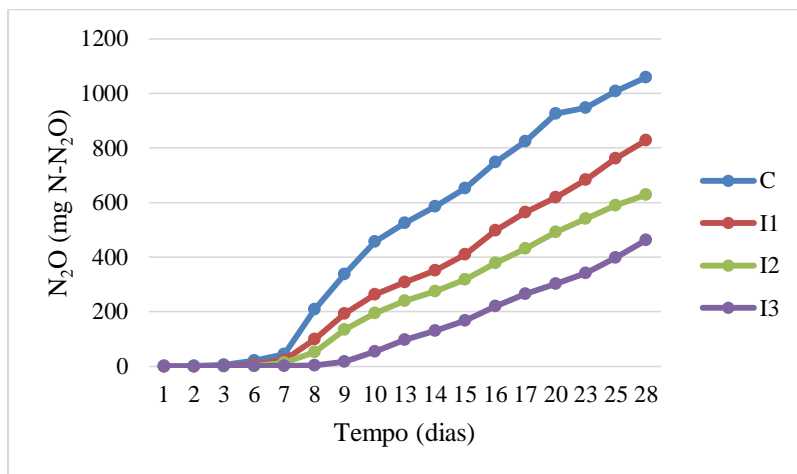


Figura 5. 12: Emissão acumulada de C-CH₄ de cada reator de compostagem com a adição de inibidor de nitrificação nas concentrações de 0 g. L⁻¹ (C), 100 g. L⁻¹ (I1), 200 g. L⁻¹ (I2) e 400 g. L⁻¹ (I3) – Ensaio I.

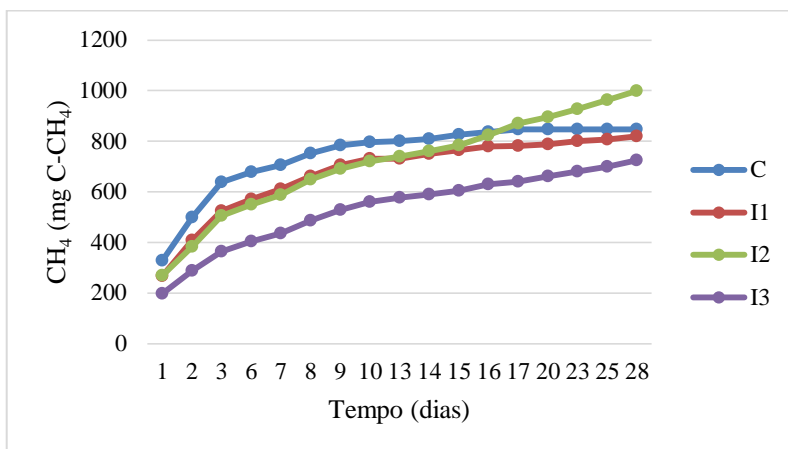


Tabela 5. 4: Valores e o percentual de contribuição de cada gás de efeito estufa para o potencial de aquecimento global (PAG) nos diferentes tratamentos e controles do Ensaio I, II e III.

Ensaio I	Total g eq. CO ₂	% CO ₂	% CH ₄	% N ₂ O
Controle	787	32,30	4,85	62,85
I1	674,71	37,08	5,5	57,42
I2	601,55	43,50	7,46	49,04
I3	473,25	47,76	6,90	45,34
Ensaio II				
Controle	876,35	49,72	4,03	46,25
Dose 1	812,04	50,45	1,88	47,67
Dose 2	942,55	48,34	2,02	43,64
Dose 3	663,78	70,46	2,15	27,39
Ensaio III				
Controle	583,75	49,27	7,34	43,39
DCD	369,5	73,60	6,25	20,15
Mg/P	404,87	65,11	1,76	33,13
DCD+Mg/P	303,30	94,78	2,47	2,75

Já durante o Ensaio II houve redução na produção de carbono na forma de metano com a utilização de $MgCl_2$ e H_3PO_4 (Figura 5.14), de 46 a 68% em comparação ao controle, principalmente com o uso da dose 3, possivelmente devido ao aumento da dose do aditivo.

Estudos desenvolvidos por Lay et al (1997) verificaram, numa ampla faixa de pH (6,5-8,5), que a atividade dos microrganismos metanogênicos decresceu com o aumento da concentração de $N-NH_4^+$. Os autores observaram, no tratamento de resíduos sólidos orgânicos em digestores anaeróbios, que quando as concentrações de $N-NH_4^+$ variaram de 4090 – 5550 $mg \cdot L^{-1}$, a atividade metanogênica decaiu em 50%, atingindo 0% com concentrações de 5880 – 6600 $mg \cdot L^{-1}$. No presente estudo, as concentrações de $N-NH_4^+$ foram proporcionalmente maiores com o aumento da dose de $MgCl_2$ e H_3PO_4 (Figura 5.2), mantendo uma faixa de 5000 – 6000 $mg \cdot kg^{-1}$ de composto orgânico na dose 3, assim, a manutenção mais prolongada e o aumento da quantidade de $N-NH_4^+$ na massa de compostagem pode ter afetado a atividade metanogênica e diminuído a produção de $C-CH_4$.

A quantidade de nitrogênio produzido na forma de N_2O foi menor com o uso da dose 3, devido à baixa disponibilidade de $N-NH_4^+$, desfavorecendo a nitrificação, o que pode resultar em menor produção de N_2O , e a partir do dia 20 aumenta-se a concentração de $N-NO_3^-$ e ocorre a formação de $N-N_2O$, ainda que em menor proporção quando comparado aos outros tratamentos e controle, como pode ser visto da Figura 5.13.

Alguns autores avaliaram a perda de nitrogênio através da volatilização de NH_3 durante o processo de compostagem com o uso de sal de Mg e PO_4^- , e constataram uma redução significativa desse gás, variando de 90 – 20%. Segundo os autores a emissão de $N-NH_3$ é mais elevada nos primeiros dias de compostagem, com o aumento da temperatura interna da biomassa, causada pela hidrólise rápida da ureia e amonificação do nitrogênio, ainda assim, o uso destes aditivos reduziu as perdas de $N-NH_3$ (REN et al, 2010; FUKIMOTO et al, 2011; WANG et al, 2013).

Considerando que a volatilização de $N-NH_3$ acarreta a redução do $N-NH_4^+$, a quantidade de $N-NH_4^+$ que permanece na massa de compostagem torna-se disponível para a nitrificação, entretanto, se ocorre a redução da emissão de $N-N_2O$ e da formação de $N-NO_x$,

considera-se que o N-NH_4^+ não está totalmente disponível para a nitrificação, podendo parte deste nitrogênio ter sofrido precipitação.

No presente estudo a emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$, com o uso de MgCl_2 e H_3PO_4 na dose 3, representou 50% a menos do que a do controle. Fukumoto et al (2011) alcançaram a redução de 10% na emissão de N_2O , com apenas o uso do sal de Mg e PO_4 . Ao inocularem bactérias oxidadoras de nitrito junto a compostagem de dejetos suínos com aditivo, a emissão de N_2O diminuiu em até 80%, pois em experimentos anteriormente executados pelos autores, a acumulação prolongada de nitrito na compostagem de dejetos suínos é comum, fator que pode causar uma nitrificação inadequada e induzir a emissão de N_2O durante o processo.

Como pode ser visto na Tabela 5.4, o menor PAG obtido foi do tratamento dose 3, destacando, que isto possivelmente ocorreu devido à baixa contribuição do CH_4 e do N_2O , gases de maior potencial de aquecimento global. Ao contrário dos demais tratamentos (dose 1 e 2) e do controle, quando o N_2O contribuiu com quase a metade do PAG. Sendo assim, para reduzir a emissão acumulada e as perdas de $\text{N-N}_2\text{O}$ com o uso de MgCl_2 e H_3PO_4 , faz-se necessário o aumento da dose do aditivo.

No entanto, é possível estudar novos métodos para diminuir não só a perda de N-NH_3 , como também otimizar o uso do sal de Mg e PO_4^- na compostagem de dejetos suínos para reduzir as perdas de nitrogênio por emissão de N_2O , como por exemplo, o acréscimo de minerais adsorventes, a adição de outros aditivos químicos e/ou a biorremediação, através da inoculação de microrganismos que auxiliem na transformação do nitrogênio durante o processo de compostagem.

Assim, ao aliar o efeito dos aditivos testados anteriormente ($\text{DCD}+\text{MgCl}_2+\text{H}_3\text{PO}_4$) alcançou-se menores emissões acumuladas de $\text{N-N}_2\text{O}$ e C-CH_4 , como pode ser visto nas Figuras 5.15 e 5.16, bem como a diminuição da contribuição de ambos os gases para o potencial de aquecimento global quando comparado aos demais tratamentos e controle (Tabela 5.4). A redução da emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ com o uso associado dos aditivos foi de 96%, já o uso apenas do DCD e do MgCl_2 com H_3PO_4 foram 70% e 46%, respectivamente, quando comparados ao controle. A contribuição da emissão de N_2O para o potencial de aquecimento global, dos reatores de compostagem com o

uso de DCD+Mg/P, foi de somente 2,75%, sendo o menor percentual entre os tratamentos adotados e nos ensaios realizados.

Figura 5. 13: Emissão acumulada de N-N₂O de cada reator de compostagem com o uso das diferentes doses de doses de MgCl₂ + H₃PO₄ e o controle (C) – Ensaio II.

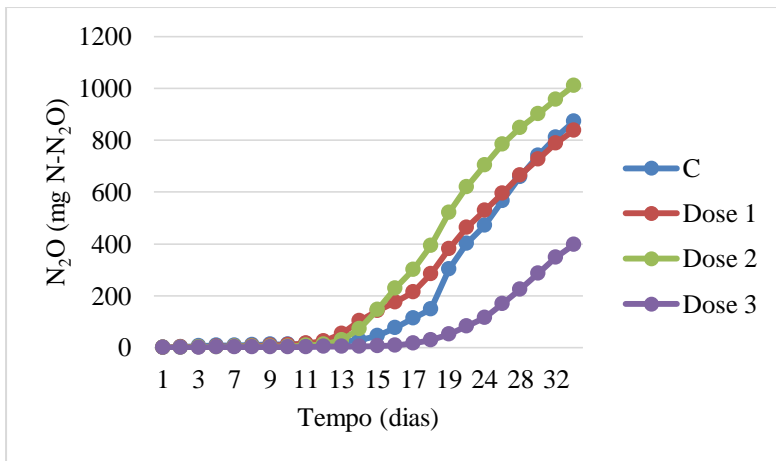
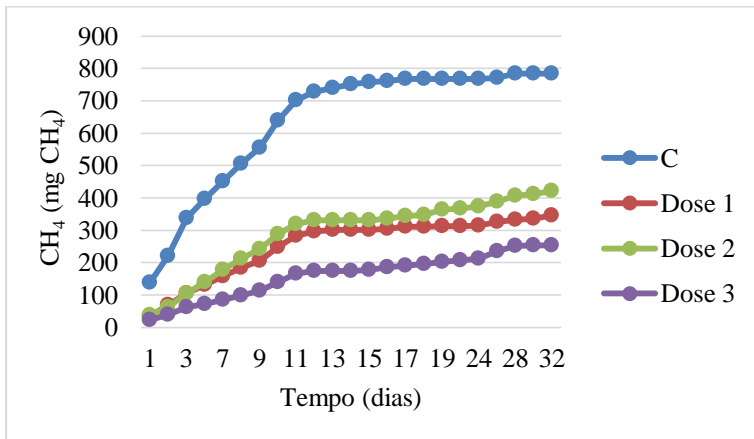


Figura 5. 14: Emissão acumulada de C-CH₄ de cada reator de compostagem com o uso das diferentes doses de doses de MgCl₂ + H₃PO₄ e o controle (C) – Ensaio II.



Pode-se indicar que a aplicação dos aditivos associados ($\text{DCD} + \text{MgCl}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4$) foi eficaz na redução da perda de nitrogênio na forma de N_2O . Isto possivelmente ocorreu pelo retardamento do processo de nitrificação, pela precipitação dos íons de amônio e formação dos cristais de estruvita, tornando os íons de NH_4^+ não totalmente disponíveis para o processo de nitrificação. Dado que as concentrações de N-NH_4^+ permaneceram em valores mais elevados até o dia 14, logo, iniciou-se a produção de N-NO_3^- e sem detecção de formação de N-NO_2^- (Figura 5.3), demonstrando que não houve acumulação de nitrito, o que pode ter favorecido o processo de desnitrificação com menor geração de óxido nitroso.

A produção de C-CH_4 foi diminuída em 81% com a associação dos aditivos e obteve a mesma representatividade somente com uso do MgCl_2 e H_3PO_4 . Considerando que o mesmo ocorreu no Ensaio II, quando houve uma redução de 68% na geração de C-CH_4 comparado ao controle, apontando para a existência de algum efeito que o sal de Mg e PO_4^- exerce sobre a atividade metanogênica, sendo que os dois tratamentos mantiveram as concentrações de N-NH_4^+ elevadas por mais tempo durante o processo de compostagem (Figura 5.3).

Figura 5. 15: Emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ de cada reator de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C) – Ensaio III.

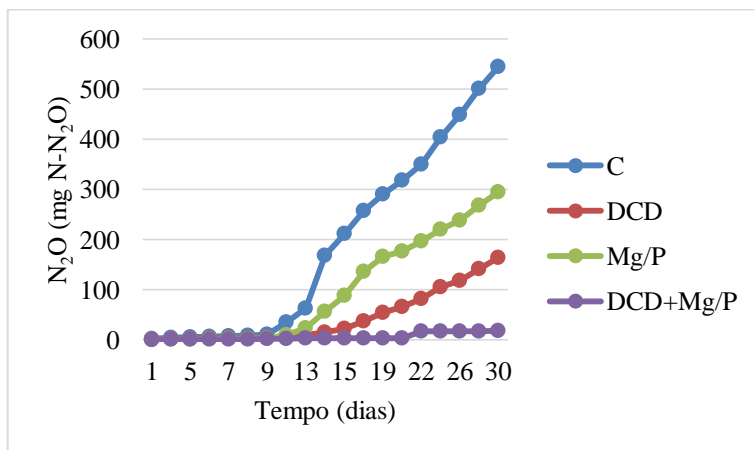
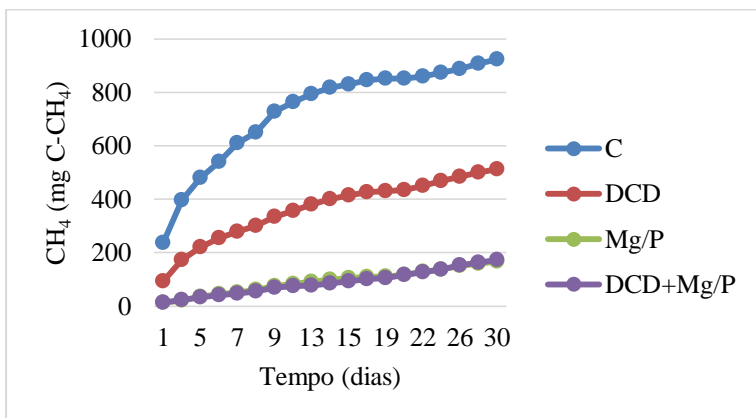


Figura 5. 16: Emissão acumulada de C-CH₄ de cada reator de compostagem com o uso dos diferentes aditivos DCD, Mg/P, DCD+Mg/P e o controle (C) – Ensaio III.



Dessa forma, nos Ensaio I e II, os tratamentos I3 e dose 3 obtiveram o menor potencial de aquecimento global quando comparados ao controle, com 473,25 g de eq. CO₂ e 663,78 g de eq. CO₂, respectivamente. No entanto, a junção de ambos ocasionou uma diminuição do PAG ainda maior, como pode ser visto no Ensaio III. O tratamento DCD+Mg/P apresentou o valor de 303,80 g de eq. CO₂, destacando que a maior contribuição do gás de efeito estufa, neste caso, foi do CO₂, com 94,78%, gás considerado com menor potencial de aquecimento global.

Desse modo, é possível inferir que o uso associado dos aditivos testados, nestas doses, possuam um efeito benéfico para a compostagem de dejetos suínos, na medida em que os mesmos demonstraram eficácia na redução da emissão gases de efeito estufa, principalmente CH₄ e N₂O.

CAPÍTULO VI – Conclusão e Sugestões para Estudos Futuros

6.1. Conclusões

No estudo prévio, executado anteriormente aos Ensaios I, II e III, foi visto que a compostagem de dejetos suínos perdeu uma considerável quantidade de nitrogênio durante o processo, atingindo cerca de 73% do nitrogênio total (NT) inicial, e com o potencial de aquecimento global (PAG) superior aos demais tratamentos de dejetos suínos comumente utilizados pelas unidades produtoras de suínos.

Destacando-se, principalmente, a contribuição da emissão do N_2O para o valor do PAG. As perdas de nitrogênio aconteceram através das emissões de NH_3 , N_2O e N_2 , sendo estas resultantes do processo biológico de degradação da matéria orgânica. Entretanto, a elevada emissão dos dois primeiros gases podem ser nocivos ao ambiente e indicar que algum parâmetro da compostagem não está adequado, tais como, relação C:N, temperatura interna da biomassa e/ou umidade.

Esses parâmetros muitas vezes são difíceis de serem padronizados, pois podem sofrer com a alta variabilidade físico-química existentes nos resíduos utilizados e com as práticas de manejo adotadas. Sendo assim, a perda excessiva de nitrogênio muitas vezes pode prejudicar a qualidade do composto orgânico final como fertilizante e poluir o ambiente.

Porém, com o uso dos aditivos químicos notaram-se algumas transformações na compostagem de dejetos suínos. Durante o Ensaio I, percebeu-se que o uso do DCD possuiu o efeito de retardar a nitrificação, sendo diretamente proporcional à dose utilizada. Dessa forma, o I3 manteve as concentrações de $N-NO_3^-$ menos elevadas por mais tempo, mas, viu-se que o DCD sofre degradação durante a compostagem, sobretudo, devido à ação da temperatura interna da biomassa.

Já no Ensaio II, as concentrações de $N-NH_4^+$ permaneceram mais elevadas ao longo do tempo, com evidência para a dose 3, que apresentou baixas perdas de $N-NH_4^+$ e menor formação de $N-NO_x^-$. Ao final, no Ensaio III, viu-se que a soma dos efeitos dos aditivos químicos,

anteriormente testados, conservaram as concentrações de N-NH_4^+ elevadas por mais dias e com baixa formação de N-NO_x^- , o que levou a menor perda de nitrogênio durante o processo de compostagem, que representou apenas 0,62% do NT inicial.

Considerando que, os aditivos químicos e suas respectivas doses testadas, não afetaram o processo biológico de degradação da matéria orgânica que ocorreu na compostagem, tendo em vista, evolução da temperatura interna da biomassa e a produção de CO_2 , somente o pH foi levemente alterado, atingindo a neutralidade com o uso do MgCl_2 e H_3PO_4 , o que auxiliou na manutenção das concentrações de N-NH_4^+ por mais tempo.

Foi visto que o uso do DCD e do sal de Mg e PO_4^- diminuiram as perdas de NT que permaneceram entre 88-99%, quando comparados ao controle, além da ocorrência da formação de cristais de estruvita, com e sem o uso do aditivo químico, demonstrando que a compostagem de dejetos suínos pode formar os cristais, quando a mesma possui altas concentrações de íons dissolvidos. Outro fator alcançado, foi a redução do valor do PAG dos tratamentos com aditivos químicos, principalmente, o I3, dose 3 e a associação de ambos, reduzido em até 58% o valor do PAG, quando comparado ao controle.

Desse modo, o uso dos aditivos químicos na compostagem de dejetos suínos, nas doses testadas, demonstraram eficácia quanto ao aumento do NT na massa do composto e a redução da emissão dos gases potencialmente nocivos ao ambiente, sem causar interferências negativas na evolução da atividade dos microrganismos participantes do processo. Além disso, tal processo possibilita a geração de um fertilizante orgânico com maior teor de NT e de liberação lenta (slow release), podendo favorecer algumas culturas agrícolas e reduzir os riscos ambientais.

6.2. Sugestões para Estudos Futuros

A partir das experiências desse trabalho, alguns estudos podem ser indicados no intuito de contribuir para melhorar o gerenciamento e o aproveitamento dos dejetos suínos, através da valorização dos resíduos gerados pelas unidades produtoras e da possibilidade de garantir mais uma fonte de renda para os produtores de suínos. Tais como:

- Verificar a influência da temperatura interna da biomassa, C/N e umidade na degradação do DCD;
- Executar novos ensaios em pequena escala para avaliar o uso de doses superiores dos aditivos químicos testados, levando-se em consideração os parâmetros de controle do processo de compostagem;
- Estudar a viabilidade econômica do uso dos aditivos químicos na compostagem de dejetos suínos e da produção de fertilizante orgânico;
- Fazer a avaliação do uso do composto orgânico produzido a partir da compostagem de dejetos suínos com aditivos químicos, após a maturação, no solo como fertilizante orgânico, com relação a produtividade e nutrição da cultura agrícola, emissão de gases poluentes e parâmetros de conservação do solo.

Referências Bibliográficas

ALI, M. D.; SCHNEIDER, P. A.; HUDSON, N. Thermodynamics and solution chemistry of struvite. **Journal of Indian Institute Science**, v. 85, p. 141-149, 2005.

ANGNES, Graciele. **Emissão de gases no processo de compostagem de dejetos suínos**. 2012. 135p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós- graduação em Agroecossistemas. Florianópolis (SC), 2012.

ANGNES, G.; Nicoloso, R.S.; da Silva, M.L.B.; Oliveira, P.A.V.; Higarashi, M.M.; Mezzari, M.P.; Miller, P.R.M. Correlating denitrifying catabolic genes with N_2O and N_2 emissions from swine slurry composting. **Bioresour. Technol.** 140, p. 68-375, 2013.

ANUALPEC 2014. **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: Argos Comunicação FNP, 2014.

APHA, 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st Ed. American Public Health Association. Washington, DC.

BABOT, D. G et al. Farm technological innovations on swine manure in Southern Europe. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 334-343, 2011.

BATALHA, M. O. **Gestão agroindustrial: GEPAI: Grupu de Estudos e Pesquisas Agroindustriais**. 5ed. São Paulo: Atlas, 2001.

BRITO, F. S; MULLER, P. R. M; STADNIK, M. Presença de *Trichoderma* spp em composto e suas características para controle de fitopatógnos. **Revista de Agroecologia**, v.5, p. 45-53, 2010.

CAHALAN, E.; ERNFORS, M.; MULLER, C.; DEVANEY, D.; LAUGHLIN, R.J.; WATSON, C.J.; HENNESSY, D.; GRANT, J.; KHALIL, M.I.; MCGEOUGH, K.L.; RICHARDS, K.G. The effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide and

methane emissions after cattle slurry application to Irish grassland. **Agric. Ecosyst. Environ**, v. 199, p. 339-349, 2015.

CHADWICK, Dave, et al. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, v.166-167, p. 514-531, 2011.

CHEN, P.Z; LI,J; LI,Q.X; WANG,Y.C; LI,S.P; REN,T.Z; WANG,L.G. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by bacterium *Rhodococcus* sp. CPZ24.**Bioresource Technology**, v. 116, p.266–270, 2012.

CHIUMENTI, A. Complete nitrification-denitrification of swine manure in full scale, non-convectonal composting system. **Waste Management**. 46, p. 577-587, 2015.

CHOWDHURY, M. A; NEERGAARD, A; JENSEN, L. S. Composting of solids from anaerobically digested animal manure: Effect of diferente bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. **Biosystems Engineering**, v. 124, p. 63-77, 2014.

D'ALMEIDA, M.L.O, VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2ed. São Paulo. IPT/CEMPRE, 2000, p.145-154.

DAI, Y; DI, H. J; CAMERON, K. C; HE, J. Z. Effects of nitrogen application rate and a nitrification inhibitor dicyandiamide on ammonia oxidizers and N₂O emissions in grazed pasture soil. **Science of the total environment**, v. 425, p. 125-135, 2013.

DI, H. J; CAMERON, K. C; SHERLOCK, J. P; WINEFIELD, C. S. Nitrous oxide emissions from grazed grassland as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationship with ammonia-oxidizing bacteria and archea. **Journal Soil Sediments**, v. 10, p.943-954, 2010.

DI, H. J; CAMERON, K. C; PODOLYAN, A; ROBINSON, A. Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on

ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 73, p. 59-68, 2014.

DIAZ, L.F; SAVAGE, G.M. Factorsthat affect the process. In: Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., Stentford, E. (Eds.). **Compost Science and Technology**. Elsevier, Amsterdam, 2007, 359 p.

DI IACONI, C.; PAGANO, M.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1732-1736, 2010.

DINUCCIO, E; BERG, W; BALSARI, P. Gaseous emissions from storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 2448-2459, 2008.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. (Ed.) 4500-NO₂ – nitrogen nitrite. In: EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1995. cap.4000, p. 83-89.

FALKOSKI, C; RIBEIRO, S; SARDÁ, L. G; HIGARASHI, M.M; GAVE, R; NICOLOSO, R. S; HIGARASHI, M. M. Emissão de gases de efeito estufa: comparação compostagem x esterqueira. In: 8^a Jornada de Iniciação Científica; Concórdia (SC), 2014.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. In: Gerber, P. J; Henderson, B; Makkar, P. S. (Eds). **Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production**. Roma, 2013.

FUKUMOTO, Y. **Nitratation promotion process for reducing nitrogen losses by N₂O/NO emissions in the composting of livestock manure**. 2012. Disponível em: <http://cdn.intechopen.com/pdf-wm/25276.pdf>. Acesso: setembro de 2014.

FUKUMOTO, Y; INUBUSHI, K. Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 55, p. 428-434, 2009.

FUKUMOTO, Y; OSADA, T; HANAJIMA, D; HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration – effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109–114, 2003a.

FUKUMOTO, Y; ROM, HB; DAHL, P. Relationship between gas depth profiles in compost heap and gas emission. **Agr. Eng. Intl.**, v. 5, p. 1–13, 2003b.

FUKUMOTO, Y; SUZUKI, K; KURODA, K; WAKI, M; YUSUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 102, p 1468-1474, 2011.

GOMES, S. D; et al. Efeito do manejo da lâmina d'água na minimização do volume de efluentes gerados na produção de suínos. **Irriga: Brazilian Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 233-242, 2009.

GUNAY, A.; KARADAG, D.; TOSUN, I.; OZTURK, M. Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 156, p. 619-623, 2008.

HAUG, RT. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Editorial Lewis Publishers, 1993.

HIGARASHI, M. M; KUNZ, A; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga de poluente – Sistemas de Tratamento. In: Seganfredo, A. M. **Gestão Ambiental na suinocultura**. Brasília (DF): Embrapa, 2007, 302 p.

IPCC, Intergovernmental Painel of Climatic Changes. **Climate Change of 2013: The Physical Science Basis**. 2013. Disponível em: <http://www.ipcc.ch>. Acesso: setembro de 2014.

IPCC, Intergovernmental Painel of Climatic Changes. **Climate Change of 2014: Mitigation of climate change**. 2014. Disponível em: <http://www.ipcc.ch>. Acesso: janeiro de 2015.

JEONG, Y. K; HWANG, S. J. Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1-6, 2005.

JIANG, T; SCHUCHARDT, F; GUOXUE, L; ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration ratio and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of environmental Sciences**, v. 23, p. 1754-1760, 2001.

KARAK, T; SONAR, I; NATH, J. R; PAUL, R. K; DAS, S; BORUAH, R. K; DUTTA, A. K; DAS, K. Struvite for composting of agricultural wastes with termite mound: Utilizing the unutilized. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 49-59, 2015.

KELLIHER, F. M; CLOGH, T.J; CLARK, H; RYS, G; SEDCOLE, J.R. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: a data synthesis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1878-1881, 2008.

KELLIHER, F. M; KOTTEN, C. V; KEAR, M. J; SPROSEN, M. S; LEDGARD, S. F; KLEIN, C. A. M; LETICA, S. A; LUO, J; RYS, G. Effect of temperature on dicyandiamide (DCD) longevity in pastoral soils under field conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 186, p. 201-204, 2014.

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

KIM, D.; KIM, J; RYU, H-D; LEE, S-I. Effect of mixing on spontaneous struvite precipitation from semiconductor wastewater. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 74-78, 2009.

KLEIN, C HARVEY, M. **Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines**. Ministry for Primary Industries, Wellington, UK, 2013, 146p.

KUNZ, A; HIGARASHI, M. M; KUNZ, A; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos suínos estudadas no Brasil. **Caderno Ciência & Tecnologia**, v. 22, n. 3, p. 652-665, 2005.

LAN, T; HAN, Y; ROELCKE, M; NIEDER, R; CAI, Z. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on gross N transformation rates and mitigating N₂O emission in paddy soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 67, p. 174-182, 2013.

LAY, J.J.; LI, Y.Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. **Water Science and Technology**, Japan, v.36, n.6-7, p.493-500, 1997.

LEE, J. E; RAHMAN, M. M; RA, C. S. Dose effects of Mg and PO₄ sources on the composting of swine manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, p. 801-807, 2009.

LI, Q; WANG, X. C; ZHANG, H.H; SHI, H. L; HU, T; NGO, H. H. Characteristics of nitrogen transformation and microbial community in an aerobic composting reactor under two typical temperatures. **Bioresource Technology**, v. 137, p. 270-277, 2013.

LUO, Y; GUOXUE, L; FRANK, S; TAO, J; DEGANG, X. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additive on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. **Journal of environmental science**, v. 25, p. 1338-345, 2013.

MAEDA, K; MORIOKA, R; HANAJIMA, D; OSADA, T. The Impact of Using Mature Compost on Nitrous Oxide Emission and the Denitrifier Community in the Cattle Manure Composting Process. **Environmental Microbiology**, v. 59, p. 25-36, 2010.

MCT, Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário de brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. 2009. Disponível em: http://ecen.com/eee75/eee75p/inventario_emissoes_brasil.pdf. Acesso: outubro de 2013.

MCTI, SEPED, CGMC. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil**. 2013. Brasília.

MOHANTY, S. R; BHARATI, K; RAO, V. R; ADHYA, T. K. Dynamics of changes in methanogenesis and associated microflora in a flooded alluvial soil following repeated application of dicyandiamide, a nitrification inhibitor. **Microbiological Research**, v. 164, p. 71-80, 2009.

MONAGHAN, R. M; SMITH, L. C; KLEIN, C. A. M. The effectiveness of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) in reducing nitrate leaching and nitrous oxide emissions from a grazed winter forage crop in southern New Zealand. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 175, p. 29-38, 2013.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**/ Fátima Maria de Souza Moreira, José Osvaldo Siqueira – Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

O'CALLAGHAN, M; GERARD, E. M; CARTER, P. E; LARDNER, R; SARATHCHANDRA, U; BURCH, G; GHANI, A; BELL, N. Effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on microbial communities in a pasture soil amended with bovine urine. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1425-1436, 2010.

O'CONNOR, P. J; HENNESSY, D; BROPHY, C; O'DONOVAN, M; LYNCH, M.B. The effect of nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on herbage production when applied at different times and rates in the autumn and winter. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 152, p. 79-89, 2012.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. (coordenador) – documento 27, Embrapa Suínos e Aves, 1993. 188 p.

OLIVEIRA, P. A; DAÍ PRA, M. A; KONZEN, E. A. Unidade de transformação dos dejetos líquidos em composto orgânico. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos – Manual de boas práticas**. PNMA II. P43-55. 2004. 109p.

OLIVEIRA, P. A. V; SILVA, A. P. **Produção e manejo de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamento 2002. p. 72-90.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte. UNICEF, 1996, 56p.

RAHMAN, M. M; SALLEH, M. A. M; RASHID, U; AHSAN, A; HOSSAIN, M. M; RA, C. S. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through crystallization. **Arabian Journal of Chemistry**, n. 7, p. 139-155, 2014.

REN, L; SCHUCHARDT, F; SHEN, Y; LI, G; LI, C. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v. 30, p. 885-892, 2010.

RIBEIRO, S; FALKOSKI, C; SARDÁ, L. G; HIGARASHI, M.M; GAVE, R; NICOLOSO, R. S; HIGARASHI, M. M. Emissão de gases de efeito estufa – Biodigestor x Esterqueira. In: 8ª Jornada de Iniciação Científica; Concórdia (SC), 2014.

RUDDLE, D. **The recovery of phosphorus as struvite from synthetic wastewater using industrial magnesium hydroxide**. 2013. 89 fl. Thesis (Master of Science in Environmental Engineering) - School of Civil and Engineering and Geosciences, Newcastle University, 2013.

RYNK, R. **On-Farm composting hand book**. Ithaca – NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992, 188p.

SANDI, A. J; FILHO, J. I. S; MIELE, M; MARTINS, F. M. Levantamento do custo de transporte e distribuição de dejetos de suínos: um estudo de caso das associações de produtores nos municípios de do Alto Uruguai Catarinense. In: 48ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia; Belém (PA), 2011.

SARDÁ, L. G. **Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos e a redução da emissão de gases poluentes**. 2009. 82p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina,

Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas. Florianópolis, 2009.

SARDÁ, L. G; HIGARASHI, M.M; MULLER, S; OLIVEIRA, P.A; COMIN, J. J. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através de compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 1008-1013, 2010.

SARDÁ, L. G; HIGARASHI, M.M; GAVE, R; FALKOSKI, C; RIBEIRO, S; NICOLOSO, R. S; HIGARASHI, M. M. Global warming potential of three swine manure management systems used in Brazil. **In: IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais**; Rio de Janeiro (RJ), 2015.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizantes**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2007. Disponível em: <www.cnpsa.embrapa/sgc/sgc_artigos>. Acesso em: outubro de 20013.

SINOTTI, A. P. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. 2005. 85p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

SMITH, I; SCHALLERBERG, M. Occurrence of the agricultural nitrification inhibitor, dicyandiamide, in surface waters and its effects on nitrogen dynamics in an experimental aquatic system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 23-31, 2013.

SCHMIDT, V; et al. Perfil físico-químico e microbiológico de uma estação de tratamento de dejetos suínos. **ARS Veterinária**, Jaboticabal, v. 18, n. 3, p. 287-293, 2002.

SOHNEL, O.; GARSIDE, J. **Precipitation: Basic principles and industrial applications**. Oxford, UK: Butterworth-Heinemann, p. 29-119, 1992

SOMMER, S. G; SOREN, O. P; SORENSEN, P; POUSEN, D. H; MOLLER, H. B. Methane and carbon dioxide and nitrogen turnover during liquid manure storage. **Nutr Cycl Agroecosyst**, v. 78, p. 27-36, 2007.

STROM, P.F. Effect of temperature on bacterial diversity in thermophilic solid-waste composting. **Appl. Environ. Microbiol**, v. 50, p. 899-905, 1985.

STUKER, F. **Dicianodiamida (DCD) como inibidor de nitrificação do nitrogênio amoniacal dos dejetos líquidos de suínos no solo.** 2010. 75p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Santa Maria (RS), 2010.

SZATO, G. L. et al. NH₃, N₂O and CH₄ emission during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura.** 2012. 230p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

TESTA, V. M. Desenvolvimento sustentável e a suinocultura do Oeste catarinense: desafios econômicos, sociais e ambientais. **In: Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura**/Julia S. Guivant; Claudio R. Miranda. Chapecó: Editora Argos, 2004, p. 332.

VARGAS, G. M.C; SUAREZ, E. F; LOPEZ, J; MORENO, M.J. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. **Waste Management**, v. 30, p. 771-778, 2010.

WOLTER, M; PRAYTINO, S; SCHUCHARDAT, F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 235-244, 2004.

WANG, X; SELVAN, A; CHAN, M; WONG, J. W. C. Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 17-22, 2013.

ZAGATTO, E. A. G.; JACINTHO, A. O.; REIS, B. F.; KRUG, F. J.; BERGAMIN FILHO H.; PESSENDA, L. C. R.; MORTATTI, J.; GINÉ M. F. **Manual de análises de plantas e águas empregando sistemas de injeção em fluxo**. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 1981. 45 p.

ZAMAN, M; SAGGAR, S; BLENNERHASSETT, J. D; SINGH, J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology & Biochemistry**, v.41, n.6, p.1270-1280, 2009.

ZHONG, J; WEI, Y; WAN, H; WU, Y; ZHENG, J; HAN, S.; ZHENG, B. Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. **Atmos. Environ.** v.81, p. 348-355, 2013.

ANEXOS

Anexo 1: Determinação da Matéria Seca

Este procedimento tem por objetivo determinar o teor de umidade do composto orgânico e dos dejetos de suínos caracterizados como lodo. Após a coleta, as amostras de biomassa são submetidas a secagem em estufa a 105°C até a obtenção do peso constante entre duas pesagens sucessivas. A perda de água é quantificada pela diferença entre o peso da amostra antes e depois da secagem.

Procedimentos:

- Os cadinhos foram previamente limpos, secos e identificados permaneceram em estufa à 105°C por uma hora;
- Em seguida, foram colocados em dessecadores, para atingir a temperatura ambiente;
- Pesou-se 2 gramas de cada amostra que foram acrescentadas no cadinho;
- Após, colocaram-se os cadinhos com as amostras de biomassa na estufa à 105°C, onde permaneceram por aproximadamente 48 horas;
- Retiraram-se os cadinhos com as amostras de biomassa da estufa e os colocaram no dessecador em temperatura ambiente;
- Pesaram-se os cadinhos com as amostras de biomassa;
- Por fim, as amostras de biomassa foram descartadas.

Cálculos:

$$Umidade (\%) = (A - B) \times 100 \div C$$

$$Matéria Seca (\%) = 100 - \%umidade$$

Onde: A é o peso do cadinho somado ao peso da amostra de biomassa em gramas; B é o peso do cadinho somado ao peso da amostra de biomassa após a secagem em gramas; C é o peso das amostras em gramas.

Anexo 2: Determinação do pH

A determinação do pH foi executada nas amostras de biomassa através de uma medição eletroquímica da concentração efetiva de íons H^+ na solução de composto orgânico. Por meio de eletrodo combinado, imerso em suspensão composto orgânico/água na proporção de 1:2,5.

Equipamento utilizado: Potenciômetro com eletrodo combinado.

Procedimentos:

- Pesou-se aproximadamente 1g de cada amostra de composto orgânico e a mesma foi adicionada em um Becker de 100mL, devidamente identificado;

- Em seguida adicionou-se 25 mL de água destilada em cada Becker com a amostra de composto orgânico;

- Agitou-se a mistura com um bastão individual e deixou-se em repouso por uma hora;

- Após, agitou-se novamente a mistura com um bastão de vidro, para deixar a mistura homogênea, inseriu-se o eletrodo na suspensão homogeneizada e efetuou-se a leitura do pH.

Anexo 3: Metodologia do Nitrogênio Total Kjeldahl

Esta metodologia foi utilizada para determinar a concentração de nitrogênio total das amostras de biomassa, composto orgânico e dejetos suínos (caracterizado como lodo).

Equipamentos utilizados: Macrodigestor e destilador tipo Kjeldahl.

Procedimentos:

Digestão:

- Primeiramente, adicionaram-se num tubo de ensaio 10 mL ou aproximadamente 1 g de cada amostra de biomassa, 1 g da mistura digestora e 5 mL da solução de H₃SO₄;

- Após, transferiram-se os tubos de ensaio para um bloco de digestão, à 400°C por 40 minutos, até o clareamento completo do líquido;

Destilação:

- Conectou-se o tubo de ensaio contendo a amostra de biomassa digerida ao destilador;

- Em seguida, acrescentou-se 20 mL da solução indicadora num Becker de 250 mL sobre a plataforma e levou-a a posição superior;

- Após ligou-se o destilador, o mesmo liberou 30 mL de água destilada e 30 mL de solução NaOH 10 N, sendo que o processo de destilação durou 3 minutos

Titulação:

- Colocou-se o Becker contendo o destilado sobre a plataforma do agitador magnético;

- Regulou-se a velocidade da agitação e titulou-se com H₃PO₄ 0,05N.

Cálculo:

$$NTK (\%) = [(va - vb) \times N \div P] \times 100$$

Onde: va é o volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da amostragem; vb é o volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação do

controle (branco); N é a normalidade do ácido sulfúrico e; P é o peso inicial da amostra.

Anexo 4: Determinação do Nitrogênio Amoniacal pelo método de Kjeldahl em sólidos

Esta metodologia foi utilizada para determinar a concentração de nitrogênio do nitrogênio amoniacal nas amostras de composto orgânico.

Equipamentos utilizados: Destilador tipo Kjeldahl.

Procedimentos:

Destilação:

- Inicialmente, pesou-se 2 g de cada amostra de composto e adicionaram-se nos tubos de ensaio, devidamente identificados;

- Em seguida, ligou-se o destilador;

- Adicionou-se 15 mL da solução de indicador de ácido bórico num Becker de 250 mL e posicionou-se na plataforma para coleta do destilado;

- Após, o tubo de ensaio contendo a amostra foi devidamente posicionado na plataforma de destilação;

- E o procedimento ocorreu de forma automática;

- Retirou-se o Becker da plataforma, contendo a solução da amostra e fez-se a titulação.

Titulação:

- Posicionou-se o Becker contendo a solução da amostra destilada sobre o agitador magnético;

- Com o auxílio de uma bureta digital, titulou-se a solução da amostra destilada com a solução de H_2SO_4 0,005 N;

- Observou-se o ponto de mudança de coloração;

- Anotou-se o volume gasto de solução de H_2SO_4 0,005 N;

- Calculou-se a quantidade de N- NH_4 de acordo com o anexo 3 e transformou-se o valor para mg.kg^{-1} de composto orgânico.

Anexo 5: Métodos utilizados para análise do nitrogênio na forma de nitrito e nitrato

Utilizou-se o método colorimétrico em um sistema de análise por injeção em fluxo, conforme descrito em Zagatto et al (1981) e Eaton et al (1995), para determinar o nitrogênio na forma de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) das amostras de composto orgânico.

Equipamentos utilizados: Agitador de plaquetas e analisador de injeção em fluxo (FIA 2500).

Procedimentos:

- Pesou-se 3 g de cada amostra do composto orgânico e acrescentou-as em um frasco de vidro com tampa;

- Em seguida, adicionou-se 30 mL de KCl em cada frasco contendo a amostra de composto orgânico;

- Colocaram-se os frascos de vidro tampados no agitador de plaquetas automatizado, as mesmas permaneceram sob agitação durante 90 minutos;

- Após esse período, a solução contendo a amostra de composto permaneceu em repouso por aproximadamente 2 horas;

- Depois, pipetou-se e filtrou-se o líquido sobrenadante;

- Por fim, os frascos contendo a solução extraída das amostras de composto orgânico seguiram para o analisador de injeção em fluxo, onde aplicou-se o método colorimétrico.

Anexo 6: Determinação do Fósforo (P) e Potássio (K)

Para a determinação do fósforo e potássio nas amostras de composto orgânico fez-se a abertura das amostras, o potássio foi quantificado através do método de fotometria de chama e o fósforo por espectroscopia no ultravioleta visível (UV-VIS).

Equipamentos utilizados: Bloco de aquecimento, fotômetro de chama e espectrofotômetro UV-Visível.

Procedimentos:

- Pesou-se 0,5 g de cada amostra de composto (seca e moída) e foram transferidas para um tubo de ensaio;

- Na capela de exaustão, adicionaram-se aos tubos de ensaio, contendo as amostras de biomassa, 8 mL de solução de ácido nítrico-preclórico e permaneceram em repouso por 18 horas;

- Após, os tubos de ensaio contendo as misturas foram acondicionados no bloco de aquecimento, e seguiu-se o programa de aquecimento: 95°C por 30 minutos, aumentou-se 10 °C a cada 10 minutos até atingir 160 °C;

- Quando o volume da mistura foi reduzido, permanecendo aproximadamente 50 0 µL, os tubos de ensaio foram retirados do bloco de aquecimento e mantidos em temperatura ambiente;

- Após, as amostras foram encaminhadas para fotometria de chama e espectrometria UV-VIS.

Anexo 7: Método de análise aplicado para a determinação do Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

Consiste na extração do cálcio e magnésio total das amostras de composto orgânico e na medida das suas concentrações através da técnica de absorção atômica.

Equipamentos utilizados: Espectrofotômetro de absorção atômica

Procedimentos:

- Primeiro, pesou-se e transferiu-se aproximadamente 1 g de cada amostra do composto orgânico seco e moído para os cadinhos de 50 mL;

- Os cadinhos contendo as amostras de biomassa foram levados à mufla, onde permaneceram sob temperatura de 500°C por 1 hora;

- Após, as amostras foram retiradas da mufla e ficaram em repouso até alcançarem a temperatura ambiente;

- Foi adicionado em cada amostra 20 mL de HCl, aqueceu-se por 10 minutos, filtrou-se as amostras e acrescentou-se 10 mL de água destilada, em frascos de vidro devidamente identificados;

- Os frascos de vidro foram encaminhados para espectrometria.