

LILIANE VIEIRA OLIVEIRA

**OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE DEJETOS SUÍNOS
ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DA DICIANODIAMIDA**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Martha Mayumi Higarashi
Coorientador: Rodrigo da Silveira Nicoloso

**LAGES, SC
2017**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC

Oliveira, Liliane Vieira
Otimização do processo de compostagem de dejetos
suínos através da utilização da Dicianodiamida /
Liliane Vieira Oliveira. - Lages , 2017.
78 p.

Orientadora: Martha Mayumi Higarashi
Co-orientador: Rodrigo da Silveira Nicoloso
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Lages, 2017.

1. Tratamento de dejetos. 2. Composto. 3. DCD.
4. Nitrogênio. 5. Nitrificação. I. Higarashi, Martha
Mayumi. II. Nicoloso, Rodrigo da Silveira. , .III.
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais. IV. Título.

LILIANE VIEIRA OLIVEIRA

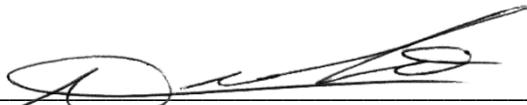
**OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE DEJETOS SUÍNOS
ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DA DICIANODIAMIDA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina.

Banca examinadora:

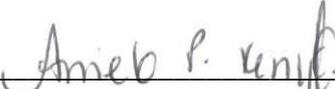
Orientadora: 

(Prof.^a Dra. Martha Mayumi Higarashi)
Embrapa Suínos e Aves

Coorientador: 

(Prof. Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso)
Embrapa Suínos e Aves

Membros:



(Prof.^a Dra. Anielia Pinto Kempka)
Universidade do Estado de Santa Catarina



(Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira)
Embrapa Suínos e Aves

Lages, 18/07/2017.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus que de forma singular me conduziu até aqui.

Agradeço aos meus pais Enilson Oliveira e Maria da Assunção Vieira, e meus irmãos Daniel Vieira Oliveira e Rafael Vieira Oliveira por todo amor e incentivo.

Ao meu amor Everson Ricardo, por todo carinho e compreensão durante o período de mestrado. Obrigada por me acalmar nos momentos difíceis e por superar a distância que nos separou fisicamente neste período.

A estagiária e colega Morgana Dalla Costa e aos funcionários da Embrapa Suínos e Aves Mirgon Schwing e Mário Pavelec pela ajuda, companheirismo e momentos de descontração durante os trabalhos a campo. A participação de vocês foi fundamental para o bom desenvolvimento deste trabalho. Aos amigos e colegas estagiários da Embrapa Suínos e Aves, pelos momentos de descontração: Suelen, Carina, Adriana, Valquíria, Flávia, Thays, Lana, Leonardo, Andressa, Fernanda e Maurício.

Aos colegas do mestrado, em especial a Camila Wuaden pela amizade que construímos nesse período e Darleila pela ajuda no decorrer do Mestrado.

As amigas Cristiele, Gabriele, Ana Paula e Dona Guirminda pelos momentos de alegria, descontração e por toda a acolhida durante a minha estadia em Concórdia.

Agradeço também a minha orientadora Dra. Martha Mayumi Higarashi pela orientação, pela paciência, pelos ensinamentos e pela disponibilidade sempre que precisei. Ao meu Coorientador Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso por toda ajuda e suporte na execução dos experimentos e na análise dos resultados.

A professora Claudia Guimarães Camargo Campos pelos ensinamentos durante a docência orientada. Ao professor Flávio Simioni pelo préstimo e ajuda durante todo o Mestrado.

A Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oferta do Mestrado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de estudos e a Embrapa Suínos e Aves pelo suporte financeiro para execução dos experimentos do projeto de pesquisa.

A todos aqueles que contribuíram direta e indiretamente neste período de mestrado, muito obrigada!

“Você nunca sabe que resultados virão da sua ação. Mas se você não fizer nada, não existirão resultados.”
(Mahatma Gandhi)

RESUMO

A compostagem é uma das alternativas para o tratamento de dejetos suínos. Apesar das inúmeras vantagens comparadas ao manejo tradicional dos dejetos em esterqueiras, a compostagem, quando mal manejada, pode resultar na emissão de gases nocivos, como a amônia e gases de efeito estufa: CO₂, CH₄ e N₂O. A dicianodiamida (DCD) atua inibindo a nitrificação/desnitrificação, principal via de formação de N₂O durante a compostagem, sendo que o produto já é amplamente empregado para a preservação do nitrogênio em solos adubados, prolongando sua biodisponibilidade a diferentes culturas. Desse modo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência da utilização do inibidor de nitrificação dicianodiamida nas formulações líquida e sólida no processo de compostagem de dejetos suínos e na disponibilidade de N nos compostos produzidos aplicados ao solo. Foram testadas três dosagens de DCD: sólida (AgrotainTM, Koch Agronomic Service, EUA) com 81,2% de DCD e líquida (N BoundTM, EUA) com 28% de DCD [0,22; 0,44 e 0,88% (m/m) M.S.] durante a compostagem de dejetos suínos e em seguida os compostos produzidos foram aplicados ao solo e incubados a 27°C durante 84 dias. Os resultados mostraram que a formulação líquida foi mais eficiente na inibição da emissão de N₂O durante o processo de compostagem, atingindo redução >90% na dose 3, enquanto a sólida reduziu 50% na mesma dosagem. Com relação a conservação do nitrogênio no composto, todos os tratamentos apresentaram teores de nitrogênio superiores ao controle. Apesar dos resultados promissores, também foi constatado que o efeito inibidor da DCD é temporário e proporcional às dosagens empregadas, sendo, portanto necessário avaliar técnica e economicamente a viabilidade de se realizar reaplicações do aditivo ao longo da compostagem. Em relação ao efeito de inibição residual da nitrificação dos compostos produzidos quando aplicados ao solo durante a incubação, a DCD na formulação sólida retardou por um período mais longo a oxidação de NH₄⁺ à NO₃⁻. Na dose 3, a proporção temporal de N na forma nítrica superou a forma amoniacal com 42 e 50 dias de incubação para o composto produzido nos tratamentos com DCD líquida e sólida, respectivamente.

Palavras-chave: Tratamento de dejetos. Composto. DCD. Nitrogênio. Nitrificação.

ABSTRACT

Composting is an alternative to treat swine manure. Beside the numerous advantages compared to traditional pit storage management, when not properly conducted even composting results in the emission of harmful gases such as NH_3 and greenhouse gases: CO_2 , CH_4 and N_2O . Dicyandiamide (DCD) inhibits nitrification/denitrification, which is the main route of N_2O production during composting, moreover this product is already widely used to preserve nitrogen in fertilized soil extending its bioavailability for various crops. Therefore the objective of this work was to assess the efficiency of using the nitrification inhibitor DCD, in liquid and solid commercial formulations, during swine slurry composting and its effect on the N availability of resulting composts when applied to soil. Three doses of DCD were tested: solid (Agrotain™, Koch Agronomic Service, USA) with 81,2% DCD and liquid (N Bound™, USA) with 28% DCD [0.22; 0.44 and 0.88% (w/w) D.M.] during swine slurry composting then the resulting composts were applied to soil and incubated at 27°C for 84 days. Results showed that liquid formulation was more efficient on inhibit N_2O emission throughout composting decreasing >90% at highest dose (dose 3) whilst the solid formulation reach 50% at same dose. Concerning nitrogen preservation, all the amendments resulted in composts with higher nitrogen content compared to control. Despite this promisor result it was also observed that the inhibitor effect of DCD was temporary and proportional to the applied dose therefore studies to evaluate technically and economically the viability of DCD reapplication throughout the composting treatment are required. Also, concerning the residual inhibition effect of DCD on the nitrogen contained in the resulting composts when they are incubated with soil; the solid DCD delayed longer the oxidation of NH_4^+ to NO_3^- . At dose 3, the temporal proportion of N in nitric form overcame the ammoniacal form after 42 and 50 days of incubation for the composts resulting from liquid and solid DCD amendments, respectively.

Keywords: Manure treatment. Compost. DCD. Nitrogen. Nitrification.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-Esquema de instalação experimental incluindo caixa termostática, reatores de compostagem, amostrador de gás e analisador.....	45
Figura 2-Vista do revolvimento da biomassa de compostagem.....	47
Figura 3-Câmara estática e conjunto de seringas utilizados para a coleta dos gases.	48
Figura 4-Vista dos copos de poliestireno utilizados na avaliação da nitrificação do nitrogênio amoniacal (a) e das caixas com os frascos acondicionados na incubadora (b).	51
Figura 5-Temperatura da biomassa de compostagem para os diferentes tratamentos	53
Figura 6-Emissão acumulada de C-CO ₂ durante a compostagem para os diferentes tratamentos.....	54
Figura 7-Emissão acumulada de N-N ₂ O durante a compostagem para os diferentes tratamentos.....	55
Figura 8-Emissão acumulada de N-NH ₃ durante a compostagem para os diferentes tratamentos.....	57
Figura 9-Espécies de N (N total, N-Org, N-NH ₄ ⁺ , e N-NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻) nos reatores de compostagem de dejetos suínos de acordo com as doses de dicianodiamida (L: líquido e S: sólido) e taxas de aplicação 1: 2,22, 2: 4, 44 e 3: 8,88 g. DCD. kg composto ⁻¹)...	59
Figura 10-Relação C/N durante o processo de compostagem dos diferentes tratamentos.....	61
Figura 11-Varição temporal na proporção entre N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no tratamento controle e tratamentos com diferentes doses de DCD líquida e sólida.	64
Figura 12-Quantidade de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no 42º dia de avaliação para cada dose de DCD sólida e líquida.	65
Figura 13-Quantidade de N mineralizado durante o período de incubação	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Propriedades das matérias-primas e da mistura da compostagem	46
Tabela 2- Doses do aditivo DCD dos compostos utilizados na incubação.	50
Tabela 3- Composição e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca e nitrogênio do composto orgânico utilizado na incubação.....	51
Tabela 4- Equações ajustadas para a dinâmica de N total (Figura 9) nos reatores de compostagem de dejetos suínos de acordo com as doses de dicianodiamida (L: líquida e S: sólida) e taxas de aplicação (1: 2,22, 2: 4, 44 e 3: 8,88 g. DCD. kg composto ⁻¹). 60	
Tabela 5- Quantidades de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no início (t ₀) e ao final (t _f) da incubação.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCS	Associação Brasileira dos Criadores de Suínos
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
AOA	arqueas oxidantes de amônia
BOA	bactérias oxidantes de amônia
Capes	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CAV	Centro de Ciências Agroveterinárias
COT	carbono orgânico total
CTC	capacidade de troca de cátions
DCD	Dicianodiamida
DCD _L	Dicianodiamida líquida
DCD _S	Dicianodiamida sólida
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EUA	Estados Unidos da América
GEE	Gases de Efeito Estufa
GLP	Gás liquefeito de petróleo
LAFQ	Laboratório de Análises Físico Químicas da Embrapa Suínos e Aves
MAC	Mycobacterium do complexo avium
MS	matéria seca
NT	nitrogênio total
SEAB	Secretaria da Agricultura e Abastecimento
SPAC	sistema de produção de animais confinados
MO	matéria orgânica
MOS	matéria orgânica do solo
PIB	Produto Interno Bruto
pH	Potencial hidrogeniônico
SC	Santa Catarina
Udesc	Universidade do Estado de Santa Catarina

LISTA DE SÍMBOLOS

%	porcentagem
°	graus
°C	grau Celsius
Ø	diâmetro
atm	atmosfera
CaSO ₄	sulfato de cálcio
CH ₄	metano
C	carbono
C ₁	concentração de gás (ppm)
C ₂	concentração de gás (mg. Câmara ⁻¹)
Ca	cálcio
cm	centímetro
cmol _c dm ⁻³	centimol de carga por decímetro cúbico
CO ₂	dióxido de carbono
C/N	relação carbono nitrogênio
g	grama
g DCD.kg	grama de DCD por quilograma
g L ⁻¹	grama por litro
g m ⁻²	grama por metro quadrado
g kg ⁻¹	grama por quilograma
H	hidrogênio
H	altura
H ₂ O	água
H ₃ PO ₄	ácido fosfórico
K	potássio
K	Kelvin
KCl	cloreto de potássio
kg	quilograma
kg DCD. ha ⁻¹	quilograma de Dicianodiamida por hectare
kg ha ⁻¹	quilograma por hectare
L	litro
M	molar
m	metro
mg.câmara ⁻¹ .dia ⁻¹	miligrama por câmara por dia
mg dm ⁻³	miligrama por decímetro cúbico
mg kg ⁻¹	miligrama por quilograma
MgCl ₂	cloreto de magnésio
mL	mililitro
mm	milímetro
mg	miligrama
Mg	magnésio
N	nitrogênio
n°	número
N ₂	gás nitrogênio
N ₂ O	óxido nitroso
NH ₂ OH	hidroxilamina
NH ₃	amônia
NH ₄ ⁺	íon amônio

NO	óxido nítrico
NO ₃ ⁻	nitrato
NO ₂ ⁻	nitrito
N-org	nitrogênio orgânico
O ₂	oxigênio
P	fósforo
P	pressão atmosférica
Pa	Pascal
ppm	partes por milhão
R	constante dos gases perfeitos
S	Sul
V	volume
T	temperatura
t ₀	tempo inicial
t _f	tempo final
T _x	tratamento x
W	Oeste

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	23
1 INTRODUÇÃO	23
1.1 OBJETIVOS	25
1.1.1 Objetivo Geral	25
1.1.2 Objetivos Específicos	25
CAPÍTULO II	27
2 REVISÃO DA LITERATURA	27
2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA SUINOCULTURA	27
2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DA SUINOCULTURA	28
2.2.1 Emissões de gases nocivos e de efeito estufa	29
2.3 SISTEMA CONVENCIONAL DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS	31
2.4 PROCESSOS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS	32
2.4.1 Biodigestores	32
2.4.2 Sistema de produção de suínos em Cama Sobreposta	33
2.4.3 Tratamento dos dejetos suínos via processo de compostagem	34
2.4.3.1 Fatores que afetam o processo de compostagem	35
2.4.3.2 Utilização de aditivos durante o processo de compostagem	37
2.4.3.3 Dicianodiamida	38
2.5 IMPORTÂNCIA DOS NUTRIENTES N, P e K NO COMPOSTO ORGÂNICO	39
2.5.1 Dinâmica do nitrogênio no solo	40
2.5.1.1 Nitrificação	41
2.5.1.2 Desnitrificação	42
2.5.1.3 Redução das perdas de N no solo	42
CAPÍTULO III	45
3 METODOLOGIA	45
3.2 CARACTERIZAÇÃO E MONTAGEM DO EXPERIMENTO	45
3.2.1 Aplicação do inibidor de nitrificação DCD	47
3.2.2 Análises físico-químicas da biomassa	47
3.2.3 Monitoramento da emissão de gases durante o processo de compostagem	48
3.3 NITRIFICAÇÃO DO NITROGÊNIO AMONÍACAL DOS COMPOSTOS PRODUZIDOS	49
3.4 ANÁLISE DOS DADOS	52
CAPÍTULO IV	53
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1 TEMPERATURA E EMISSÃO DE GASES	53
4.1.1 Temperatura	53
4.1.2 Emissão de C-CO ₂	54

4.1.3	Emissão de N-N ₂ O	55
4.1.4	Emissão de N-NH ₃	56
4.2	CARACTERÍSTICAS QUÍMICA DOS COMPOSTOS PRODUZIDOS	57
4.3	RELAÇÃO C/N	61
4.4	ENSAIO DE INCUBAÇÃO DOS COMPOSTOS COM SOLO - NITRIFICAÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIAICAL DO COMPOSTO PRODUZIDO	61
CAPÍTULO V.....		69
5	CONCLUSÕES	69
	REFERÊNCIAS	71

CAPÍTULO I

1 INTRODUÇÃO

O setor suinícola gera em seu processo produtivo efluentes que podem impactar diretamente o meio ambiente, sobretudo se forem descartados incorretamente, contribuindo desta forma para o aumento dos problemas ambientais (CAMPOS et al., 2015) e fazendo com que a suinocultura seja considerada pelos órgãos ambientais como uma atividade de alto risco e elevado potencial poluidor (DIAS et al., 2011).

A criação de animais em sistemas confinados tem seus dejetos armazenados em lagoas e/ou tanques que, ao serem decompostos por bactérias anaeróbias, produzem elevadas quantidades de metano (CH_4) e, por apresentarem nitrogênio, quando depositados diretamente no solo liberam óxido nitroso (N_2O) para atmosfera, desta forma, contribuindo para o aumento das mudanças climáticas (IMAFLORA, 2015).

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE), considerado como a principal causa da mudança do clima, é um dos maiores problemas ambientais do século (IMAFLORA, 2015). Os dejetos da suinocultura, quando não tratados de forma adequada, são responsáveis pela emissão de três desses gases: dióxido de carbono (CO_2), N_2O e CH_4 , além de gases nocivos e de odores desagradáveis como a amônia (NH_3) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S), fator este preocupante para a sustentabilidade dessa atividade.

Nas regiões de produção intensiva de suínos, a grande quantidade de dejetos gerados demandam áreas relativamente grandes para a utilização agrônômica destes. No entanto, a utilização desses resíduos de forma inadequada gera grande risco de poluição ambiental, principalmente devido à infiltração do nitrogênio no solo e ao escoamento superficial do fósforo, e também ao lançamento direto dos dejetos nos cursos d'água (OLIVEIRA, 2004).

O crescente aumento da demanda produtiva aliada à concentração da atividade em um número pequeno de propriedades contribui para o aumento dos impactos ambientais, em virtude da grande quantidade de dejetos gerados em pequenas áreas (BONAMIGO et al., 2014).

O cenário de agressão ao meio ambiente causado pelo aumento da produção da suinocultura com geração de grande quantidade de resíduos, aliados ainda à falta de tratamento adequado, principalmente em sistemas confinados, é um tema que merece devida atenção.

Algumas alternativas ao manejo convencional dos dejetos suínos, realizado através de esterqueiras e bioesterqueiras, vêm sendo utilizadas, visando minimizar o impacto ambiental dessa atividade de grande importância para a região Sul do Brasil. Uma dessas alternativas é o processo de compostagem, pois esta técnica propicia a diminuição do volume líquido de dejetos produzidos com aumento da matéria seca, auxiliando assim no transporte do produto final para outras localidades, ocorre também considerável diminuição dos odores gerados pelos processos anaeróbios.

Mesmo com os diversos estudos que apontam os benefícios do sistema de compostagem no tratamento de dejetos da suinocultura, ainda existe a necessidade de pesquisas mais aprofundadas que visem maior eficiência do processo, assim como a produção de um composto com melhores condições quanto ao fornecimento de nutrientes às plantas e também como condicionadores do solo (VALENTE et al., 2009), uma vez que durante o processo pode ocorrer a emissão de gases nocivos e de efeito estufa, assim como perda de nitrogênio um importante nutriente para as plantas.

Assim, para melhorar este sistema de tratamento é necessário estudos para aprimorar a utilização de aditivos que garantam uma maior fixação de nitrogênio no composto final, melhorando a qualidade do fertilizante produzido, aliada a mitigação dos gases de efeito estufa.

No entanto, no Brasil ainda são poucos os estudos experimentais com utilização de aditivos no processo de compostagem de dejetos suínos. Sendo assim se faz necessária a realização de pesquisas nessa área para assim aprimorar a tecnologia de compostagem.

O estudo do inibidor de nitrificação Dicianodiamida (DCD), nas formulações líquida e sólida, no processo de compostagem de dejetos suínos, como proposto no trabalho, pode mitigar a emissão de gases de efeito estufa gerados pelo tratamento de dejetos da suinocultura e também oferecer um fertilizante orgânico mais rico em nitrogênio, propiciando bom desempenho agrônômico para as plantas.

Com base nessas considerações, o objetivo desta pesquisa é avaliar a eficiência do inibidor de nitrificação DCD nas formulações líquida e sólida na redução das emissões de N_2O diminuindo as perdas de N no composto produzido.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência da utilização do inibidor de nitrificação dicianodiamida, nas formulações líquida (N Bound TM, EUA) e sólida (AgrotainTM, Koch Agronomic Service, EUA) no processo de compostagem de dejetos suínos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Monitorar a emissão de gases de efeito estufa (N₂O e CO₂) e NH₃ durante o processo de compostagem;
- b) Reduzir a emissão de N₂O no processo de compostagem;
- c) Verificar a disponibilidade de nitrogênio nos compostos produzidos;
- d) Estudar a dinâmica do nitrogênio dos compostos produzidos, uma vez aplicados ao solo;
- e) Verificar qual formulação do inibidor de nitrificação DCD apresenta os melhores resultados na mitigação de GEE e no aumento da concentração de nitrogênio no composto final.

CAPÍTULO II

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA SUINOCULTURA

A fonte de proteína animal mais consumida no mundo é proveniente da carne suína e quando comparada com a carne bovina o seu consumo é praticamente o dobro (SEAB, 2013).

A suinocultura brasileira vem ganhando importância e destaque tanto na produção quanto na exportação, motivada pela introdução de novas tecnologias no sistema de produção, cuja atividade se concentra em municípios formados por pequenos produtores familiares, aumento do consumo interno e conquista do mercado internacional (HACK et al., 2011).

No mercado internacional o Brasil representa 3,2% da produção mundial de carne suína, sendo o quarto maior produtor, ficando atrás somente da China, União Europeia e Estados Unidos (ABCS, 2014).

O plantel reprodutivo do Brasil é de 1.720.255 matrizes e em 2015 foram abatidos 39.263.964 suínos, quando considerado as diferentes etapas de produção e consumo, somou-se R\$ 62,576 bilhões como Produto Interno Bruto (PIB) da suinocultura no Brasil (ABCS, 2016).

Na produção nacional, a região Sul do País tem grande destaque, pois a suinocultura é considerada uma das mais importantes atividades econômicas da região, representando quase 50% do total da produção nacional. Os estados do Sul concentram 66% dos abates de suínos de toda a produção brasileira (SEAB, 2013). Em 2016 Santa Catarina foi responsável por 27,40% dos abates de suínos no Brasil (ABPA, 2016).

No estado de Santa Catarina a produção de forma integrada é a predominante, essa forma de produção é caracterizada pela ação integradora de uma empresa abatedora/processadora que se responsabiliza em fornecer os leitões assim como ração, vacinas, medicamentos e assistência técnica ao produtor que fica comprometido a entregar o suíno para abate segundo especificações da abatedora/processadora (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016).

Na região Oeste Catarinense a suinocultura e avicultura são atividades fundamentais e representam a base da economia regional. Porém, a grande quantidade de dejetos e a utilização integral desses como fertilizantes em pequenas áreas, podem implicar em excesso de nutrientes, trazendo efeitos negativos para produtividade dos sistemas agrícolas devido à poluição das águas, do ar e do solo dessa região (BERTO, 2009).

2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DA SUINOCULTURA

O crescimento da suinocultura brasileira nos mercados nacional e internacional devido aos incrementos em eficiência produtiva e competitividade do setor, alertam para a necessidade de avaliações e análises referentes à sustentabilidade dessa atividade (ALLEGRETTI; SCHMIDT; MACHADO, 2014), uma vez que o aumento da concentração da atividade nos municípios pode ocasionar a poluição dos recursos hídricos e do solo, quando da falta de conhecimento técnico dos produtores e deficiência da fiscalização dos órgãos ambientais (HACK et al., 2011).

Os dejetos líquidos da suinocultura são constituídos pela urina, fezes, restos de ração, pelos dos animais, água de higienização e de vazamento dos bebedouros (SARDÁ, 2016). Dependendo do sistema de manejo adotado e da quantidade de água incorporada, podem apresentar grandes variações em sua concentração. O dejetos líquido contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

De acordo com Forneck e Klug (2015) a agropecuária intensiva vem causando problemas ambientais no Oeste Catarinense, pois a suinocultura, considerada uma das atividades agropecuárias mais importantes para a economia do Estado, vem sendo apontada como uma das maiores fontes poluidoras dos solos e mananciais de água. O incentivo da produção intensiva nas décadas de 1960 e 70 e o descarte indevido dos dejetos de suínos agravou a questão ambiental da região.

Com os sistemas de produção intensiva a atividade suinícola tornou-se um fator de desequilíbrio ambiental onde destaca-se a contaminação dos solos, dos recursos hídricos, podendo ocasionar a morte de peixes, proliferação de insetos e também a emissão de maus odores (SARDÁ, 2016).

A produção de suínos teve um aumento quase de 600% entre 1970 e 2010 no mesmo espaço físico e os impactos ambientais aumentaram na proporção da intensificação da produção (SILVA; BASSI, 2012). Segundo os mesmos autores, em 1970 não haviam tecnologias de tratamento disponibilizadas e os impactos ambientais eram praticamente inexistentes, pois a quantidade de dejetos suínos produzidos era utilizada para adubação do solo, já a partir de 1980, com o aumento da concentração de animais em pequenas áreas e geração de grande quantidade de dejetos, deu-se início a utilização de esterqueiras e bioesterqueiras para armazenamento destes dejetos.

Em virtude do alto índice de contaminação causado pela atividade suinícola, algumas tecnologias de tratamento de dejetos vêm sendo desenvolvidas ao longo dos anos. De acordo com Silva e Bassi (2012) nos anos de 1980 e 1990 essas tecnologias objetivavam redução do volume dos dejetos de suínos e sua reutilização na agricultura, na década de 2000, as tecnologias visavam transformar problemas ambientais em alternativas energéticas, como kit biogás e os biodigestores, a partir de 2010 as tecnologias voltaram-se para o uso de biodigestores, monitoramento dos dejetos e remoção de nitratos.

Para a manutenção das zonas de produção intensiva de suínos é necessário sistemas alternativos de produção que reduzam a emissão de odores, gases nocivos, poluição das águas superficiais e subterrâneas e também que sejam capazes de solucionar os problemas de custos e dificuldades de tratamento, transportes, armazenamento e utilização dos dejetos líquidos (OLIVEIRA; NUNES, 2003). Assim sendo, um dos grandes desafios da suinocultura é o tratamento adequado dos dejetos gerados visando à redução do seu potencial poluente e garantindo o aumento do seu valor para uso agronômico (DAÍ PRA et al., 2008).

A transferência dos dejetos para regiões com maior área disponível para serem absorvidos como nutrientes é uma alternativa para minimizar o problema, porém o transporte só é economicamente viável na forma de composto orgânico. Sendo assim realizar o manejo dos dejetos suínos na forma sólida, com concentração de matéria seca superior a 60%, através do processo de compostagem, é uma maneira de facilitar o transporte desses dejetos para regiões mais distantes (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a; SARDÁ et al, 2010).

2.2.1 Emissões de gases nocivos e de efeito estufa

O manejo de dejetos da suinocultura no Brasil é realizado geralmente na forma líquida através do uso de esterqueiras, onde ocorre o processo de degradação da matéria orgânica a partir da fermentação anaeróbia, tendo como produtos finais o CH_4 e H_2S (SARDÁ, 2016). Durante o armazenamento e/ou tratamento dos dejetos suínos são produzidos e emitidos outros gases poluentes, tais como o NH_3 e aqueles que intensificam o efeito estufa CO_2 e N_2O .

O sulfeto de hidrogênio e a amônia são considerados gases poluentes que podem afetar a saúde humana e de outras espécies (SARDÁ, 2009). O H_2S é um gás incolor e nocivo que é originado durante o processo de biodegradação da matéria orgânica em condições de anaerobiose, assim os sistemas de armazenamento ou tratamento de resíduos animais criados em confinamento está entre as fontes emissoras (SARDÁ, 2009).

A amônia é facilmente detectável através do odor em concentração a partir de 5 ppm, sendo que concentrações a partir de 50 ppm afetam o crescimento e saúde dos animais. Assim, para assegurar maior conforto e segurança aos criadores e animais é recomendado que os níveis de NH_3 não ultrapassem 10 ppm (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001).

As perdas de nitrogênio através da volatilização de NH_3 a partir de resíduos animais podem acontecer tanto durante o armazenamento/tratamento como também após aplicação no solo (SARDÁ, 2009).

A amônia não é considerada um GEE, porém é uma fonte indireta de emissões de N_2O , pois pode sofrer posterior desnitrificação. Portanto a medida das suas emissões é crucial na avaliação de GEE (DENNEHY et al., 2017).

Os gases de efeito estufa permitem que a luz do sol atravesse a atmosfera, porém impedem que o calor escape para o espaço, equivalente a uma estufa, esse fenômeno natural é o que permite a manutenção de temperaturas médias na Terra, porém quanto maior a concentração destes gases, maior é o aquecimento do planeta (DIAS FILHO, 2006). As atividades antrópicas estão resultando em contribuições adicionais de GEE, aumentando a concentração destes gases na atmosfera.

A agropecuária é fonte de três GEE: CO_2 , N_2O e CH_4 , sendo responsável por cerca de 10-12% das emissões globais (IMAFLORA, 2015). A contribuição da suinocultura nessas emissões resulta principalmente dos dejetos animais e se intensifica na produção em sistemas de confinamento, pois, a grande quantidade de dejetos gerados e armazenados em lagoas ou tanques, ao sofrerem o processo de decomposição por bactérias anaeróbias metanogênicas, produzem grande quantidade de CH_4 e, posteriormente, quando são aplicados diretamente no solo liberam N_2O para a atmosfera (IMAFLORA, 2014).

Ressalta-se que o CH_4 e o N_2O em um horizonte de tempo de 100 anos são 23 e 296 vezes, respectivamente, mais potentes no aquecimento global que o CO_2 (IPCC, 2001).

Cerca de 5% das emissões do setor agropecuário no Brasil são oriundas do manejo de dejetos animais. Porém a contribuição por essa fonte é elevada para 15% quando são somadas as emissões de GEE pela aplicação dos dejetos ao solo como adubo (IMAFLORA, 2015). Sendo que o manejo de dejetos suínos é responsável por cerca de 28% das emissões de GEE provenientes de dejetos animais (IMAFLORA, 2015).

2.3 SISTEMA CONVENCIONAL DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS

O sistema tradicional de manejo de dejetos utilizado na Região Sul do Brasil é realizado através de esterqueiras, bioesterqueiras e decantação. Estes processos baseiam-se no transporte de dejetos da área de criação dos animais, através de tubulações ou canaletas para um depósito. Nesse local, os dejetos permanecem por determinado tempo para fermentação, para depois serem transportados com máquinas até as lavouras (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a).

Esterqueiras são estruturas consideradas simples, possuindo apenas uma câmara, onde os dejetos são armazenados. Normalmente o abastecimento da esterqueira é realizado diariamente e depois de maturado, o esterco é utilizado como adubo orgânico para o enriquecimento do solo (RANZI; ANDRADE, 2004). Segundo a Instrução Normativa n.11 (IN-11/FATMA), de 05/11/2014, o tempo mínimo de armazenamento dos dejetos na esterqueira deve ser de 40 dias.

Kunz et al. (2004) recomendam que as esterqueiras sejam revestidas internamente para que não ocorra infiltração do dejetos no solo, uma vez que, considerando-se as características dos dejetos suínos, a possibilidade de contaminação do solo e água são altas.

Bioesterqueiras tem como estrutura um tanque com dois compartimentos, o primeiro é a câmara de digestão, a qual possui uma parede divisória. O outro compartimento é o depósito do chamado biofertilizante, proveniente da digestão anaeróbia (RANZI; ANDRADE, 2004).

Já o decantador tem como função separar as fases sólida e líquida, considerado o sistema mais simples de separação física dos dejetos e também o que apresenta a menor eficiência de separação (sólido/líquido), sendo que o lodo produzido, 10 a 15% do dejetos total, deve ser armazenado e tratado adequadamente antes de ser usado como adubo (DIAS et al., 2011).

Nos sistemas convencionais de produção de suínos, os dejetos são manejados com grandes volumes de água, sendo a concentração de sólidos totais inferior a 8%, tal fator dificulta o transporte destes resíduos para serem utilizados como fertilizantes em áreas de produção agrícola mais distantes, desta forma, os resultados obtidos nesses sistemas são considerados bons apenas se estes forem adequadamente instalados e manejados, sendo que a propriedade deve possuir área suficiente para a construção dos sistemas de armazenamento, assim como área agrícola para absorver como fertilizante, toda a quantidade de resíduo gerado (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a).

2.4 PROCESSOS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS

2.4.1 Biodigestores

Nos biodigestores a degradação anaeróbica é realizada em sistemas fechados e os gases produzidos são coletados e armazenados em compartimentos chamados gasômetros para posterior utilização ou simples queima. Os principais modelos de biodigestor são o indiano, chinês e canadense, sendo este último o mais utilizado atualmente, devido ao desenvolvimento de geomembranas que facilitam a sua instalação (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

O processo de tratamento de materiais orgânicos através da digestão anaeróbia oferece também uma opção energética, pois ocorre a conversão da maior parte da carga poluente do efluente em biogás (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006b).

O gás gerado da decomposição dos dejetos apresenta alto poder energético com capacidade de substituir a lenha, gasolina e o gás liquefeito de petróleo (GLP). A utilização de biodigestores também oferece a valorização dos dejetos como biofertilizantes, redução da carga orgânica e menor tempo de retenção hidráulica e de área para a degradação anaeróbia quando comparados com sistema de tratamento em lagoas (DIAS et al., 2011).

A geração de biogás a partir de resíduos animais é dependente da temperatura, pH, alcalinidade, manejo adotado no sistema de produção de animais confinados (SPAC) e da característica do resíduo, que é o substrato para o crescimento dos microrganismos no biodigestor (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

Porém, na utilização de biodigestores deve-se ter cuidado com o efluente líquido que sai do sistema, não podendo ser descartado nos corpos receptores, uma vez que ainda apresenta um alto potencial poluidor, principalmente quando considerado nitrogênio e fósforo (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

Segundo Dias et al. (2011), o biodigestor só deve ser utilizado em propriedades com área agrícola suficiente para o volume de biofertilizante gerado, uma vez que este sistema não pode ser considerado como uma unidade de tratamento completo e sim como uma das etapas de sistema de tratamento.

2.4.2 Sistema de produção de suínos em Cama Sobreposta

Desenvolvido no Brasil pela Embrapa Suínos e Aves, o sistema de produção de suínos em cama sobreposta (*deep bedding*) é um sistema alternativo aos sistemas convencionais de produção de suínos (DALLA COSTA et al., 2006).

Este tipo de criação pode ser realizada sobre cama de um substrato, tais como: maravalha, palha, casca de arroz, feno e sabugo de milho (SARDÁ, 2009). O alojamento dos suínos é realizado através da utilização de um leito profundo composto pelo substrato com a função de absorver a fração líquida dos dejetos produzidos pelos animais, durante o período de permanência desses na unidade (DALLA COSTA et al., 2008). Os dejetos passam então por um processo de compostagem “*in situ*” (DALLA COSTA et al., 2006).

Segundo Paulo et al. (2009) a utilização de camas sobrepostas na criação de suínos apresenta vantagens, tais como: economia de água, pois não há necessidade de lavagem constante das baias para limpeza das dejeções produzidas pelos animais; o material orgânico fornecido ao final da criação é considerado pronto para utilização nas plantações, em decorrência do manejo do esterco seco e do acúmulo dos nutrientes N (nitrogênio), P (fósforo) e K (potássio). De acordo com Dalla Costa et al. (2008) este tipo de alojamento tem baixo custo de implantação das instalações, facilidade no manejo e conforto e bem-estar dos animais em algumas épocas do ano. Ocorre redução em mais de 50% da emissão de NH₃ e também de odores produzidos, quando comparado ao piso ripado (DALLA COSTA et al., 2006).

De acordo Higarashi et al. (2008) alguns fatores devem ser considerados na utilização de camas sobrepostas, dentre estes, é recomendável a realização de manejos diferentes de acordo com o tamanho dos animais, com aumento do revolvimento das camas nas baias dos animais menores com o objetivo de promover a compostagem e estabilização do material, pois os animais mais jovens tem capacidade limitada de movimentar o substrato, ocasionando menor aeração da cama e limitando o processo de compostagem. Para reduzir a umidade e assegurar a eliminação de eventuais patógenos é importante o estabelecimento de um período sem a presença dos animais, para que as camas passem por uma compostagem adicional antes de serem utilizadas como fertilizantes.

Na utilização de camas sobrepostas deve-se considerar ainda o risco sanitário para os animais, pois as camas podem ser um meio de cultura e sobrevivência para o agente da linfadenite granulomatosa (DIAS et al., 2011), uma das doenças de importância econômica que podem ocorrer na fase de crescimento e terminação de suínos (AMARAL et al., 2006), a qual é provocada pelo complexo *Mycobacterium avium* (MAC).

Assim, a criação de suínos em cama sobreposta apresenta como principais desvantagens: maior consumo de água no verão (+15%); maior cuidado e necessidade de ventilação nas edificações; exigência de bom nível sanitário dos animais no plantel; necessidade de prever substratos suficientes (maravalha, palha, casca de arroz) para o aproveitamento como cama (DALLA COSTA et al., 2006).

2.4.3 Tratamento dos dejetos suínos via processo de compostagem

A matéria orgânica exerce influência sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, portanto sua aplicação na produção agrícola é positiva para o crescimento e desenvolvimento das plantas, no entanto, para que a sua utilização seja benéfica para a plantação é necessário que a matéria orgânica esteja em quantidades e condições adequadas (BONAMIGO et al., 2014). Desta maneira, para que os dejetos de animais possam ser utilizados devidamente como adubo orgânico, se faz necessário um manejo e tratamento adequado antes da sua aplicação no solo.

De acordo com Sardá (2009) o tratamento dos dejetos suínos por compostagem propicia o uso do adubo orgânico em propriedades mais distantes, uma vez que o transporte e armazenamento são facilitados com o produto final na forma sólida. Bonamigo et al. (2014) consideram que o adubo orgânico gerado pelo sistema de compostagem é de boa qualidade, evidenciando também outras vantagens dessa forma de tratamento, tais como redução no nível de odor gerado na propriedade e redução da emissão de gases nocivos e de efeito estufa, redução significativa dos riscos ambientais e menor custo de tratamento quando comparado com os sistemas completos de tratamento de dejetos líquidos utilizados na suinocultura.

O sistema de tratamento de dejetos de suínos via processo de compostagem compreende duas fases: 1) impregnação: onde se mistura o dejetos líquido ao substrato (serragem, maravalha ou palha). Esta etapa é a mais crítica devido à incorporação lenta dos dejetos líquidos aos resíduos sólidos até a obtenção de uma biomassa com umidade e relação C/N adequadas; 2) maturação: fase final ou de estabilização do composto, etapa na qual os nutrientes presentes nos dejetos são concentrados, sendo promovida a degradação da matéria orgânica, estabilização do composto e evaporação d'água contida nos dejetos, por meio da geração de calor desenvolvido na compostagem (SARDÁ, 2009; OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a).

Segundo Dennehy et al. (2017) a compostagem pode ser classificada como ativa ou passiva. Na ativa para atingir condições aeróbicas são utilizados sistemas de aeração

contínuos ou revolvimentos mecânicos periódicos. Já a compostagem passiva é dependente do gradiente de temperatura dentro da pilha que desencadeia a movimentação dos gases na mesma.

A compostagem de dejetos de suínos tem como resultado um produto sólido, com relevante redução de massa e, por conseguinte, vantagens significativas relacionadas à gestão, transporte e redução de impacto ambiental (CHIUMENTI, 2015). Além da redução no teor de água dos dejetos e de odores, quando comparado ao manejo na forma líquida, este tipo de tratamento produz maior quantidade de dióxido de carbono (CO_2) e menor de metano (CH_4), o que é relevante considerando que o gás metano é um gás de efeito estufa muito mais efetivo que o dióxido de carbono (SARDÁ, 2009).

Segundo Serpa Filho et al. (2013), o manejo e tratamento de dejetos líquidos da suinocultura através do processo de compostagem, via fermentação aeróbia diminui significativamente os riscos de impactos ambientais, além de diminuir os odores gerados nos processos anaeróbios, sendo considerado uma prática segura para pequenas propriedades com alta concentração de animais e pouca área agrícola disponível para absorver esses dejetos.

Daí Pra et al. (2008) realizaram um comparativo, em 16 granjas de crescimento e terminação de suínos em municípios da região Nordeste do Rio Grande do Sul, entre o sistema convencional de tratamento com esterqueiras e sistemas de compostagem, com os seguintes tratamentos: substrato composto por serragem, substrato composto por maravalha e substrato composto por cama de aviário. Neste estudo foi verificado uma redução significativa do volume final dos dejetos nos sistemas de compostagem e aumento de matéria seca no produto final. A diminuição do volume final dos dejetos foi justificada pela perda d'água durante o processo de compostagem.

Chiumenti (2015) evidenciou no seu estudo que no tratamento de dejetos via compostagem, o monitoramento é simples e não requer de supervisão técnica especializada. Fator este relevante para a utilização desse sistema de tratamento por pequenos produtores.

2.4.3.1 Fatores que afetam o processo de compostagem

- Atividade microbiológica: Os principais microrganismos presentes no processo de compostagem e que são responsáveis pela transformação da matéria orgânica crua em húmus são as bactérias, fungos e actinomicetos (KIEHL, 1998). Na compostagem são encontrados microrganismos heterotróficos assim como os autotróficos (SARDÁ, 2016).

- Relação C/N: a demanda de C pelos microrganismos é maior que a demanda por N, uma vez que a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém o N é essencial para o crescimento e reprodução dos microrganismos, tornando-se limitante no processo (VALENTE et al., 2009). Moreira e Siqueira (2006) consideram que a relação C/N ótima para o início da compostagem situa-se entre 25 a 35:1 e que o material é considerado estabilizado quando atinge a relação final de 8 a 12:1.
- Oxigênio e aeração: no processo de compostagem de resíduos orgânicos é importante fornecer um ambiente aeróbio para que os microrganismos se desenvolvam, com conseqüente diminuição da emissão de odores e também de GEE, sendo que a oxigenação da biomassa acelera a decomposição da matéria orgânica em relação a decomposição anaeróbica (VALENTE et al., 2009). Angnes (2012) destaca o revolvimento físico da massa, o fluxo de ar por convecção e a aeração mecânica como os três métodos principais de aeração para fornecer O₂ durante o processo de compostagem. Para determinar a frequência dos revolvimentos um dos parâmetros mais utilizados é a temperatura da leira de compostagem, uma vez que esta expressa a atividade dos microrganismos no interior da biomassa (VALENTE et al., 2009).
- Temperatura: fator de grande importância para a atividade dos microrganismos e indica também a eficiência do processo (SERPA FILHO et al., 2013). A elevação da temperatura no interior das leiras de compostagem acarreta na redução de microrganismos patógenos, fator de grande relevância desta tecnologia de tratamento (VALENTE et al., 2009).
- Umidade: tem grande interação com a temperatura do processo, que é uma conseqüência da atividade metabólica dos microrganismos (VALENTE et al., 2009). Precisa ser controlada, pois o excesso de umidade pode causar zonas de anaerobiose. A umidade inadequada, o ressecamento entre outros fatores interferem na ação dos microrganismos (SERPA FILHO et al., 2013).

- pH: o pH da biomassa de compostagem pode afetar a resposta de crescimento dos microrganismos (ANGNES, 2012). No entanto quando a relação C/N é apropriada o pH não se torna um fator crítico no processo (Sardá, 2009).
- Granulometria das partículas: o tamanho das partículas também influencia no processo de compostagem, quanto menor o seu tamanho maior será a superfície de contato do material compostado, aumentando assim a rapidez do processo de decomposição (SERPA FILHO et al., 2013; ANGNES, 2012). No entanto, se forem muito pequenas, essas partículas podem compactar-se originando zonas de anaerobiose.

2.4.3.2 Utilização de aditivos durante o processo de compostagem

A compostagem de dejetos da suinocultura, mesmo sendo um processo com várias vantagens quando comparada aos processos convencionais de manejo, também impacta o meio ambiente através da geração de gases nocivos como o NH_3 e também GEE como N_2O , CO_2 e CH_4 (ZHONG et al., 2013). As perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem interferem na qualidade do composto formado, uma vez que o nitrogênio é um importante nutriente para as plantas (SARDÁ et al., 2015).

Várias formas de nitrogênio gasoso são emitidos durante as fases de fermentação da compostagem; por isso medidas adequadas para as respectivas emissões de gases devem ser aplicadas para reduzir a perda de nitrogênio ao longo do processo (FUKUMOTO et al., 2011).

Devido à geração de GEE, dentre eles o N_2O , durante o processo de compostagem estudos vem sendo desenvolvidos com o intuito de diminuir essas emissões. Uma alternativa promissora é a adição de aditivos durante o processo de compostagem visando mitigar a emissão de gases nocivos e aumentar também o teor de nitrogênio no composto formado, tornando-o mais rico em nutrientes. O uso de Dicianodiamida (DCD) e a indução da precipitação de estruvita ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) são estratégias que podem se prestar a este fim.

Sardá et al. (2015) realizaram a compostagem de dejetos suínos utilizando diferentes doses dos aditivos Cloreto de magnésio e Ácido fosfórico ($\text{MgCl}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4$) e verificaram reduções nas emissões de metano e óxido nitroso. Mattei et al. (2015) avaliaram a eficiência da DCD no processo de compostagem de dejetos suínos visando a redução da emissão de N_2O e o aumento de N-NH_4 e N-NO_3 no composto. Os resultados obtidos para os tratamentos aplicados mostraram-se eficientes na redução da emissão de óxido nitroso e aumento da concentração de nitrogênio na forma amoniacal e nitrato. Em ambos os estudos, no entanto, os

autores salientam a necessidade de um aprofundamento no estudo com relação a viabilidade e desempenho dos aditivos em maior escala e a eficiência fertilizante dos compostos obtidos na nutrição de plantas.

Outra alternativa para aumentar a retenção de nitrogênio é a adição de zeólitas na compostagem, Giacomini et al. (2014) avaliaram a eficiência das zeólitas naturais clinoptilolita e estilbita na redução das perdas de NH_3 na fase inicial da compostagem de dejetos líquidos de suínos. Os autores verificaram menor emissão de N amoniacal no tratamento com a maior dose de clinoptilolita (20% em relação ao volume aplicado) a qual foi $65,6 \text{ g m}^{-2}$ de N, valor este menor (76%) do que no tratamento testemunha.

2.4.3.3 Dicianodiamida

A Dicianodiamida (DCD) é uma amida orgânica e possui a seguinte fórmula química $\text{C}_2\text{N}_4\text{H}_4$, (nome químico: Cianoguanidina; N° CAS: 461-58-5), apresenta elevada solubilidade em água de 40 g L^{-1} (25°C) e uma baixa pressão de vapor de $4,5 \times 10^{-3} \text{ pa}$ (100°C) e contém cerca de 65% de N e no solo é degradada em CO_2 , NH_3 e H_2O (DI; CAMERON, 2016; SARDÁ, 2016).

A DCD atua como um inibidor dos processos de nitrificação/desnitrificação (MATTEI et al, 2015), inibindo a oxidação da amônia, primeiro passo da nitrificação (DI; CAMERON, 2016). É um bacteriostático, em vez de bactericida, e é considerado um dos inibidores de nitrificação mais benigno ambientalmente, uma vez que não apresenta efeito significativo sobre organismos não-alvos (O'CALLAGHAN et al., 2010).

Segundo O'Callaghan et al. (2010) o grupo de microrganismos com maior probabilidade de serem afetados pelos inibidores de nitrificação é o arqueas oxidantes de amônia (AOA). Porém, estudos recentes tem mostrado que em solos com alto teor de N as bactérias oxidantes de amônia (BOA) desempenham um papel dominante na oxidação de NH_3 e provavelmente são as populações alvo dos inibidores de nitrificação (DI; CAMERON, 2016). Para Subbarao et al. (2006), a DCD apresenta um efeito bacteriostático específico sobre Nitrosomonas. Contudo, técnicas de biologia molecular em estudos dos oxidantes de amônia indicam que a abundância e atividade de populações de BOA e AOA no processo de oxidação de amônia variam com o solo e as condições ambientais (DI; CAMERON, 2016).

A ação da DCD consiste na inibição temporária do crescimento e atividade dos microrganismos oxidantes de amônia, porém depois que a DCD é degradada no solo esses

microrganismos podem recuperar-se e retomar a oxidação de amônia novamente (DI; CAMERON, 2016).

O tempo de meia-vida da DCD no solo diminui exponencialmente à medida que a temperatura aumenta, para uma temperatura de 5°C a meia-vida da DCD foi de 110 dias, reduzindo para cerca de 20 dias a 25°C (KELLIHER et al., 2008).

São poucos os trabalhos que relatam a utilização da DCD na compostagem de dejetos suínos, sendo que nos estudos realizados, a DCD é geralmente utilizada combinada com outros aditivos.

Luo et al. (2013) obtiveram notáveis reduções nas emissões de N₂O na compostagem de dejetos da suinocultura com o uso combinado de sulfato de cálcio (CaSO₄) e DCD, com taxas de aplicação de 10 e 0,2%, em matéria seca, respectivamente.

Jiang et al. (2016) com aplicação de H₃PO₄ + Mg(OH)₂ para a indução da precipitação de estruvita, juntamente com DCD a uma taxa de aplicação superior a 5%, reduziu a emissão total de N₂O de 76,1-77,6%.

A DCD é empregada na agricultura visando a utilização eficiente do nitrogênio pelas culturas. É comercializada em formulações líquidas e sólidas e a sua concentração pode variar dependendo do fabricante como, por exemplo, a formulação líquida (N Bound™, EUA) que contém 28% de DCD e a sólida (Agrotain™, Koch Agronomic Service, EUA) com 81,2% DCD m/m.

2.5 IMPORTÂNCIA DOS NUTRIENTES N, P e K NO COMPOSTO ORGÂNICO

De acordo com o Decreto nº 4.954/2004, fertilizante orgânico é definido como produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais (BRASIL, 2004).

Souza e Alcântara (2008) consideram o composto orgânico oriundo do processo de compostagem, um produto estabilizado e equilibrado, uma vez que durante a sua formação foram dadas todas as condições necessárias para uma fermentação aeróbica eficiente, assim, este atua como um condicionador e melhora as propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo.

Contudo, para que o composto orgânico seja considerado de boa qualidade é necessário que este seja capaz de fornecer nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas.

O nitrogênio faz parte da composição das proteínas de todas as plantas e animais atuando em todas as fases de desenvolvimento da planta (DIAS, 2012). A disponibilidade de nitrogênio é quase sempre um fator limitante, uma vez que este influencia o crescimento da planta mais do que qualquer outro nutriente (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000).

Outro nutriente crucial no metabolismo das plantas é o fósforo que desempenha papel importante na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese. As limitações na disponibilidade deste nutriente no início do ciclo vegetativo podem resultar em restrições no desenvolvimento das plantas, condição da qual ela não se recupera (GRANT et al., 2001).

Já o potássio (K) interage com quase todos os nutrientes essenciais à planta e tem como funções a ativação enzimática, a fotossíntese, o uso eficiente da água, a formação de amido e a síntese proteica (DIAS, 2012).

Além do efeito individual dos nutrientes, as interações entre eles é muito importante para se obter uma maior eficiência na adubação. Deste modo, é sempre melhor usá-los em fórmulas N-P, N-K ou NPK, do que o uso isolado dos nutrientes (YAMADA, 2002). Assim a quantidade dos elementos N, P e K, presentes nos dejetos, é fator fundamental para uma boa adubação (SERPA FILHO et al., 2013).

2.5.1 Dinâmica do nitrogênio no solo

O nitrogênio apresenta uma dinâmica complexa que ocorre devido à diversidade de formas químicas, reações e processos ao qual este elemento está envolvido, sendo também o nutriente exigido em maior quantidade pela maioria das plantas (SARDÁ, 2016).

Cada solo possui capacidade própria de fornecer N às plantas a partir da decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), esse fornecimento é realizado em quantidades e taxas diferentes que irão depender do tipo de solo, atividade microbiana e condições ambientais (RHODEN et al., 2006).

Segundo o Instituto da Potassa & Fosfato (1998) a matéria orgânica do solo possui cerca de 5% de nitrogênio total, porém o N está na forma de compostos orgânicos, não estando prontamente disponível para a nutrição das plantas.

As formas de nitrogênio do solo disponíveis para as plantas são possíveis a partir do processo de mineralização (transformação de N orgânico à N mineral) (KUHNEN, 2013). As plantas normalmente absorvem o nitrogênio nas formas de NH_4^+ e NO_3^- (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998).

A mineralização ocorre através da decomposição de materiais orgânicos pelos microrganismos para o seu suprimento de energia, depois de suprida as necessidades nutricionais por esses microrganismos o excesso de nitrogênio é liberado dentro do solo para o crescimento das plantas. Já o inverso deste processo, a transformação de N inorgânico para N orgânico, é chamado de imobilização (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998).

O amônio é o produto inicial da mineralização, resultante da conversão de substâncias mais complexas em NH_4^+ , processo chamado de amonificação. Dando continuidade ao ciclo, grande parte do N amoniacal é convertido pela ação de bactérias nitrificadoras em nitrogênio nítrico, processo denominado nitrificação (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998). O NO_3^- pode ter vários destinos e em condições de baixo suprimento de O_2 o N é perdido através da desnitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

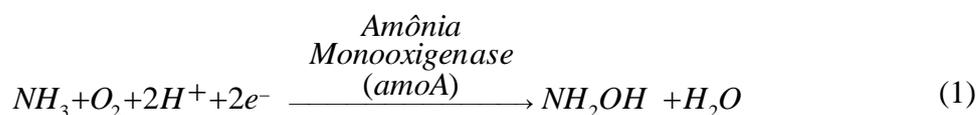
As perdas de nitrogênio no solo ocorrem principalmente pelo processo de lixiviação de NO_3^- , volatilização de NH_3 e emissão de N_2 e N_2O , sendo que as perdas de N no solo por lixiviação e desnitrificação juntas contribuem com 72% do total de N perdido (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

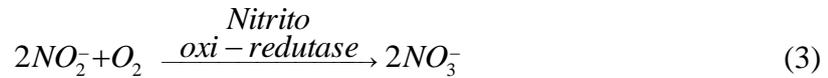
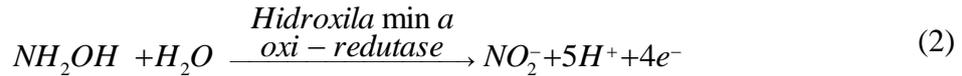
A lixiviação de N ocorre principalmente quando este se encontra na forma de NO_3^- do que na forma de NH_4^+ , pois o nitrato possui uma carga negativa fraca, não sendo retido pelo solo, permanecendo assim como um íon livre na água no solo, sendo passível de ser lixiviado através do perfil do solo (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998). Desta forma o NO_3^- quando presente em quantidades superiores àquelas necessárias às plantas aumenta o risco de poluição ambiental (AITA et al., 2013).

Nos solos, o N_2O emitido é produzido a partir de dois processos biológicos: a nitrificação e a desnitrificação (ALMEIDA et al., 2015).

2.5.1.1 Nitrificação

A nitrificação ocorre em condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de NH_4^+ (GIACOMINI et al., 2006) que é convertido em NO_2^- e imediatamente converte-se em NO_3^- (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). As equações (1), (2) e (3) apresentam as etapas do processo de nitrificação (DI; CAMERON, 2016).

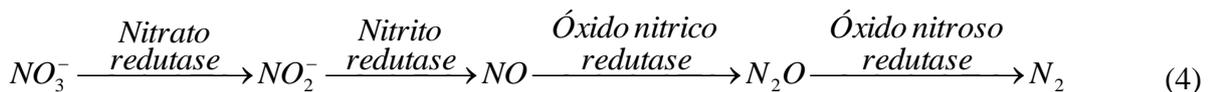




A nitrificação é realizada principalmente por bactérias autotróficas (GIACOMINI et al, 2006).

2.5.1.2 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo de redução bioquímica de formas oxidadas de N a formas gasosas (N_2 e N_2O) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), é realizada por bactérias anaeróbicas facultativas que utilizam o nitrato (NO_3^-) como acceptor final de elétrons em substituição ao oxigênio (O_2), esse processo é favorecido pela disponibilidade de carbono e pela presença de NO_3^- oriundo da mineralização da matéria orgânica do solo e também da aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos (ALMEIDA et al, 2015). A equação (4) (DI; CAMERON, 2016) mostra a redução de NO_3^- para NO_2^- , NO, N_2O e N_2 , com N_2O como produto intermediário:



2.5.1.3 Redução das perdas de N no solo

Devido a importância do nitrogênio para as plantas e a sua alta mobilidade no solo, alguns estudos vem sendo desenvolvidos objetivando maximizar a eficiência do seu uso, através da redução de suas perdas no solo e também da melhoria da absorção e metabolização do N no interior da planta (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000).

O desenvolvimento de tecnologias que possam minimizar as perdas de N ($N-NH_3$ e N_2O) no solo posterior a aplicação de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos é uma prioridade a nível global (AITA et al., 2014).

A utilização de inibidores de nitrificação, como a DCD, minimizam as perdas de N do solo e assim possibilitam melhor rendimento das culturas, através da utilização eficaz do

nitrogênio (WU et al., 2015). A presença de DCD inibe o processo de nitrificação resultando na acumulação de NH_4^+ (O'CALLAGHAN et al., 2010) e assim retardando a conversão a NO_3^- .

O estudo da mineralização do nitrogênio ao longo do tempo é uma medida útil da capacidade de fornecimento de N às plantas. Pode ser utilizado tanto para estimar a capacidade de fornecimento de N do próprio solo como também para avaliar a disponibilidade de N mineral de adubos orgânicos (KUHNNEN, 2013).

No estudo de incubação desenvolvido por Aita et al. (2013) utilizando DCD na cama de aviário adicionado ao solo foi possível inibir a nitrificação do N amoniacal. Em trabalho realizado na Região Sul do Brasil Gonzatto et al. (2016a) maximizaram a absorção de N-NH_4^+ pelas culturas de cereais e minimizaram as perdas ambientais de N através da injeção de dejetos suíno combinado com DCD.

Aita et al. (2015) estudaram os impactos individuais e combinados de dividir a aplicação de dejetos suíno tratado com DCD com o objetivo de reduzir as emissões de N_2O no plantio de trigo e milho. A adição de DCD reduziu as perdas de $\text{N-N}_2\text{O}$ dos maiores picos de emissões em 37 e 78% no milho e trigo, respectivamente. Sendo que as reduções cumulativas das emissões de N_2O no milho devido à adição de DCD foram de 66 e 27% para a aplicação única e dividida do dejetos suíno, respectivamente.

CAPÍTULO III

3 METODOLOGIA

3.1 MATERIAIS

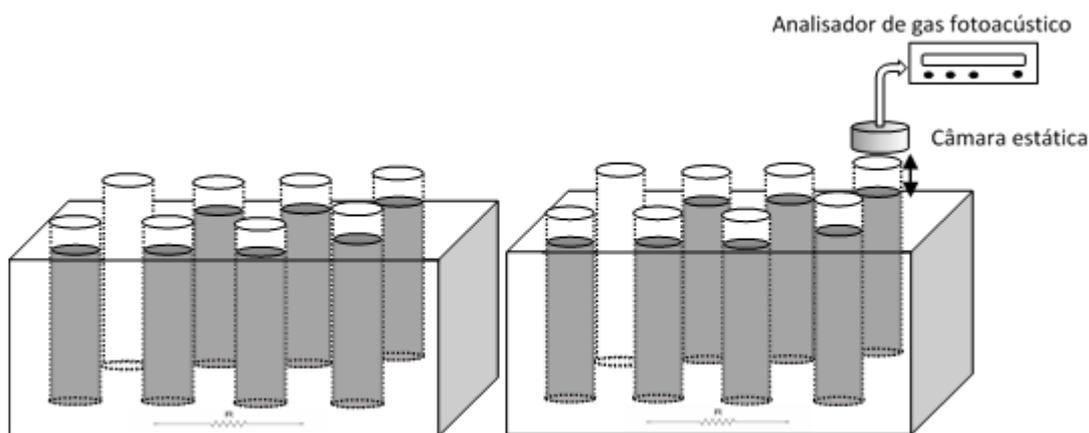
Os reagentes utilizados neste trabalho foram de grau analítico (Dinâmica, Merck e Vetec).

3.2 CARACTERIZAÇÃO E MONTAGEM DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado na unidade experimental da Embrapa Suínos e Aves (27° 18' 34'' S; 51° 59' 30'' W), localizada no município de Concórdia (SC).

Foi realizado o processo de compostagem de dejetos suínos, utilizando-se 14 reatores tubulares de PVC ($\varnothing= 250$ mm, $h=1$ m e $V=49$ L) (Figura 1). Os reatores tubulares foram envolvidos com lã de vidro e inseridos em uma caixa termostática para evitar a interferência das possíveis variações da temperatura ambiente no desenvolvimento da compostagem, uma vez que os reatores utilizados eram relativamente pequenos.

Figura 1-Esquema de instalação experimental incluindo caixa termostática, reatores de compostagem, amostrador de gás e analisador.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os dejetos de suínos utilizados neste experimento foram provenientes da granja experimental da Embrapa Suínos e Aves e passaram por um processo de separação física (sólido - líquido) em peneira de escova rotativa, com crivo de até >1 mm e utilizou-se a fração sólida.

Cada reator foi preenchido com 21,1kg da mistura composta pela fração sólida do dejetos suíno e serragem na proporção de 4:1 (m/m), respectivamente para obter uma biomassa com 60 - 70% de umidade conforme mostra a Tabela 1. Porém esta proporção pode mudar de acordo com as características das matérias primas utilizadas.

Tabela 1-Propriedades das matérias-primas e da mistura da compostagem

	Matéria Seca (%)	N-NO₃⁻ (mg kg ⁻¹)	N-NH₄⁺ (mg kg ⁻¹)	C (%)	N (%)	C/N
Serragem	71,3	0	0	30,3	0,1	261,2
Dejeto suíno – fração sólida	24,8	0	2088	9,9	0,5	18,2
Mistura da compostagem	36,8	0	1510	15,2	0,4	36,8

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A temperatura desempenha um papel importante na compostagem, uma vez que indica a ocorrência de degradação da matéria orgânica durante o processo. A evolução da temperatura em cada reator foi monitorada através da inserção de um *i-button* (DS1921G-F5, Maxim Integrated, California - EUA) programado para registrar a temperatura da biomassa de 15 em 15 minutos durante os trinta dias de monitoramento

O fornecimento de oxigênio durante a compostagem é fundamental, já que os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica são aeróbios e a aeração insuficiente pode acarretar no aumento das emissões de GEE e maus odores (VALENTE et al., 2009). Para o fornecimento de oxigênio nos reatores durante o processo de compostagem a biomassa foi revolvida três vezes por semana de forma mecanizada com o auxílio de um perfurador de solo a gasolina Ø= 200 mm (NP500S Nagano, Brasil) (Figura 2). A quantidade de revolvimentos foi baseada em trabalhos anteriores (ANGNES, 2012; SARDÁ, 2016).

Figura 2-Vista do revolvimento da biomassa de compostagem.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

3.2.1 Aplicação do inibidor de nitrificação DCD

O experimento comparativo entre as formulações líquida e sólida de DCD foi realizado em duplicata, com seis tratamentos com DCD mais o tratamento controle. Foram testadas três doses do inibidor de nitrificação DCD em duas formulações comercializadas: a líquida (DCD L) 28% DCD (N BoundTM, EUA) e a sólida (DCD S) 81,2% DCD m/m (AgrotainTM, Koch Agronomic Service, EUA). As doses aplicadas corresponderam a: dose 1=0,22% (DCDL1 e DCDS1); dose 2= 0,44% (DCDL2 e DCDS2) e dose 3= 0,88% (DCDL3 e DCDS3) (m/m) em base seca. As concentrações de cada formulação foram corrigidas para que a quantidade de DCD fosse a mesma na formulação sólida e líquida para a dosagem correspondente.

Para ajustar o teor de umidade dos tratamentos com DCD sólida e líquida, a formulação sólida foi pesada e dissolvida em água com o mesmo volume da sua dosagem correspondente na formulação líquida.

As dosagens de DCD utilizadas no presente estudo foram baseadas nos experimentos desenvolvidos por Luo et al. (2013) e Sardá (2016) na compostagem de dejetos da suinocultura.

3.2.2 Análises físico-químicas da biomassa

Coletaram-se amostras da biomassa 2 vezes por semana, sendo que as coletas em cada reator foram realizadas logo após cada revolvimento e foram submetidas à análises de: matéria seca (MS), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico

(N-NH₄ e N-NO₃) fósforo e potássio. A MS foi determinada por gravimetria (aquecimento a 105° por 24h), o conteúdo de COT e NT foi realizado utilizando-se o analisador elementar (Flash 2000 Combustion CHNS/O Analyzer, Thermo Scientific, EUA). O nitrogênio inorgânico foi extraído utilizando-se solução de KCl 2 mol L⁻¹ e analisado pelo sistema de análise de fluxo automatizado (FIALab 2500 System, FIALab Instruments, EUA).

3.2.3 Monitoramento da emissão de gases durante o processo de compostagem

Os gases monitorados durante o experimento (30 dias) foram: os gases de efeito estufa (CO₂ e N₂O) e NH₃.

As emissões em cada reator foram medidas diariamente utilizando-se uma câmara estática. Para a coleta dos gases na câmara estática foi utilizado um conjunto de seringas de 120mL (duas seringas de 60mL unidas por válvulas de três vias “Luer-lock”) (Figura 3). Foram coletadas amostras de ar no tempo 0, 2,5 e 5 min.

Figura 3-Câmara estática e conjunto de seringas utilizados para a coleta dos gases.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

As amostras foram analisadas em um analisador de gases espectrômetro de infravermelho fotoacústico INNOVA 1412 (Lumasense Tech., Dinamarca). As concentrações dos gases no reator, expressas em de C-CO₂ e N-N₂O, foram obtidas pela equação (5):

$$C_2 = \frac{(C_1 \times M) \times (P \times V)}{T \times R} \quad (5)$$

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), V é o volume da câmara (L), T temperatura (K) e R constante dos gases perfeitos ($\text{atm.L}^{-1}.\text{K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$).

O fluxo de gás ($\text{mg.câmara}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) foi calculado a partir da equação da reta, $y = m \times x + b$, onde y é o C_2 e x é o tempo em minutos. Os resultados foram extrapolados para uma base diária (CHATSKIKH; OLESEN, 2007; CHAVES et al., 2009; PES et al., 2011).

3.3 NITRIFICAÇÃO DO NITROGÊNIO AMONÍACAL DOS COMPOSTOS PRODUZIDOS

Esta etapa do estudo consistiu na incubação de solo com os compostos previamente produzidos no experimento de compostagem com os inibidores de nitrificação DCD na forma líquida e sólida.

A incubação foi realizada durante 84 dias no Laboratório de Análises Físico Químicas (LAFQ) da Embrapa Suínos e Aves. O solo utilizado foi coletado na camada de 0-10 cm e é classificado como Nitossolo Vermelho Distrófico (EMBRAPA, 2013), cujas características eram as seguintes: pH H_2O (1:1)= 5,4; Matéria Orgânica (MO)= 4,5%; Argila=54%; Fósforo (P)= 12,2 mg dm^{-3} ; Potássio (K)= 360 mg dm^{-3} ; Alumínio (Al)= 0,05 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Cálcio (Ca)= 4,74 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Magnésio (Mg)= 1,88 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Após a coleta, o solo foi peneirado em uma malha de 2mm antes de dar início do experimento de incubação, o qual se deu no dia 19 de Setembro de 2016.

O experimento foi conduzido em um delineamento experimental inteiramente casualizado, com um total de 320 unidades (oito tratamentos x dez datas de avaliação x quatro repetições) e incluiu os seguintes tratamentos: T1- solo (Controle) (S); T2- solo + composto testemunha (sem adição de DCD); T3- solo + composto-DCD_L 3,36 g DCD.kg de composto⁻¹; T4- solo + composto-DCD_L 6,89g DCD.kg de composto⁻¹; T5- solo + composto- DCD_L 13,21 g DCD.kg de composto⁻¹; T6- solo + composto- DCD_S 3,41 g DCD.kg de composto⁻¹; T7- solo + composto- DCD_S 5,94 g DCD.kg de composto⁻¹ e T8- solo + composto- DCD_S 13,05 g DCD.kg de composto⁻¹. A Tabela 2 apresenta a quantidade aplicada de DCD em quilograma por hectare.

Tabela 2-Doses do aditivo DCD dos compostos utilizados na incubação.

Tratamento	Dose (g DCD.kg de composto⁻¹)	kg DCD. ha⁻¹
T1 Controle (Solo)	0	0
T2 Composto Testemunha	0	0
T3 DL1	3,36	63,53
T4 DL2	6,89	156,95
T5 DL3	13,21	277,54
T6 DS1	3,41	83,87
T7 DS2	5,94	138,68
T8 DS3	13,05	308,22

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os tratamentos foram aplicados ao solo em copos de poliestireno com 6,0 centímetros de altura e 6,0 centímetros de diâmetro com capacidade de 110mL. Os recipientes de poliestireno foram acondicionados em caixas de madeira (Figura 4a) para melhor acomodar os mesmos na estufa e prevenir acidentes com o tombamento destes. A quantidade de solo colocado em cada recipiente de poliestireno foi de 115,62g com 15,62% de umidade (equivalente a 100g de solo seco a 105°C). 20,5 mL de água destilada foi adicionada ao solo, sendo homogeneizada a fim de manter a umidade do solo perto de ocupar 50% da sua porosidade total. A mistura do solo úmido com 5g do adubo orgânico foi feita manualmente com o auxílio de espátula e, em seguida, a mistura foi adicionada ao frasco de poliestireno.

A concentração de adubo orgânico adicionado nos frascos foi de 50,0 g kg⁻¹ de solo seco. Esta quantidade, ao se considerar a área do frasco utilizado, equivale a uma aplicação de 45.454,5 kg ha⁻¹ de adubo orgânico. Esta taxa de aplicação foi realizada para estudar a dinâmica de liberação de N nos adubos produzidos com adição de DCD e, portanto, não foi baseada em taxas utilizadas na produção agrícola em cultura específica. A composição e as quantidades adicionadas ao solo de matéria seca, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal do composto orgânico utilizado na incubação encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3- Composição e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca e nitrogênio do composto orgânico utilizado na incubação.

Tratamento	Composição			Quantidade adicionada	
	MS (%)	N total (mg kg ⁻¹)	N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	N total (kg ha ⁻¹)	N-NH ₄ (kg ha ⁻¹)
T2	55,02	12017	526	546,23	23,90
T3	41,69	14683	431	667,41	19,60
T4	52,03	11670	339	530,45	15,40
T5	46,08	9515	82	432,50	3,72
T6	55,76	12095	868	549,77	39,45
T7	53,5	13543	849	615,59	38,60
T8	52,44	13781	398	626,41	18,09

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os tratamentos foram mantidos numa incubadora (B.O.D LUCA-161/03, LUCADEMA, BRA) a 27°C na ausência de luz durante um período de 84 dias (Figura 4b). A umidade do solo foi mantida perto de 50% de preencher a sua porosidade total através de pesagem periódica das unidades contendo as amostras com reposição da água perdida. Os teores de N mineral no solo (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) foram determinados 3h após a aplicação dos tratamentos (tempo 0) e aos 3, 7, 10, 14, 21, 28, 42; 56 e 84 dias após o início da incubação de acordo com métodos oficiais (APHA, 2005) utilizando UV/Vis em sistema de análise por injeção em fluxo (FIALAB 2500). A fim de se evitar a deficiência de O₂, o que poderia limitar a decomposição aeróbia, os recipientes foram abertos periodicamente durante 15 minutos, de acordo com metodologia descrita por Gonzatto et al. (2016b).

Figura 4-Vista dos copos de poliestireno utilizados na avaliação da nitrificação do nitrogênio amoniacal (a) e das caixas com os frascos acondicionados na incubadora (b).



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A partir dos teores de N mineral, determinados em cada data de avaliação, calculou-se a variação temporal da proporção entre as formas amoniacal e nítrica no solo para fornecimento de informação sobre a rapidez com que o processo de nitrificação ocorreu (AITA; GIACOMINI; HÜBNER, 2007).

O saldo de N inorgânico nos tratamentos foi estimado com base nos dados de N mineral medido em cada data de avaliação durante a incubação, através da equação 6:

$$Nm = N_{DCD} - N_c \quad (6)$$

Onde: Nm= a quantidade de N (mg kg^{-1}) mineralizado; N_{DCD} = a quantidade de N mineral do solo nos tratamentos com DCD em cada data de avaliação e N_c = a quantidade de N mineral no solo no tratamento controle em cada data de avaliação. O resultado deste cálculo quando positivo indica a ocorrência de mineralização líquida de N e quando negativo indica imobilização líquida.

A taxa de nitrificação líquida diária foi calculada com base nos dados de NO_3^- do tratamento controle descontadas da quantidade de NO_3^- dos tratamentos com DCD divididos pela quantidade de dias transcorridos entre as duas amostragens consideradas (GIACOMINI et al., 2013).

Para o cálculo da taxa de inibição líquida utilizou-se o valor da taxa de nitrificação líquida do tratamento sem adição de DCD menos a taxa de nitrificação líquida dos tratamentos com DCD divididos pela quantidade de dias de incubação.

3.4 ANÁLISE DOS DADOS

A análise dos dados referentes às emissões gasosas foi realizada através da média e erro padrão.

Os resultados das análises realizadas durante o período de incubação foram submetidos à análise de variância, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, utilizando-se o software Assistat versão 7.7.

CAPÍTULO IV

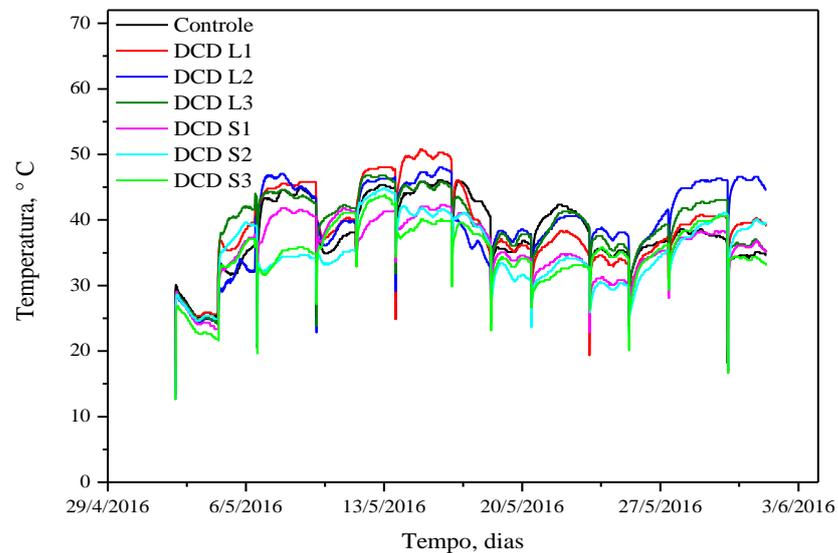
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEMPERATURA E EMISSÃO DE GASES

4.1.1 Temperatura

A temperatura da biomassa nos reatores (Figura 5) foi altamente influenciada pela operação de revolvimento, resultando em perfil com altos e baixos ao longo de todo o período experimental. Embora no primeiro momento os revolvimentos arrefeçam a biomassa de compostagem, observa-se uma subida abrupta da temperatura pouco depois, à medida que o ar fresco introduzido proporciona um novo fornecimento de oxigênio para a biodegradação, este comportamento continua a ocorrer ciclicamente até ao final do experimento (30 dias). A condição termofílica (≥ 40 °C) foi atingida em 4-6 dias com picos máximos de cerca de 50 °C sendo atingidos no dia 15.

Figura 5-Temperatura da biomassa de compostagem para os diferentes tratamentos



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

As temperaturas mais baixas na biomassa nos diferentes tratamentos, observadas neste estudo, quando comparada com outros experimentos de compostagem, provavelmente ocorreu devido ao pequeno volume dos reatores (LI et al., 2013) que fazia com que o calor fosse

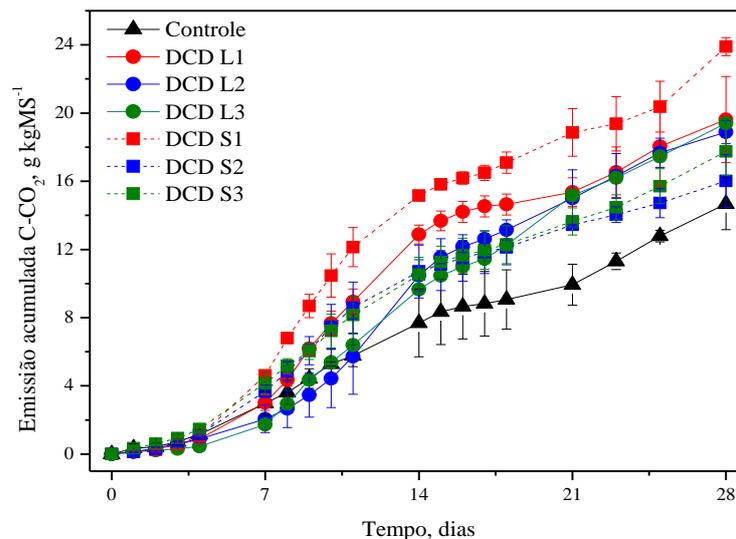
perdido mais facilmente, diferente do que ocorre quando se utiliza grandes volumes de biomassa.

Esse comportamento difere daqueles observados em sistemas com injeção contínua de ar (LI et al., 2013; LUO et al., 2013), onde a temperatura aumenta acentuadamente até atingir picos de 60-70°C e cai rapidamente após alguns dias com todo o processo durando 3-4 semanas. Como a compostagem no presente estudo opera em temperatura mais branda e aeração mecânica não contínua, o resultado sugere que levaria mais tempo para o composto alcançar a estabilização completa.

4.1.2 Emissão de C-CO₂

A Figura 6 apresenta a emissão acumulada de CO₂ durante o período de compostagem, estes resultados evidenciam que a utilização da DCD não prejudicou a degradação aeróbia da matéria orgânica. Este comportamento já era esperado, pois a DCD é um agente bacteriostático que opera reduzindo o tamanho da população e as atividades dos microrganismos oxidantes de amônia, tendo pouco impacto nas atividades bacterianas gerais (KELLIHER et al., 2008; O'CALLAGHAN et al., 2010).

Figura 6-Emissão acumulada de C-CO₂ durante a compostagem para os diferentes tratamentos



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

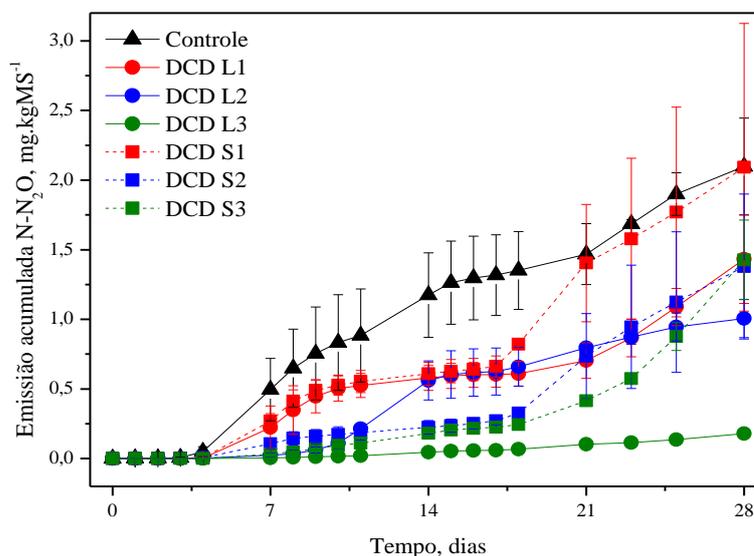
4.1.3 Emissão de N-N₂O

A emissão acumulada de N-N₂O no período de 30 dias de monitoramento está apresentada na Figura 7. Foram observadas reduções nas emissões em todas as dosagens testadas para as formulações líquida e sólida, indicando fortes evidências de que os produtos comerciais foram eficientes na inibição da nitrificação no processo de compostagem de dejetos da suinocultura. As reduções em comparação com o controle foram de 31,8 a 91,5% para a DCD líquida nas doses 1 e 3, respectivamente e de 0,3 a 50,3% para a DCD sólida nas doses 1 e 3, respectivamente.

No entanto, observou-se também que esta inibição foi temporária, embora o período de atividade pareça ser proporcional à dose e à formulação do aditivo (S ou L).

Por conseguinte, a eficiência dos tratamentos diminuiu com o tempo de aplicação, por exemplo, aos 14 dias de compostagem, a atenuação da emissão de N₂O variou de 50,7 (dose 1) a 96,1% (dose 3) e 48,2 (dose 1) a 84,5% (dose 3) para DCD líquida e sólida, respectivamente, reduções muito superiores às observadas no final do experimento.

Figura 7-Emissão acumulada de N-N₂O durante a compostagem para os diferentes tratamentos.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A temperatura desempenha um papel importante na cinética da degradação da DCD. Foi relatado anteriormente que, no solo de pastagem fertilizado com urina de gado, a DCD foi suscetível à biodegradação com uma taxa de regressão de $t_{1/2} = 168 \times e^{-0.0847}$ com uma

variação de 5 a 20°C com tempo de meia-vida da DCD variando de 110 a 20 dias, respectivamente (KELLIHER et al., 2008). Como a compostagem opera a temperaturas > 40°C, espera-se uma rápida inativação do aditivo.

De fato, o efeito inibitório da DCD mostrou-se provisório e a sua duração parece ser proporcional à quantidade adicionada. Na dosagem 1 tanto a formulação sólida quanto a líquida perdem a sua atividade após a primeira semana de compostagem, por outro lado, nas doses mais altas, observou-se uma maior estabilidade do produto na formulação líquida, pois nos ensaios com a DCD sólida nas doses 2 e 3 foi observada emissão de N₂O a partir da segunda e terceira semana, respectivamente. Já para a DCD líquida a emissão de N₂O iniciou somente a partir da terceira semana, enquanto que na dose 3 não houve emissão significativa de N₂O no decorrer das 4 semanas de duração do experimento.

Jiang et al. (2016) recomendam que a aplicação do inibidor de nitrificação seja realizado após a fase termofílica da compostagem para evitar a inativação do produto devido às altas temperaturas desenvolvidas, além disso, a maioria da literatura relata que a emissão de N₂O normalmente ocorre durante a maturação. No entanto, a eficiência dessa estratégia seria limitada neste caso, pois a emissão de N₂O da compostagem de dejetos de suínos nas condições encontradas no Brasil difere do comportamento padrão, sendo observado em todas as fases do processo, como demonstrado por Angnes et al. (2013). Portanto, a reaplicação da DCD pode ser estudada de acordo com a dose e considerando a t_{1/2} do produto.

4.1.4 Emissão de N-NH₃

A amônia no processo de compostagem é gerada, principalmente, a partir da degradação oxidativa dos materiais orgânicos pelos microrganismos aeróbios, aumentando de acordo com o desenvolvimento das comunidades de amonificadores (ANGNES, 2012).

A Figura 8 mostra a emissão acumulada de NH₃, onde observou-se que a adição de DCD aumentou a volatilização de amônia, sendo que a formulação líquida apresentou maiores perdas de N-NH₃ que a formulação sólida, sobretudo na dose 3.

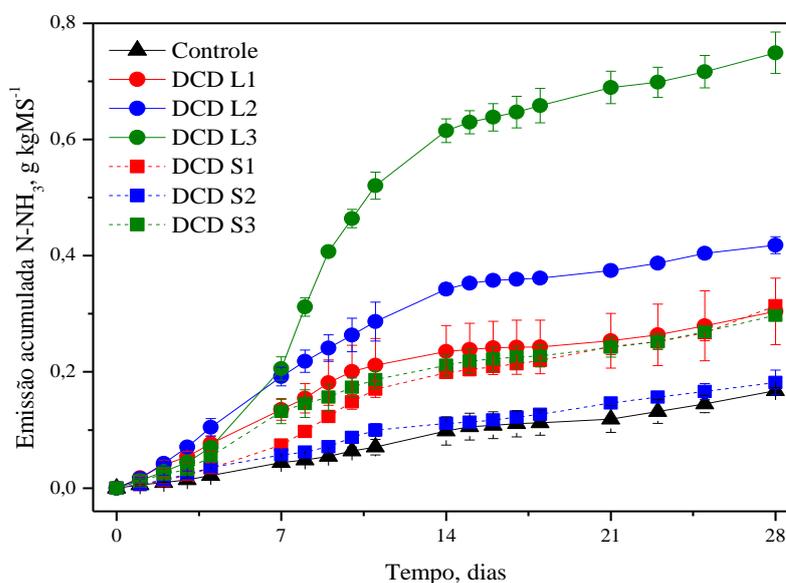
A interrupção do processo de nitrificação no início da compostagem durante o período termofílico resultou em maior emissão de amônia em todos os tratamentos em comparação com o controle (Figura 8).

Este resultado é razoável porque a amonificação de nitrogênio orgânico procede normalmente na presença ou ausência de inibidor de nitrificação, então, a ruptura do ciclo biológico natural de nitrogênio promovida pela DCD, pode levar ao acúmulo de nitrogênio

amoniacoal, que aliado ao aumento da temperatura, resultaria numa maior taxa de volatilização de NH_3 .

Trabalhos anteriores não mostram um consenso sobre a influência da DCD nas emissões de amônia, por exemplo, no processo de compostagem desenvolvido por Jiang et al. (2016), a adição de DCD não afetou a emissão de NH_3 , no entanto, a DCD foi utilizada com uso combinado de $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ para precipitação da estruvita. Em relação às emissões de NH_3 em solos tratados com nitrogênio e inibidores de nitrificação, Kim; Sagar e Roudier (2012) realizaram um estudo de meta-análise sobre o tema e encontraram alterações contrastantes nas emissões de amônia, sendo relatados aumentos em alguns solos e diminuições ou nenhuma alteração em outros. Para estes mesmos autores é provável que as propriedades do solo como pH, capacidade de troca de cátions (CTC), umidade e temperatura no momento da aplicação de N sejam os principais fatores que controlam as emissões de NH_3 devido ao uso de inibidores de nitrificação.

Figura 8-Emissão acumulada de N-NH_3 durante a compostagem para os diferentes tratamentos.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICA DOS COMPOSTOS PRODUZIDOS

A Figura 9 apresenta as espécies de N (N total, N-Org , N-NH_4^+ , e $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) nos reatores de compostagem. Na primeira semana de compostagem, a DCD sólida preservou mais eficientemente o NT no composto do que a formulação líquida, no entanto, a partir da segunda semana, o composto resultante do tratamento com DCD líquida começou a

apresentar maior teor de NT. Possivelmente a atividade do inibidor de nitrificação foi maior durante a primeira semana de compostagem, então a principal rota de perda de nitrogênio neste período seria a volatilização de NH_3 em vez de nitrificação/desnitrificação, é possível que a temperatura mais baixa desenvolvida no tratamento com DCD sólido possa ter contribuído para a menor perda de N.

À medida que a DCD é degradada, a nitrificação biológica é retomada e, como foi apontado anteriormente, a maior estabilidade da DCD líquida neste estudo pode ter contribuído para preservar o NT no composto por mais tempo.

O período de duração da atividade inibidora da DCD é proporcional à sua concentração, mas, em geral, a emissão de N_2O começa a ser observada a partir da segunda semana de compostagem.

A dinâmica de decaimento do nitrogênio total nos compostos apresentou dois comportamentos cinéticos distintos de acordo com o tratamento aplicado (Tabela 4): o controle e os tratamentos com doses menores de DCD (DCD L1, DCD S1 e DCD S2) apresentaram cinética linear, enquanto que cinética exponencial foi observada nas doses mais altas de DCD (DCD L2, DCD L3 e DCD S3).

A predominância de nitrificação/desnitrificação no balanço de perda de nitrogênio total favorece uma cinética linear, uma vez que as transformações de nitrogênio neste processo ocorrem normalmente em um fluxo contínuo (ANGNES et al., 2013). Por outro lado, o comportamento exponencial pode ocorrer quando a inibição da nitrificação mediada pela DCD favorece a volatilização do NH_3 em detrimento à produção de N_2 via processo de nitrificação/desnitrificação.

Por conseguinte, o NH_3 formado pelo processo de amonificação do nitrogênio orgânico é temporariamente “represado” no composto devido à inibição da nitrificação, porém, à medida que a temperatura de compostagem aumenta, este N- NH_3 acumulado é rapidamente volatilizado até esgotar-se do meio, o que pode induzir uma inflexão na curva do N total (aproximadamente no 10º dia).

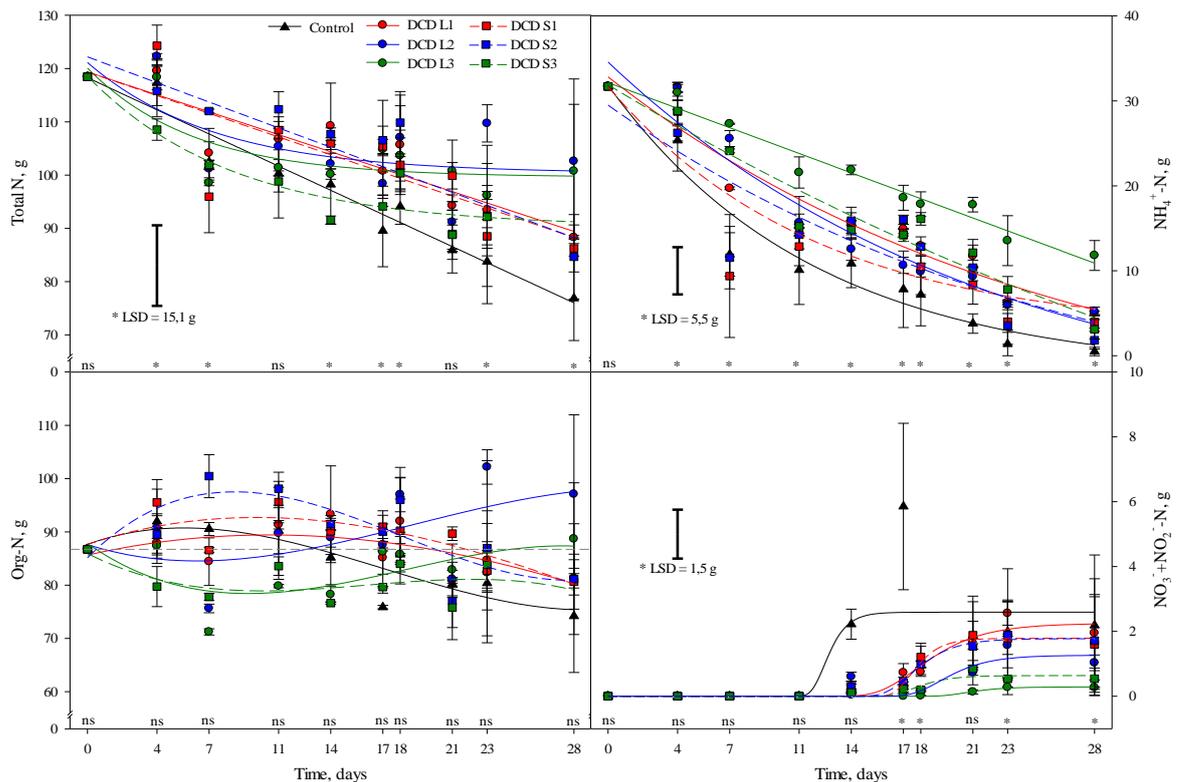
Esta hipótese é reforçada pelos resultados da emissão cumulativa de N- NH_3 (Figura 8), que mostrou que os tratamentos com cinética exponencial para perda de NT também apresentaram as maiores taxas de volatilização de N- NH_3 durante os primeiros 10 dias e posteriormente também. A exceção a este comportamento foi o tratamento DCD L1, que apresentou cinética linear, apesar de apresentar maior emissão comparado à DCD S3.

Uma possível explicação para isso é baseada em quanto tempo a atividade inibitória durou, observando-se a emissão de N_2O (Figura 7) nota-se que no tratamento DCD L1, o N_2O

começou a ser detectado a partir do 7º dia, de modo que a atividade inibidora da DCD durou poucos dias e o processo de nitrificação/desnitrificação foi rapidamente restaurado e começou a prevalecer a partir de então. Por outro lado, não foi observada emissão detectável de N_2O para os três tratamentos que apresentaram cinética exponencial até a terceira semana de compostagem (21 dias).

Esses resultados também mostraram que, embora a emissão de N_2 não tenha sido medida, a nitrificação/desnitrificação é a principal rota para as perdas de nitrogênio total da compostagem porque, mesmo os tratamentos apresentando maior volatilização de amônia que o controle, resultaram em compostos com maior teor de NT.

Figura 9-Espécies de N (N total, N-Org, $N-NH_4^+$, e $N-NO_3^- + NO_2^-$) nos reatores de compostagem de dejetos suínos de acordo com as doses de dicianodiamida (L: líquido e S: sólido) e taxas de aplicação 1: 2,22, 2: 4, 44 e 3: 8,88 g. DCD. kg composto⁻¹).



* indica dias em que as diferenças entre os tratamentos foram significativas de acordo com o teste F ($p < 0,05$) e a barra em negrito indica a diferença do LSD de Fisher ($p < 0,05$).

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Tabela 4-Equações ajustadas para a dinâmica de N total (Figura 9) nos reatores de compostagem de dejetos suínos de acordo com as doses de dicianodiamida (L: líquida e S: sólida) e taxas de aplicação (1: 2,22, 2: 4, 44 e 3: 8,88 g. DCD. kg composto⁻¹).

Tratamento	Tipo	Equação	R ²	P-value
Controle	Linear	NT = 118.2 – 1.51 t	0.95	<0.0001
DCD L1	Linear	NT = 119.3 – 1.07 t	0.85	0.0002
DCD L2	Exponencial	NT = 99.6 + 20.5 exp (-0.162 t)	0.69	0.0172
DCD L3	Exponencial	NT = 100.3 + 20.8 exp (-0.136 t)	0.50	0.0472
DCD S1	Linear	NT = 119.4 – 1.11 t	0.68	0.0035
DCD S2	Linear	NT = 122.2 – 1.21 t	0.82	0.0003
DCD S3	Exponencial	NT = 90.2 + 28.3 exp (-0.119 t)	0.89	0.0013

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

As perdas de água durante o processo de compostagem foram de 27,4% para o tratamento controle e 31,6; 29,7 e 29,0% para a DCD líquida nas doses 1, 2 e 3, respectivamente, e 26,7; 28,8 e 23,5% para a DCD sólida nas dosagens 1, 2 e 3, respectivamente. As perdas de água são atribuídas ao calor gerado durante a degradação da matéria orgânica. Angnes (2012) relatou perda de 54,75% de água durante a compostagem de dejetos suínos. As menores perdas de água obtidas neste estudo podem ser atribuídas ao menor volume de biomassa do experimento, que faz com que haja maior perda de calor (menor aquecimento) e, conseqüentemente, menos evaporação de água.

As perdas de NT foram de 35,1% para o controle e de 23,2; 11,2 e 10,7% para a DCD líquida nas doses 1, 2 e 3, respectivamente e 24,7; 23,8 e 26,8% para a DCD sólida nas doses 1, 2 e 3, respectivamente. Todos os tratamentos com DCD aumentaram a concentração de NT no composto final, para a DCD líquida quanto maior a dose de DCD, maior a redução nas perdas de N.

As perdas de N amoniacal nos compostos tratados com DCD foram menores do que no tratamento controle (98,4%). Para a DCD líquida na maior dose a perda de N-NH₄⁺ foi de 62,7%, esse resultado mostra que a maior dose utilizada foi responsável por maior inibição do processo de nitrificação, retardando a conversão de NH₄⁺ a NO₃, reduzindo assim as perdas de N durante o processo de compostagem.

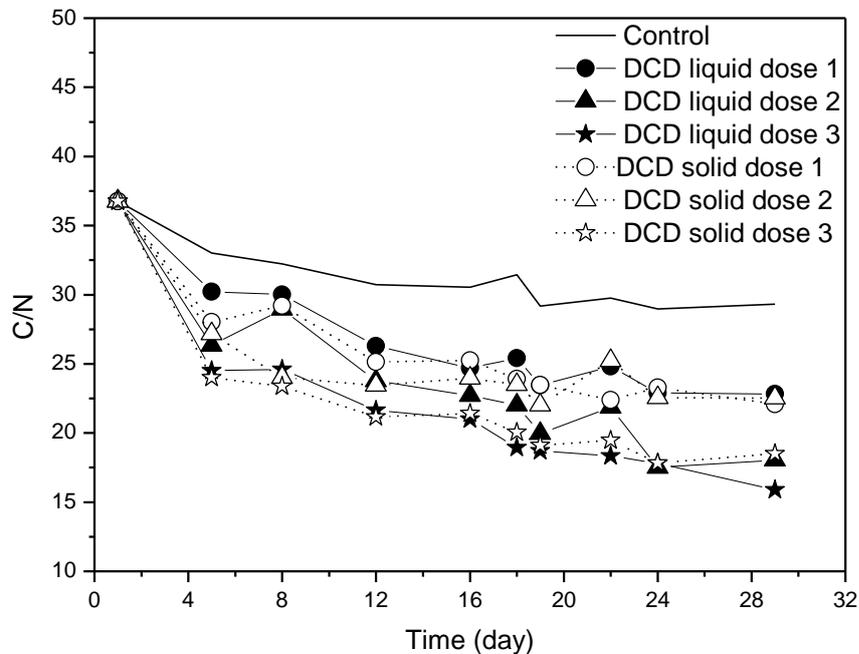
A Instrução Normativa nº25, de 23 de julho de 2009, estabelece que o fertilizante orgânico composto para comercialização deve apresentar teor de nitrogênio total mínimo de 0,5%. Os compostos produzidos com a adição de DCD neste estudo satisfazem esta condição.

4.3 RELAÇÃO C/N

A Figura 10 apresenta a relação C/N no decorrer da compostagem para o tratamento controle e diferentes doses da DCD sólida e líquida. Todas as doses de DCD tanto líquida quanto sólida apresentaram redução da relação C/N durante os dias monitorados.

Segundo a Instrução Normativa nº 25 de 23 de julho de 2009 o valor máximo para a relação C/N de fertilizantes orgânicos mistos e compostos é de 20:1 (BRASIL, 2009). Sendo assim, as concentrações de NT encontradas no ensaio final realizado nos compostos produzidos com DCD nas doses 2 e 3 líquida e dose 3 sólida satisfazem esta condição.

Figura 10-Relação C/N durante o processo de compostagem dos diferentes tratamentos



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

4.4 ENSAIO DE INCUBAÇÃO DOS COMPOSTOS COM SOLO - NITRIFICAÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIAL DO COMPOSTO PRODUZIDO

A velocidade com que o N amoniacal do composto produzido é nitrificado após sua aplicação no solo, irá condicionar a quantidade de NO_3^- no solo que poderá ser perdido. Sendo que as duas principais vias de perda de nitrogênio durante e após a nitrificação são as emissões gasosas como N_2 e óxidos de N (N_2O e NO) e pela lixiviação de NO_3^- (SUBBARAO et al. 2006).

A Tabela 5 apresenta as quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no início e ao final da incubação (84 dias). Ao final dos 84 dias de avaliação nos tratamentos T1 (Controle), T2 (composto testemunha), T3 (DCD L1) e T6 (DCD S1), praticamente todo o N mineral estava na forma de N-NO_3^- . Já os tratamentos T4 (DCD L2), T5 (DCD L3), T7 (DCD S2) e T8 (DCD S3), na mesma data de avaliação, ainda apresentavam N na forma amoniacal. Porém, os tratamentos T4 e T7 não apresentavam diferença significativa dos tratamentos (T1, T2, T3 e T6).

Tabela 5-Quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no início (t0) e ao final (tf) da incubação.

Tratamento	t0 (mg.kg ⁻¹ solo seco)		tf (mg.kg ⁻¹ solo seco)	
	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
T1 Controle	34,32	31,65	0,00 c	169,38 d
T2 Composto Testemunha	135,91	30,33	5,72 c	239,00 b
T3 DCD L1	100,39	27,60	1,00 c	244,13 b
T4 DCD L2	80,79	25,50	14,28 bc	224,00 bc
T5 DCD L3	49,65	26,05	26,80 ab	182,00 cd
T6 DCD S1	106,43	21,69	6,94 c	550,24 a
T7 DCD S2	130,50	30,55	15,60 bc	240,00 b
T8 DCD S3	95,71	27,95	39,11 a	218,75 bcd

Médias seguidas por letras iguais minúsculas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.
Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A nitrificação do N amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) no tratamento controle e no composto sem a adição de DCD ocorreu antes do que nos tratamentos com DCD, mostrando que os compostos orgânicos produzidos com a adição de DCD nas formulações líquida e sólida foram capazes de retardar a oxidação do NH_4^+ para NO_3^- durante o período de incubação, sendo que a redução na velocidade de nitrificação ocorreu principalmente nas doses mais elevadas do produto.

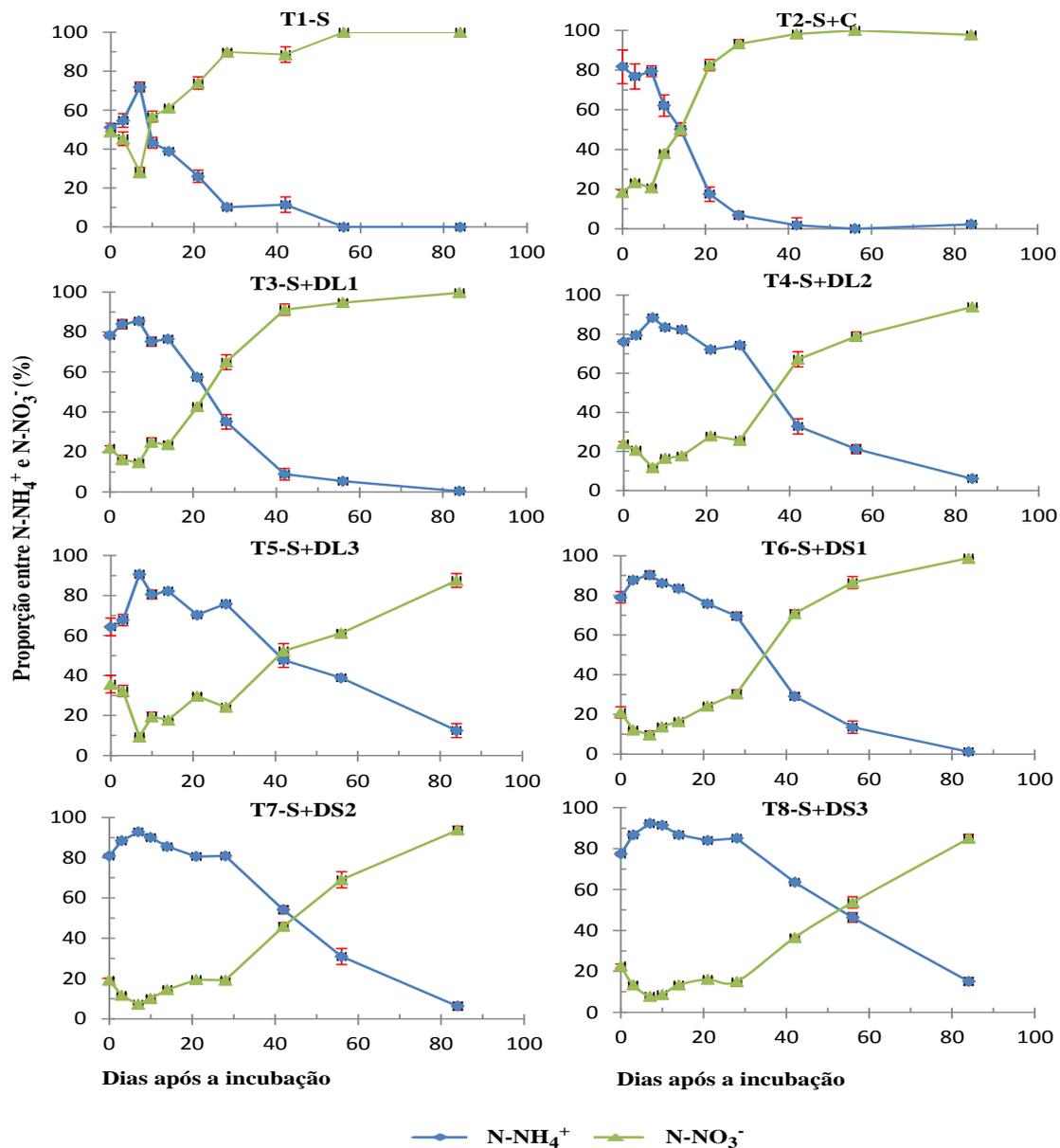
A variação temporal entre as proporções das formas NH_4^+ e NO_3^- ao longo do experimento (Figura 11), demonstra que o N amoniacal do tratamento controle (T1) no 10º dia de avaliação já apresentava menos de 50% de N-NH_4^+ , e aos 28 dia de avaliação a proporção da forma amoniacal em relação a nítrica passou a ser muito baixa, sendo completamente nitrificado entre os dias 42 e 56.

Para o tratamento com adição de adubo sem DCD (T2) no 14º dia de avaliação a proporção de N na forma amoniacal era de 50,2%, porém entre os dias 14 e 21 houve uma queda brusca nos valores de N-NH_4^+ , restando apenas 17,47% (23,20 mg.kg⁻¹) de N amoniacal até 21º de incubação, não apresentando diferença significativa do tratamento T1 (15,68 mg.kg⁻¹), e exibindo quantidades muito baixas a partir do 28º dia de avaliação.

Já para os tratamentos com DCD, a oxidação de NH_4^+ para NO_3^- foi consideravelmente retardada, no dia 21 para as doses líquidas 1, 2 e 3 as proporções de N- NH_4^+ eram de 57,32; 72,10 e 70,32% respectivamente. E para as doses sólidas 1, 2 e 3 na mesma data de avaliação as proporções de N- NH_4^+ foram 75,78; 80,57 e 83,94% respectivamente, sendo que as quantidades de N amoniacal dos tratamentos com DCD sólida (T6, T7 e T8) não apresentaram diferença significativa entre si, porém apresentaram diferença significativa dos demais tratamentos e controle.

Para os tratamentos com as maiores doses de DCD sólida (T7 e T8) a proporção de N- NO_3^- em relação a N- NH_4^+ somente foi ultrapassada depois de 42 dias de avaliação. Sendo que nesta mesma data as quantidades de N na forma amoniacal nos tratamentos T1 e T2 já eram insignificantes.

Figura 11-Variação temporal na proporção entre $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no tratamento controle e tratamentos com diferentes doses de DCD líquida e sólida.



Legenda: T1-S= solo (controle); T2-S+C= solo + composto testemunha (sem DCD); T3-S+DL1= solo + composto-DCD_L 3,36 g DCD.kg de dejetos⁻¹; T4-S+DL2= solo + composto-DCD_L 6,89 g DCD.kg de dejetos⁻¹; T5-S+DL3= solo + composto- DCD_L 13,21 g DCD.kg de composto⁻¹; T6-S+DS1= solo + composto- DCD_S 3,41 g DCD.kg de composto⁻¹; T7-S+DS2= solo + composto- DCD_S 5,94 g DCD.kg de composto⁻¹ e T8-DS3= solo + composto- DCD_S 13,05 g DCD.kg de composto⁻¹.

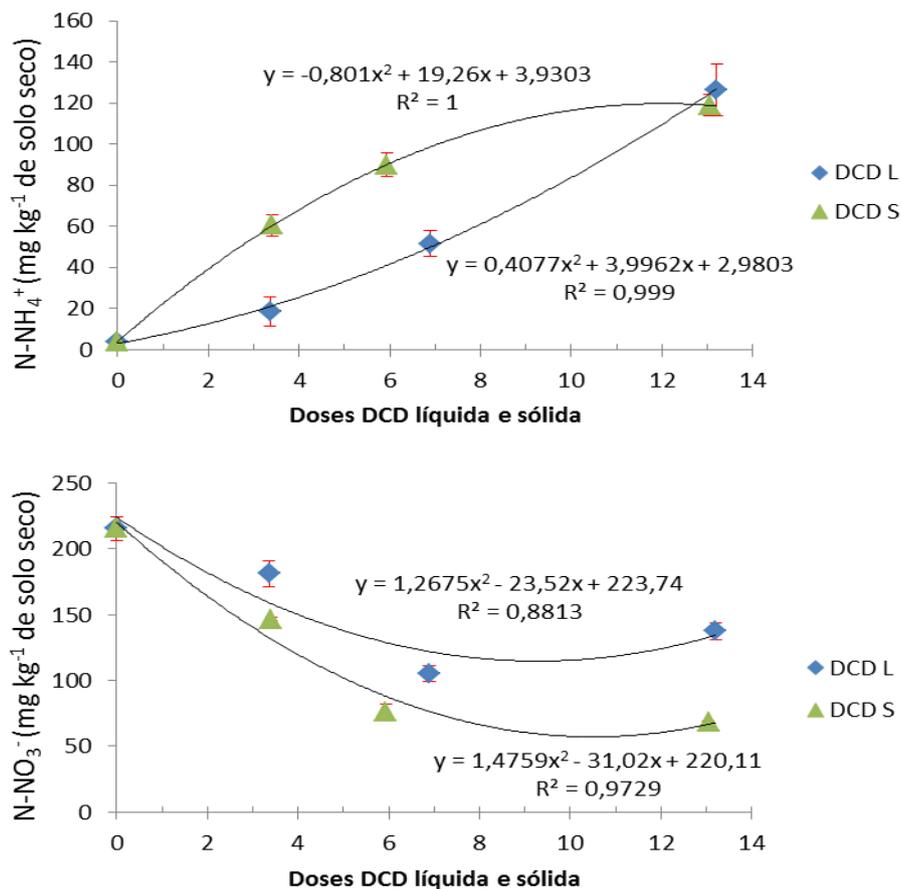
Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A Figura 12 mostra a quantidade de $N-NH_4^+$ e de $N-NO_3^-$ no 42º dia de avaliação para as doses 1, 2 e 3 de DCD líquida e sólida. Para a dose 3 tanto sólida quanto líquida a eficiência da DCD parece equivalente, apresentando quantidades de N na forma amoniacal de 118,89 e 126,60 mg.kg⁻¹ de solo seco, respectivamente, a dose líquida apresentou maior quantidade de

N-NH_4^+ , porém não houve diferença significativa da DCD sólida, e quando observado a proporção de NH_4^+ em relação a NO_3^- (Figura 11) na mesma data de avaliação, as proporções de N amoniacal foram de 47,72 e 63,53% para a DCD líquida e sólida, respectivamente (Figura 11), ou seja, mesmo com valor menor de N-NH_4^+ a DCD sólida apresenta maior inibição do processo de nitrificação em relação a DCD líquida.

Já para a dose 2 nas formulações sólida e líquida, as quantidades de N na forma amoniacal foram de 89,85 e 51,58 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de solo seco, respectivamente. Para o tratamento com a dose líquida 2 atingir a mesma eficiência da dose sólida 2, seria necessário uma dose de 10,5 g DCD.kg de composto⁻¹.

Figura 12-Quantidade de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no 42º dia de avaliação para cada dose de DCD sólida e líquida.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A taxa de inibição líquida com 42 dias de incubação para os tratamentos com DCD líquida nas doses 1, 2 e 3 foram de 0,75; 2,50 e 1,75 $\text{mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Já para a DCD sólida nas doses 1, 2 e 3 as taxas foram de 1,53; 3,31 e 3,45 $\text{mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$,

respectivamente. Esses resultados confirmam que a DCD na formulação sólida foi mais eficaz em inibir o processo de nitrificação durante o período de incubação.

Gonzatto et al. (2016b) realizaram um estudo de incubação com dicianodiamida com taxas de aplicação de 2,8; 5,7 e 11,3 kg.ha⁻¹ para inibir a nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos no solo. Para a maior taxa de DCD avaliada após um mês de incubação ainda restavam 75% de N na forma amoniacal.

Em sistemas agrícolas taxas de 10 a 50mg DCD.kg⁻¹ de solo, são normalmente necessárias para inibir o processo de nitrificação, dependendo das condições do solo, o efeito inibitório prolonga-se entre 4 a 8 semanas (AMBERGER, 1989, 1993 apud SUBBARAO et al. 2006). Neste estudo, a menor taxa utilizada (3,36 g DCD kg⁻¹ composto) foi de 69,8 mg DCD kg⁻¹ solo.

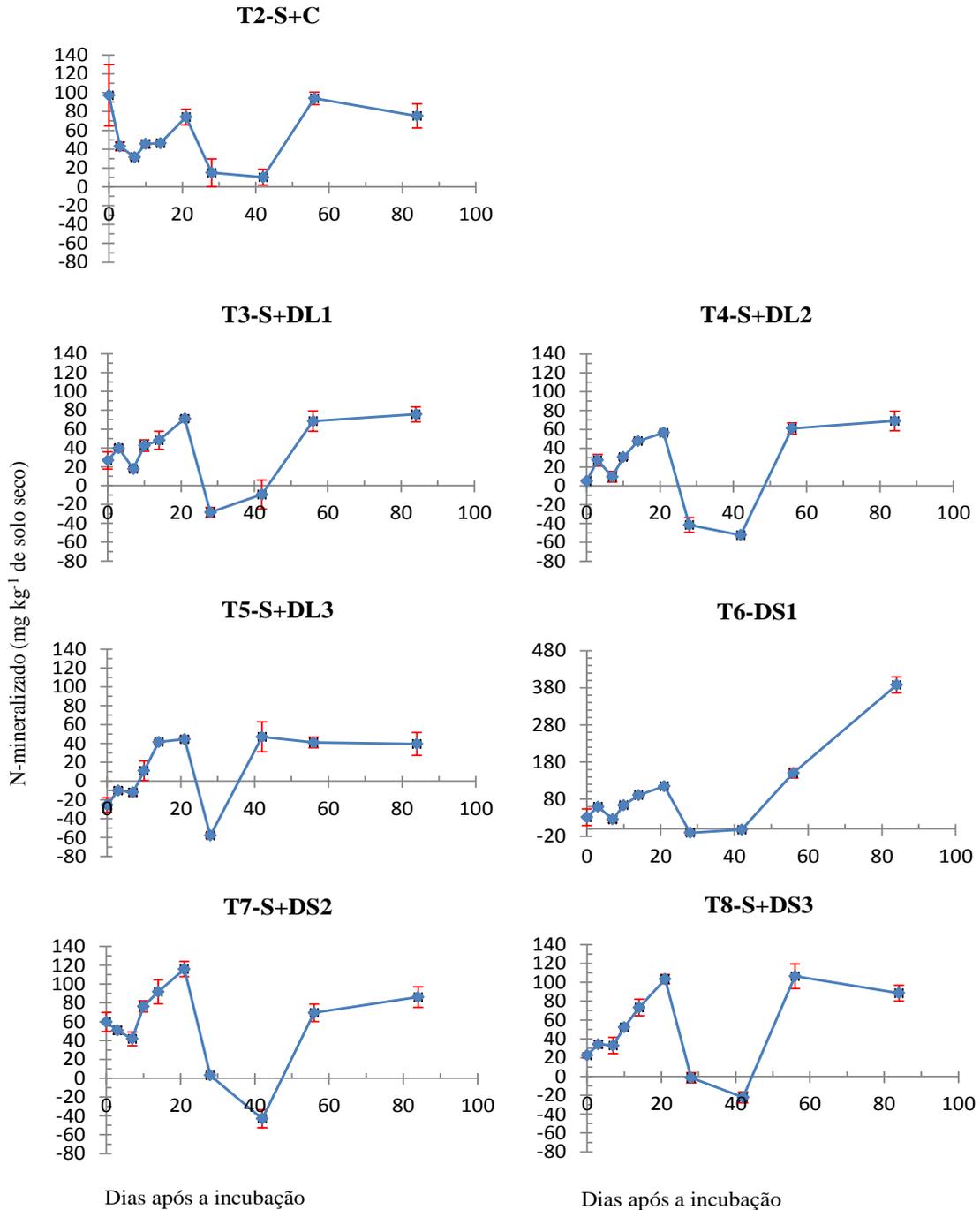
A maior quantidade de DCD utilizada neste trabalho foi realizada de acordo com estudos anteriores de tratamento de dejetos por compostagem, visando reduzir a emissão de GEE durante o processo, sendo assim, não foram baseadas em taxas normalmente aplicadas no solo. É importante ressaltar que, no decorrer da compostagem, ocorre a degradação de grande parte da DCD aplicada, então, os resultados observados no solo são resultantes da DCD remanescente no composto (efeito residual).

Em relação a mineralização do N orgânico nos compostos produzidos, apenas o tratamento com adição de composto sem DCD (T2) apresentou acumulação positiva de N (mineralização do N inorgânico) durante todo o período de incubação (Figura 13). Para os tratamentos com adição de DCD líquida e sólida primeiramente ocorreu mineralização e em seguida houve imobilização, com posterior mineralização.

A mineralização e imobilização ocorrem simultaneamente nos solos. A prevalência entre as duas formas de nitrogênio (orgânico ou inorgânico) depende, em grande parte, da relação C/N dos materiais em decomposição. Em relações C/N de 20 a 30:1 os dois processos praticamente se igualam (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998).

Segundo Juma e Paul (1983), a utilização de inibidores de nitrificação pode acelerar o processo de imobilização de N, pois o nitrogênio na forma de NH₄⁺ é a forma preferida de N para muitos microrganismos do solo. O consumo do N-NH₄⁺ por estes microrganismos pode explicar a ocorrência da maior imobilização que ocorreu nos tratamentos com DCD entre os dias 25 e 45 de incubação no presente estudo. Logo após, ocorreu prevalência de mineralização indicando que parte do nitrogênio volta a ficar disponível à medida que os microrganismos se decompõem.

Figura 13-Quantidade de N mineralizado durante o período de incubação



Legenda: T2-S+C= solo + composto testemunha (sem DCD); T3-S+DL1= solo + composto-DCD_L 3,36 g DCD.kg de dejetos⁻¹; T4-S+DL2= solo + composto-DCD_L 6,89 g DCD.kg de dejetos⁻¹; T5-S+DL3= solo + composto- DCD_L 13,21 g DCD.kg de composto⁻¹; T6-S+DS1= solo + composto- DCD_S 3,41 g DCD.kg de composto⁻¹; T7-S+DS2= solo + composto- DCD_S 5,94 g DCD.kg de composto⁻¹ e T8-S+DS3= solo + composto-DCD_S 13,05 g DCD.kg de composto⁻¹.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os resultados obtidos no presente estudo são indicativos de que a redução na velocidade de nitrificação do nitrogênio amoniacal através da utilização de DCD durante a compostagem de dejetos suínos pode contribuir para diminuição das perdas de N depois da aplicação do composto orgânico ao solo. Desta maneira tem-se um composto de liberação lenta (*slow-releasing*), uma vez que o nitrogênio permanecerá por mais tempo na forma de NH_4^+ em vez de NO_3^- , que é considerado composto de liberação rápida (*fast release*). Assim diminui-se a quantidade de N- NO_3^- que muitas vezes pode estar presente em épocas que a demanda por N das culturas ainda é pequena e dependendo da quantidade de chuvas nesse período o NO_3^- pode ser facilmente lixiviado, contribuindo para a contaminação dos cursos d'água (AITA; GIACOMINI; HÜBNER, 2007). As perdas de N por lixiviação são reduzidas, pois o N amoniacal não é facilmente lixiviado como o N na forma nítrica. Sendo importante ressaltar que o N na forma nítrica além de estar susceptível a lixiviação pode também ser reduzido para N_2 , tendo como subproduto o N_2O , um potente gás de efeito estufa.

Aita et al. (2014) em estudo desenvolvido a campo, estimaram que a eficiência da DCD foi de 25 a 40 dias. A estimativa foi realizada pela maior concentração de NH_4^+ no solo tratado com DCD do que nas parcelas sem uso do aditivo. No presente estudo, para a DCD líquida dose 3 e DCD sólida dose 2 a quantidade de N na forma amoniacal só foi superada pela forma nítrica depois de 40 dias de incubação. Já para a DCD sólida na dose 3 a forma nítrica superou a amoniacal somente após 50 dias de incubação (Figura 11).

Os compostos com adição de DCD foram capazes de retardar o processo de nitrificação e diminuir a produção de N_2O , mesmo utilizando uma temperatura de incubação considerada alta (27°C). Este resultado são bastante condizentes com os obtidos por Aita et al. (2014) que conseguiram retardar a nitrificação em condições de campo no solo tratado com dejetos suínos com adição de DCD com temperaturas variando de 16 a $32,1^\circ\text{C}$, condições típicas do verão subtropical brasileiro.

CAPÍTULO V

5 CONCLUSÕES

A utilização de DCD durante a compostagem de dejetos suínos reduziu as emissões de N_2O quando comparada ao tratamento controle, para a formulação sólida a redução variou de 0,3 a 50,3% para as doses 1 e 3 respectivamente. Já a formulação líquida testada apresentou maiores reduções, variando de 31,8 a 91,5% para as doses 1 e 3, respectivamente.

Todos os compostos produzidos com adição de DCD apresentaram maior concentração de N ao final do processo de compostagem em comparação com o tratamento controle.

A incubação dos compostos produzidos com DCD permitiu avaliar sua qualidade fertilizante aplicado ao solo, em relação à disponibilidade de nitrogênio. Nos compostos produzidos com DCD tanto na formulação sólida quanto na líquida o processo de nitrificação foi retardado, mostrando que esses compostos podem ser considerados de liberação lenta.

As maiores doses de DCD foram responsáveis por maior inibição do processo de nitrificação, onde na DCD líquida dose 3 e sólida dose 2 a quantidade de $N-NH_4^+$ só foi superada pela forma $N-NO_3^-$ depois de 40 dias de incubação. Já para a DCD sólida na dose 3 a forma nítrica superou a amoniacal somente após 50 dias de incubação.

REFERÊNCIAS

- AITA, C. et al. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 359–368, mar, 2015.
- AITA, C. et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without Enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, p. 789–800, 2014.
- AITA, C. et al. Redução na velocidade da nitrificação no solo após aplicação de cama de aviário com dicianodiamida. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.43, n.8, p.1387-1392, 2013.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.42, n.1, p.95-102, jan. 2007.
- ALLEGRETTI, G.; SCHMIDT, V.; MACHADO, J. A. D. Sustentabilidade na suinocultura de terminação: indicadores ambientais de desempenho em um município gaúcho. **Ciência e Natura**, v. 36 ed. Especial II, p. 677-684, 2014.
- ALMEIDA, R. F. el al. Emissão de óxido nitroso em solos com diferentes usos e manejos: uma revisão. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v.8, n.2, p. 441-461, maio/ago, 2015.
- AMARAL, A. L. do. et al. **Boas Práticas de Produção de Suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 60p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 50).
- ANGNES, G. et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–375, 2013.
- ANGNES, G. **Emissões de gases no processo de compostagem de dejetos suínos**. 2012. 135 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina Florianópolis, 2012.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st Ed. American Public Health Association. Washington, DC, 2005.
- Associação Brasileira dos Criadores de Suínos (ABCS). **Mapeamento da suinocultura brasileira**. Brasília, DF, 2016. 376p.

Associação Brasileira dos Criadores de Suínos (ABCS). **Produção de suínos: teoria e prática**. Brasília, DF, 2014. 908p.

Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA). **Relatório anual 2016**. 2016. 136p.

BERTO, J. L. A sustentabilidade ambiental em regiões com concentração de suínos e aves no oeste catarinense: uma avaliação com base no balanço de nutrientes (N e P). In: MIRANDA, C. R. de, MIELE, M. (Org.). **Suinocultura e meio ambiente em Santa Catarina: indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009. p.45-69.

BONAMIGO A. et al. Manejo dos dejetos de suínos através do sistema de compostagem. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.7, n.3, p. 659-681, set./dez. 2014.

BREDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C. M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, 2000.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Instrução normativa nº 25, de 23 de julho de 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004.

CAMPOS, G. et al. A produção mais limpa na suinocultura do Distrito Federal. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 53., 2015, João Pessoa. **Anais...João Pessoa-PB**, 2015. 16p.

CHATSKIKH, D.; OLESEN, J.E. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. **Soil & Tillage Research**, v. 97, p. 5–18, 2007.

CHAVES, L.F. et al. Carbon dioxide efflux in a Rhodic Hapludox as affected by tillage systems in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 325–334, 2009.

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

DAÍ PRA, M. A et al. Compostagem de dejetos de suínos. **Revista: Tecno-lógica**. Santa Cruz do Sul, v. 12 n. 1, p. 28-32, jan./jun. 2008.

DALLA COSTA, O. A. et al. Desempenho, característica de carcaça, qualidade da carne e condição sanitária de suínos criados nas fases de crescimento e terminação nos sistemas confinado convencional e de cama sobreposta. **Ciência Rural**. v. 38, n. 8, nov, 2008.

DALLA COSTA, O. A. et al. **Sistema Alternativo de Criação de Suínos em Cama Sobreposta para Agricultura Familiar**. Embrapa Suínos e Aves, 2006. 7p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado técnico, 419).

DENNEHY, C. et al. Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11(3): 11, 2017.

DI, H. J.; CAMERON, K. C. Inhibition of nitrification to mitigate nitrate leaching and nitrous oxide emissions in grazed grassland: a review. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, p. 1401–1420, 2016.

DIAS, A. C. et al. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuária na produção de suínos**. Brasília, DF: ABCS; MAPA, 2011.

DIAS FILHO, M. B. **A fotossíntese e o aquecimento global**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 24p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 234).

DIAS, J. S (Ed.). **Nutrientes: do que as plantas precisam?** Universal de Fertilizantes S.A. out. 2012.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo BIPERS**, v.10, n.14, p.4-28, 2002.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. 353p.

FORNECK, E.; KLUG, J. Impactos sócio ambientais da suinocultura no oeste catarinense: do visível ao invisível. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE HISTÓRIA, 28., 2015, Florianópolis. **Anais...Florianópolis**, 2015. p. 14. Disponível em:<http://www.snh2015.anpuh.org/resources/anais/39/1428326734_ARQUIVO_Impactossocioambientaisdasuinoculturanooestecatarinense.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2016.

FUKUMOTO, Y. et al. 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.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Instrução Normativa nº 11 - Suinocultura**. Florianópolis: FATMA, 2014.

GIACOMINI, D. A. et al. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.49, n.7, p.521-530, jul. 2014.

GIACOMINI, S. J. et al. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.48, n.2, p.211-219, fev. 2013.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1653-1661, nov. 2006.

GONZATTO, R. et al. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v. 108, p. 1-11, mar. 2016.

GONZATTO, R. et al. Dicyandiamide as nitrification inhibitor of pig slurry ammonium nitrogen in soil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.46, n.5, p.802-808, mai, 2016.

GRANT, C.A. et al. **A importância inicial do fósforo no desenvolvimento inicial da planta**. Informações Agronômicas, Piracicaba, n. 94, p. 1-5, 2001.

HACK, E. C. et al. Geração de resíduos provenientes da suinocultura na região Oeste do Paraná: Um caso de insustentabilidade. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 10, n. 2, p. 21-36, 2011.

HIGARASHI, M.M. et al. Concentração de macronutrientes e metais pesados em maravalha de unidade de suínos em cama sobreposta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.3, p. 311-317, 2008.

IMAFLOA- Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Análise da evolução das emissões de GEE no Brasil (1990-2012): setor agropecuário**. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA). – São Paulo: Observatório do Clima, 2014. 32p.

IMAFLOA- Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor agropecuário**. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA).– São Paulo: Observatório do Clima, 2015. 57 p.

INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução e adaptação: Alfredo Scheid Lopes. 2. ed. rev. ampl. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177 p.

Intergovernmental Painel on Climate Change (IPCC) (2001) **TheThird Assessment Report, Climate Change 2001**. Cambridge Uni-versity Press, Cambridge.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. **Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 44 , p. 125-156, set. 2016.

JIANG, T. et al. Combined use of nitrification inhibitor and struvite crystallization to reduce the NH₃ and N₂O emissions during composting. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 210–218, 2016.

JUMA, N. G.; PAUL, E. A. Effect of nitrification inhibitor on N immobilization and release of ¹⁵N from nonexchangeable ammonium and microbial biomass. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 63, p. 167–175, 1983.

KELLIHER, F.M. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40 p. 1878–1882, 2008.

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

KIM, D-G.; SAGGAR, S.; ROUDIER, P. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, p.51–64, 2012.

KUHNEN, F. **Mineralização de nitrogênio de solos e de resíduo orgânico em laboratório e em campo**. 2013. 64 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2013.

KUNZ, A. et al. **Recomendações para uso de Esterqueiras para Armazenagem de Dejetos de Suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 4p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 361).

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, n. 3, p.28-35, jul./ago./set. 2006.

LI, Y. et al. Ammonia emissions and biodegradation of organic carbon during sewage sludge composting with different extra carbon sources. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 624-630, 2013.

LUO, Y. et al. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25(7), p. 1338-1345, 2013.

MATTEI, R.M. et al. Eficiência da dicianodiamida (DCD) na redução de emissão dióxido nitroso durante o processo de compostagem de dejetos de suínos. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON EMISSIONS OF GAS DUST FROM LIVESTOCK. 2015, Florianópolis. **Anais...Florianópolis-SC**, 4p. 2015.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2. ed. 2006. 729 p.

O'CALLAGHAN, et al. 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.

OLIVEIRA, P. A. V. de (Coord.) **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109 p. (PNMA, II).

OLIVEIRA, P. A. V. de.; HIGARASHI, M. M. **Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 39p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 114).

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. **Geração e utilização de Biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 42p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 115).

OLIVEIRA, P. A. V. de; NUNES, M. L. A. **Sustentabilidade ambiental da suinocultura**. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO, MERCADO E QUALIDADE DE CARNE DE SUÍNOS, 2002, Florianópolis. **Anais...Florianópolis, SC**: Gessulli Agribusiness: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

PAULO, R. M. et al. Avaliação da amônia emitida de camas sobrepostas e piso concretado utilizado na criação de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p. 210-213, 2009.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. de; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. 2001, Gramado. **Anais...**Gramado- RS, 2001.

PES, L.Z. et al. The primary sources of carbon loss during the crop-establishment period in a subtropical Oxisol under contrasting tillage systems. **Soil & Tillage Research**, v. 117, p. 163–171, 2011.

RANZI, T. J. D.; ANDRADE, M. A. N. Estudo de viabilidade de transformação de esterqueiras e bioesterqueiras para dejetos de suínos em biodigestores rurais visando o aproveitamento do biofertilizante e do biogás. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL. 2004, Campinas. **Anais...** Campinas- SP, 2004. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022004000100058&lng=en&nrm=abn>. Acesso em: 12 Out. 2015.

RHODEN, A. et al. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria v.36, n.6, p.1780-1787, nov/dez, 2006.

SARDÁ, L.G. **Efeito do uso de aditivos químicos no processo de compostagem de dejetos suínos**. 2016. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

SARDÁ, L.G. et al. Efeito da utilização de aditivo na emissão de GEE durante o processo de compostagem de dejetos de suínos. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON EMISSIONS OF GAS DUST FROM LIVESTOCK, 2015, Florianópolis. **Anais...**Florianópolis-SC, 4p. 2015.

SARDÁ, L. G. et al. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.9, p.1008–1013, 2010.

SARDÁ, L. G. **Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos e a redução da emissão de gases poluentes**. 2009. 98 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO (SEAB). **Suinocultura – análise da conjuntura agropecuária**, 2013. Disponível em:

<http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/SuinoCultura_201_2013.pdf>. Acesso em: 13 Ago. 2015.

SERPA FILHO, R. et al. Compostagem de dejetos de suínos. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.6, n.1, p. 47-78, jan./abr. 2013.

SILVA, C. L. da; BASSI, N. S. S. Análise dos impactos ambientais no oeste catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa Suínos e Aves. **Informe Gepec**, Toledo, v.16, n.1, p.128-143, 2012.

SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **Journal of Agricultural Research**. v.11, p. 3733-3740, 2016.

SOUZA, R. B. de.; ALCÂNTARA, F. A. de. **Adubação no sistema orgânico de produção de hortaliças**. Circular Técnica. Brasília, DF Jul., 2008.

SUBBARAO, G. V. et al. Scope and Strategies for Regulation of Nitrification in Agricultural Systems-Challenges and Opportunities. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 25, p. 303–335, 2006.

VALENTE, B.S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, v. 58, p. 59-85, 2009.

YAMADA, T. **Melhoria na eficiência da adubação aproveitando as interações entre nutrientes**. Piracicaba, SP. Informações Agronômicas nº 100, dez., 2002.

WU, D. L. et al. Dicyandiamide Reduces Nitrous Oxide Emission in Paddy Soils. **Austin Journal of Biotechnology & Bioengineering**, v. 2, p. 1-7, 2015.

ZHONG, J. et al. Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. **Atmospheric Environment**, v. 81, p. 348-355.