

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO EM
PLANTIO DIRETO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE
NITRIFICAÇÃO: EFEITO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO
NITROSO E AMÔNIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Rogério Gonzatto

**Santa Maria, RS, Brasil
2012**

**INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO EM PLANTIO
DIRETO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO:
EFEITO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA**

Rogério Gonzatto

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

Orientador: Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2012

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Gonzatto, Rogério

INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO EM PLANTIO DIRETO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: EFEITO SOBRE AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA / Rogério Gonzatto.-2012.

84 p. ; 30cm

Orientador: Celso Aita

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2012

1. Suinocultura 2. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo 3. Inibidor de nitrificação (Diclanodiamida) 4. Emissão de óxido nitroso 5. Volatilização de amônia I. Aita, Celso II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO EM PLANTIO DIRETO
ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: EFEITO SOBRE
AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA**

elaborada por
Rogério Gonzatto

Como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Frederico Costa Beber Vieira, Dr. (UNIPAMPA)

Santa Maria, 09 de novembro de 2012.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo a Deus por me fazer persistir.

Aos meus pais Valdir e Eni pelos ensinamentos, amor, incentivo, carinho, educação. Aos meus irmãos Eduardo e Débora pela convivência, apoio e companheirismo. Aos alegres Maximiliano e Gracieli e aos pequenos João Augusto e Maria Eduarda. Amo muito vocês.

Ao professor Celso Aita pela orientação e auxílio durante a execução deste trabalho.

Ao professor Sandro Giacomini pela co-orientação, companheirismo, sugestões e pelo infinito espírito de atleta.

A minha amada Caciara pelo companheirismo nos momentos de angústia, pelos valiosos conselhos e por dividir a sua infinita serenidade. Sou eternamente grato por fazer acreditar em mim mesmo.

A prima emprestada Janine pelos momentos de amizade, alegria e descontração.

Aos amigos e pós-graduandos do LABCEN, Alessandra Bacca, Ezequiel (Keko), Rafael (Cantú), Eduardo Lorensi, Daniela Santos, Mariangela (Mari). Todos vocês de alguma forma ajudaram para que este trabalho fosse realizado. A todos os colegas do PPGCS.

Aos grandes colegas/amigos/irmãos Stefen Pujol, Alexandre Doneda e Tércio Michael Eickoff (terceiro irmão) pela amizade, ajuda, apoio, palavras de motivação, pela calma em ensinar e pelas caronas trocadas, além das boas risadas de fim de tarde.

Aos amigos e bolsistas do LABCEN, Diego (Giacomini), Juliano (Juli), Patrícia, Thiago, Paula, Ricardo (Piozão), Luis (Piozinho), Alexandre (Tocaio), Adônis, Roberto, Géssica (Gé), Eduarda, Fabrício, Indiará (Indi), Guilherme, Marlon. Sem vocês este trabalho não teria sido realizado. A qualidade de nosso trabalho reflete a nossa união. Sou grato a cada um de vocês que não mediram esforços para a melhor execução do trabalho.

Aos companheiros do “Grupo do professor Sandro”, do futebol e do churrasco.

Aos amigos e ex-colegas Douglas e Janquieli, mesmo estando longe, pela amizade e conselhos.

Aos funcionários e amigos do Departamento de Solos, Michel, Rose, Paulo Giacomini (Paulinho), Carlos Vargas (Negão), Luis Finamor (Fina) e Héverton pelo auxílio e amizade.

Aos amigos Cristiano (Cri), Renato (Sassi), Renan, pela amizade e momentos de descontração.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

Não seria nada sem um pouco de cada um de vocês!

Querem que vos ensine o modo de chegar à ciência verdadeira? Aquilo que se sabe, saber que se sabe; aquilo que não se sabe, saber que não se sabe; na verdade é este o saber.

Confúcio

Se não puder se destacar pelo talento, vença pelo esforço.

Dave Weinbaum

Não há saber mais ou saber menos: Há saberes diferentes.

Paulo Freire

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO EM PLANTIO DIRETO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: EFEITO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA

AUTOR: ROGÉRIO GONZATTO

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e local da defesa: Santa Maria, 09 de novembro de 2012.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo pode resultar em perdas de nitrogênio (N) através da volatilização de amônia (NH_3) e da emissão de óxido nitroso (N_2O), as quais reduzem a eficiência dos dejetos líquidos de suínos (DLS) como fonte de N às culturas, além de impactarem negativamente o ambiente e a saúde humana e animal. Entre as estratégias em estudo em outros países para atenuar esses problemas destacam-se a injeção dos DLS no solo e o uso de inibidores de nitrificação. No Brasil a pesquisa nessa área ainda é incipiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência da injeção de DLS no solo e do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) em reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 e as emissões de N_2O em plantio direto de milho. O trabalho foi realizado de dezembro de 2011 a maio de 2012 na Universidade Federal de Santa Maria e os tratamentos avaliados foram os seguintes: T1- testemunha; T2- N uréia + PK; T3- DLS em superfície; T4- DLS em superfície + DCD; T5- DLS injetado e T6- DLS injetado + DCD. A dose de DCD (10 kg ha^{-1}) foi misturada à dose de DLS ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) no momento da sua aplicação no campo. A aplicação de DLS aumentou as emissões de NH_3 e de N_2O . Embora a estratégia de injetar os DLS tenha sido eficiente no controle das emissões de NH_3 , reduzido-as em 97,5%, ela aumentou as emissões de N_2O em 49,4%, em relação à aplicação dos DLS na superfície do solo. Contudo, o inibidor de nitrificação (DCD), aplicado junto com os dejetos, reduziu as emissões de N_2O em 62,0% na aplicação em superfície e em 69,3% com a injeção no solo, sem afetar a perda de N por volatilização de NH_3 . Os resultados deste trabalho indicam que a injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo em plantio direto, combinada ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), é uma estratégia eficiente para mitigar o potencial poluidor do ambiente pelos DLS, além de preservar o valor fertilizante dos mesmos como fonte de N às culturas.

Palavras-chave: gases de efeito estufa, Dicianodiamida, volatilização, desnitrificação.

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

INJECTION OF PIG SLURRY IN THE SOIL COMBINED WITH AN NITRIFICATION INHIBITOR UNDER NO-TILL: EFFECT ON NITROUS OXIDE EMISSIONS AND AMMONIA

AUTHOR: ROGÉRIO GONZATTO

ADVISOR: CELSO AITA

Date: Santa Maria, 2012-11-09.

The application of pig slurry into the soil can result in losses of nitrogen (N) through volatilization of ammonia (NH₃) and the emission of nitrous oxide (N₂O), which reduce the efficiency of pig slurry (PS) as source of N to crops, besides adversely affecting the environment, human and animal health. Among strategies under investigation in other countries to mitigate these problems includes the injection of PS in soil and the use of nitrification inhibitors. In Brazil, the research in this area is still in initial stages. Therefore, the aim of this study was to evaluate the efficiency of injecting PS into the soil and the application of nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) in reducing N losses through volatilization of NH₃ and N₂O emissions in no-till corn. The study was conducted from December 2011 to May 2012 at the Federal University of Santa Maria and the treatments were: T₁-control; T₂-urea-N + PK; T₃-PS surface; T₄- PS surface + DCD; T₅-injected PS and T₆- PS injected + DCD. The dose of DCD (10 kg ha⁻¹) was mixed with PS (50 m³ ha⁻¹) at the time of its application in the field. The application of PS increased emissions of N₂O and NH₃. Although the strategy of injecting the PS has been efficient in controlling of emissions of NH₃, by reducing it to 97,5%, however, it increased N₂O emissions by 49,4%, in comparison to the application of PS on soil surface. The application of DCD with PS reduced N₂O emissions by 62,0% in surface application and by 69,3% when PS was injected while N loss through volatilization of NH₃ was unaffected. The results of this study indicates that injection of pig slurry into the soil under no tillage, combined with the use of the nitrification inhibitor dicyandiamide, is an effective strategy to mitigate the potential pollution of the environment by PS, in addition to preserving the value of fertilizer as source of N to the plants.

Keywords: greenhouse gas, dicyandiamide, volatilization, denitrification.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1. Fluxos de amônia (NH_3) após aplicação dos tratamentos em pré-semeadura (A) e após aplicação de uréia em cobertura (B) do milho. As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%). As siglas indicam: Test. - testemunha; DLS - Dejetos líquidos de suínos; Sup - aplicação superficial; Inj - injeção no solo e DCD - Dicianodiamida. 29

Figura 2. Volatilização acumulada de amônia (NH_3) após aplicação dos tratamentos em pré-semeadura (A). Reaplicação de uréia em cobertura (B). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%). As siglas indicam: DLS - Dejetos líquidos de suínos, Sup - aplicado em superfície Inj - injetado; Uréia - adubação mineral e DCD - Dicianodiamida. 39

Figura 3. Porcentagem do nitrogênio amoniacal e do total aplicado com os dejetos e com a uréia perdidos por volatilização. As letras maiúsculas e minúsculas sobre as barras representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%) para N total e N amoniacal respectivamente. As letras e siglas indicam: Uréia na pré-semeadura (S), uréia em cobertura (R). Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicado em superfície (Sup) e injetado (Inj); adubação mineral (Uréia) e dicianodiamida (DCD). 42

ARTIGO II

Figura 1. Precipitações ocorridas, irrigações realizadas e temperatura média do ar durante o período de análise de N_2O do experimento. As setas indicam o dia das irrigações. 56

Figura 2. Emissões de N_2O durante o período de avaliação. As letras e siglas indicam A: aplicação dos dejetos líquidos de suínos em superfície (DLS Sup) e injetado (DLS Inj), com e sem adição de Dicianodiamida (DCD), e adubação mineral (Uréia) e; A: Aplicação; S: semeadura; U: reaplicação do N - uréia e C: colheita. 61

Figura 3. Espaço poroso saturado por água (EPSA) (a), N mineral amoniacal (NH_4^+) (b) e nítrico (NO_3^-) (c) do solo durante o período de coleta. As siglas e letras indicam: Testemunha (Test), dejetos líquidos de suíno em superfície (DLS Sup), mais Dicianodiamida (DLS Sup + DCD), DLS injetado (DLS Inj) e mais DCD (DLS Inj + DCD), dentro (D) e fora (F) do sulco de injeção. U: reaplicação do N-uréia; A: aplicação. 64

Figura 4. Emissão acumulada de N- N_2O após aplicação dos dejetos líquidos de suínos no milho. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. As siglas indicam: Testemunha (Test), dejetos líquidos de suíno em superfície (DLS Sup), mais Dicianodiamida (DLS Sup + DCD), DLS injetado (DLS Inj) e mais DCD (DLS Inj + DCD). 71

Figura 5. Porcentagem do nitrogênio amoniacal e do total aplicado com os dejetos e com a uréia perdidos como óxido nitroso (N_2O). As letras fora das barras (maiúsculas para NTA e minúsculas para NAA) representam a diferença mínima significativa pelo teste de LSD (5%). As letras e siglas indicam: Uréia na pré-semeadura e cobertura (Uréia), nitrogênio amoniacal

(NAA) e total (NTA). Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicado em superfície (Sup) e injetado (Inj) e dicianodiamida (DCD)..... 73

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1. Médias diárias de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m s^{-1}) durante o período de avaliação da volatilização de amônia. Santa Maria - RS, 2012. 23

Tabela 2. Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), da palha de trigo e quantidades adicionadas de carbono (C), nitrogênio (N) e de matéria seca (MS) ao solo com os materiais orgânicos. Santa Maria - RS, 2012..... 24

Tabela 3. Nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nítrico (N-NO_3^-) no solo, um dia após aplicação dos dejetos líquidos suínos (DAP) (0-5 cm de profundidade) e no fim do período de avaliação da volatilização de amônia (oito DAP) (0-5 cm e 5-10 cm de profundidade), com e sem o inibidor da nitrificação dicianodiamida (DCD)..... 30

ARTIGO II

Tabela 1. Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), da palha de trigo e quantidades adicionadas de carbono (C), nitrogênio (N) e matéria seca (MS) ao solo com os materiais orgânicos. Santa Maria - RS, 2012. 57

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	14
2	ARTIGO I - VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA APÓS A INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS AO SOLO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO	18
2.1	Resumo	18
2.2	Abstract	19
2.3	INTRODUÇÃO	20
2.4	MATERIAL E MÉTODOS	22
2.4.1	Localização, delineamento experimental e dejetos	22
2.4.2	Volatilização de Amônia	25
2.4.3	Análise estatística	27
2.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
2.5.1	Fluxos de amônia.....	27
2.5.1.1	Efeito da fonte de nitrogênio (dejetos x uréia)	27
2.5.1.2	Efeito do método de aplicação dos dejetos (superfície x injetada).....	33
2.5.1.3	Efeito da adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos	36
2.5.1.4	Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia.....	38
2.6	CONCLUSÕES	43
2.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
3	ARTIGO II – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO COM A INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS AO SOLO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO	51
3.1	Resumo	51
3.2	Abstract	52
3.3	INTRODUÇÃO	53
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	55
3.4.1	Local, solo e clima.....	55
3.4.2	Delineamento experimental, tratamentos e aplicação dos dejetos	56
3.4.3	Avaliação das emissões de N ₂ O	58
3.4.4	Análise estatística	60
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
3.5.1	Fluxo de N ₂ O durante o cultivo do milho.....	60
3.5.2	Efeito do método de aplicação dos dejetos nas emissões de N ₂ O	65

3.5.3	Efeito do inibidor de nitrificação (DCD) nas emissões de N ₂ O	68
3.5.4	Emissão acumulada de N ₂ O e fator de emissão (% do N adicionado)	70
3.6	CONCLUSÕES	74
3.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
4	PERSPECTIVAS FUTURAS	84

1 INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura brasileira vem se expandindo e aumentando sua competitividade através da adoção de novas tecnologias e da intensificação de seu sistema produtivo. Como resultado disso, o Brasil figura entre os principais produtores, exportadores e consumidores de carne suína do mundo, estando esta atividade concentrada principalmente nos estados da região Sul (IBGE, 2010), porém com forte expansão nos últimos anos para o Centro-Oeste (PEREIRA et al., 2008).

Com um rebanho de 38,9 milhões de cabeças, o Brasil é o quarto maior exportador mundial de carne suína, sendo que 47,9% do rebanho está concentrado na região Sul (IBGE, 2010), onde a suinocultura é praticada principalmente em áreas com relevo acidentado, e sob sistema de confinamento total e intensivo dos animais em todas as fases do ciclo produtivo (KUNZ et al., 2005). Esse modelo de criação exige a higienização frequente das instalações, o que implica no alto consumo de água e na geração de grande volume de dejetos. Considerando a produção média de dejetos por suíno em fase de terminação, de 7 litros de dejetos dia⁻¹ (KONZEN et al., 1997), o rebanho da região Sul do Brasil produz em torno de 130 mil m⁻³ de dejetos animal dia⁻¹, para os quais é necessário um destino adequado. A prática predominante de manejo destes consiste na sua aplicação no solo, devido principalmente à sua simplicidade, baixo custo e ao seu potencial fertilizante as culturas (KUNZ et al., 2005).

Nos dejetos de suínos são encontrados diversos micronutrientes e macronutrientes, com destaque para o nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), (SÁNCHEZ; GONZÁLES, 2005), sendo que o N, além de ser o nutriente encontrado em maior quantidade, encontra-se principalmente na forma amoniacal quando os dejetos são aplicados no campo (VALLEJO et al., 2005; YAGUE, QUÍLEZ, 2010). Após ser aplicado no solo esse N amoniacal sofre diversas transformações, que pode resultar em perdas do nutriente, comprometendo o seu fornecimento e a produtividade das culturas, especialmente das gramíneas, cuja demanda em N é elevada.

Por ser um recurso disponível nas propriedades rurais, em muitas situações os dejetos de suínos são distribuídos no solo como uma forma de descarte dos mesmos, sem a devida preocupação com relação às quantidades aplicadas e nem com o modo e a época de aplicação. Por isso, o seu uso como fertilizante às culturas, particularmente como fonte de N pode resultar em poluição ambiental, pois quando esgotada a capacidade de suporte do solo em receber N (LUO et al., 2010), o excedente do N aplicado com os dejetos pode ser perdido,

tanto para a atmosfera nas formas gasosas de amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O), como para águas de subsuperfície, por lixiviação de nitrato (NO_3^-) e de superfície, como amônio (NH_4^+) e N orgânico via escoamento (GIACOMINI; AITA, 2006; VELTHOF; MOSQUERA, 2011).

Quanto ao potencial dos dejetos em provocar poluição ambiental, destaca-se as emissões de N_2O como um dos mais importantes gases de efeito estufa (GEE). Além de possuir um potencial de aquecimento global (PAG) 300 vezes superior ao do CO_2 (IPCC, 2007), ele é o principal responsável pela depleção da camada de ozônio (PORTMANN et al., 2012). Com relação à volatilização de NH_3 , ela contribui para as emissões indiretas de N_2O (ZAMAN et al., 2010), prejudica a saúde humana (GAY; KNOWLTON, 2009), produz chuva ácida (ZAMAN et al., 2009) e, após sua deposição, pode levar à eutrofização de ecossistemas aquáticos e acidificação do solo (NDEGWA et al., 2008). Além de poluírem o ambiente, as emissões gasosas de N, tanto na forma de NH_3 como de N_2O , reduz o potencial fertilizante dos dejetos, como fonte de N às plantas resultando em prejuízo econômico.

No Brasil, as emissões de N_2O relacionadas ao setor agropecuário aumentaram em 42% no período entre 1990 e 2005 (BRASIL, 2010). Este fato tem preocupado pesquisadores e órgãos ambientais, pois, acompanhando a demanda global por alimentos, o setor pecuário vem se desenvolvendo em ritmo cada vez mais acelerado (LESSCHEN et al., 2011), aumentando também o volume de dejetos produzidos. Como resultado desse crescimento e da substituição da produção animal de subsistência por uma mais industrial (KUNZ et al., 2009) as emissões de NH_3 e N_2O para atmosfera também aumentaram (MA et al., 2012). Diante desse cenário cresce também a preocupação com os impactos ambientais gerados pela suinocultura (PALHARES, 2009). Em países como a Holanda, os produtores são obrigados por lei a aplicar os dejetos no solo usando técnicas que reduzem as emissões de NH_3 (WEBB et al., 2005). No Brasil, apesar das leis serem mais brandas, a meta projetada para 2020 é reduzir entre 36 e 38% as emissões de gases de efeito estufa do setor agrícola como um todo (CERRI et al., 2010).

Diante deste cenário, a pesquisa no Brasil (KONZEN et al., 1997; KUNZ et al., 2009; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012) e em outros países (WEBB et al., 2010; VANDERZAAG et al., 2011; KIM et al., 2012) vem buscando estratégias de uso dos dejetos animais que sejam eficientes na redução dos impactos negativos dos mesmos sobre o ambiente. Apesar dos avanços já alcançados ainda existem muitas dúvidas sobre os impactos da aplicação de dejetos suínos nas condições de solo e clima do Brasil.

A aplicação de dejetos diretamente sobre a superfície do solo favorece a volatilização de NH_3 , a qual represente uma das principais processos de perda de N para atmosfera

(SMITH et al., 2009). Nos trabalhos de Jackson et al. (2000) e Thompson; Meisinger (2002) de 70 a 75% do N total aplicado com os dejetos suínos foi perdido por volatilização. Uma estratégia eficiente no controle da volatilização é a incorporação dos dejetos no solo (SØGAARD et al., 2002; HUIJSMANS et al., 2003). No entanto a incorporação dos dejetos é incompatível com o sistema de plantio direto, pois esse sistema não permite o revolvimento do solo. Visando aplicar os dejetos com a mínima mobilização do solo, a injeção subsuperficial mostra-se uma alternativa eficiente no controle da volatilização, a qual segundo Misselbrook et al. (2002) pode reduzir em até 70% a volatilização comparada à aplicação superficial de dejetos bovino em pastagem. Ao injetar dejetos líquidos de suínos no milho, em plantio direto, Damasceno (2010) encontrou que essa prática reduziu em 27 vezes a emissão de NH_3 em relação à aplicação superficial dos dejetos. Embora haja um consenso de que a incorporação e a injeção dos dejetos no solo reduzem as perdas de N por volatilização de NH_3 , Todavia, essa eficiência da injeção dos dejetos em controlar as emissões de NH_3 a magnitude dessa redução depende das condições do solo e do ambiente, das características dos dejetos e do próprio desempenho do injetor utilizado (MAGUIRE et al., 2011).

Se por um lado, a injeção de dejetos no solo reduz a volatilização de NH_3 , por outro essa prática parece aumentar a perda de N através da emissão de N_2O . Velthof; Mosquera, (2011) ao injetar dejetos de suínos e bovinos em duas profundidades, em pastagem de azevém e no milho, constataram que, em ambos os casos a emissão de N_2O foi maior com a injeção do que com a aplicação em superfície. Apesar de não encontrar diferenças significativas nas perdas cumulativas no final do experimento, Vallejo et al. (2005) verificaram que a injeção de dejetos suíno a 5 cm de profundidade no solo aumentou em 34,6% as emissões de N_2O .

Outra estratégia que apresenta potencial para reduzir o passivo ambiental decorrente do uso agrícola dos dejetos de suínos são os inibidores de nitrificação (IN), os quais retardam a oxidação do amônio (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) sem interferir na oxidação subsequente deste para nitrato (NO_3^-) (SINGH; VERMA, 2007). Ao manter o N na forma de NH_4^+ , os IN reduzem a mobilidade do N no solo, reduzindo as perdas de N como NO_3^- e N_2O (DI et al., 2010) e com isso melhorando o fornecimento de N às plantas. Portanto, o uso de IN de nitrificação visa obter benefícios econômicos e ambientais. Entre os inibidores de nitrificação já identificados, e que podem ser misturados com dejetos de animais, a dicianodiamida (DCD) tem se mostrado eficiente no controle da lixiviação de NO_3^- (CARNEIRO et al., 2011) e das emissões de N_2O (DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). Apesar do alto custo comparado a outros inibidores, a sua boa solubilidade em dejetos líquidos (AMBERGUER, 1989) e baixa volatilidade (GILTRAP et al., 2010) torna a DCD um dos inibidores de

nitrificação mais utilizados com dejetos líquidos de animais. Apesar disso, a eficácia da DCD no campo, depende de uma série de fatores químicos, físicos e biológicos. Em solos com ampla variação de pH (MKHABELA et al., 2006b), teores elevados de umidade (MERINO et al., 2002) e sob temperaturas elevadas (KELLIHER et al., 2008) esse inibidor pode ter sua eficiência reduzida.

As estratégias empregadas para reduzir as perdas de NH_3 podem afetar as emissões de N_2O e vice-versa, o que evidencia a necessidade de uma abordagem global, envolvendo sistema solo-planta-atmosfera a fim de evitar o conflito de objetivos. Para Luo et al. (2010) é necessário controlar as perdas de NH_3 quando são empregadas técnicas para reduzir as emissões de N_2O . O efeito individual de cada estratégia pode não ser necessariamente cumulativo. Isso é verdadeiro, particularmente quando o alvo é a mesma fonte de N, no caso os dejetos líquidos de suínos. Considerando a carência de estratégias de manejo dos dejetos de suínos nas condições tropicais e subtropicais do Brasil, é preciso intensificar os estudos em novas técnicas de aplicação e aditivos que atuem no controle das perdas de N para atmosfera. Somente a partir do entendimento dos processos envolvidos, condições de solo e clima que controlam as emissões de N_2O e NH_3 , que o manejo mais adequado para reduzir as emissões desses dois gases poderá ser identificado.

Diante da eficiência da injeção dos dejetos em reduzir a volatilização de NH_3 e da DCD às emissões de óxido nitroso, pode-se formular a hipótese de que a combinação das duas estratégias é uma alternativa promissora para amenizar os efeitos negativos dos dejetos aplicados indevidamente no solo, sobre a economia, a saúde e ao ambiente. Este estudo tem o objetivo de avaliar a eficiência da injeção de dejetos líquidos de suínos associada ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) como estratégias para reduzir a volatilização de amônia e as emissões de óxido nitroso na cultura do milho em plantio direto.

2 ARTIGO I - VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA APÓS A INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS AO SOLO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO

2.1 Resumo

As perdas gasosas de nitrogênio (N), principalmente por volatilização de amônia (NH₃), após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto têm implicações econômicas e ambientais importantes, exigindo a busca de estratégias que visem a sua redução. A injeção dos DLS no solo e o uso de inibidores de nitrificação podem reduzir essas perdas, embora esse tema ainda seja pouco pesquisado no Brasil. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito do modo de aplicação dos DLS em plantio direto de milho (superfície x injeção no solo), associado ao uso do inibidor de nitrificação – dicianodiamida (DCD), sobre as perdas de N por volatilização de NH₃. O experimento foi conduzido em condições de campo, aplicando-se 50 m³ ha⁻¹ de DLS em superfície e injetados no solo, sobre resíduos culturais de trigo, com e sem a aplicação de DCD (10 kg ha⁻¹). O delineamento experimental foi o de blocos casualizados e com quatro repetições dos seguintes tratamentos: T1- Testemunha sem dejetos (Test), T2- adição de N-uréia (Uréia), T3- DLS em superfície (DLS Sup), T4- DLS em superfície com DCD (DLS Sup + DCD), T5- DLS injetado (DLS Inj) e T6- DLS injetado com DCD (DLS Inj + DCD). A perda acumulada de NH₃ durante as 197 horas do experimento foi 9,4 kg N ha⁻¹ com aplicação dos dejetos na superfície do solo, superando em 94,7% quando os DLS foram injetados, sendo que dos 9,4 kg de N-NH₃ perdidos (7,8% do N amoniacal adicionado), 83,0% foram emitidos nas primeiras 29 horas após a aplicação dos DLS. A adição de DCD aos dejetos não teve efeito sobre as emissões de NH₃, independente da modalidade de aplicação dos dejetos. A injeção de dejetos líquidos de suínos no solo é uma estratégia eficaz para controlar as perdas de N por volatilização de NH₃ em plantio direto, independente do uso ou não do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).

Palavras-chave: adubação orgânica, suinocultura, plantio direto, dicianodiamida (DCD).

2.2 Ammonia volatilization after injection of pig slurry in the soil associated with an inhibitor nitrification

2.2 Abstract

The gaseous losses of nitrogen (N), mainly due to volatilization of ammonia (NH_3), after application of pig slurry (PS) in no tillage have important economic and environmental implications, which require finding out strategies to minimize them. The injection of PS in soil and the use of nitrification inhibitors can reduce these losses, although this strategy is still little studied in Brazil. The aim of this study was to evaluate the effect of mode of application of PS in no-till corn (surface X soil injection) combined with the use of nitrification inhibitor - dicyandiamide (DCD) on the N losses through volatilization of NH_3 . The experiment was conducted under field conditions, by applying $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ PS either surface or injected into the soil, on wheat crop residues, with or without the application of DCD (10 kg ha^{-1}). The experimental design was a randomized complete block design with four replications of the following treatments: T₁ - control without PS (Test), T₂ - urea-N (Urea), T₃ - PS surface (PS Sur), T₄ - PS in surface with DCD (PS Sur + DCD), T₅ - Injected PS (PS Inj) and T₆- PS injected with DCD (DCD + Inj PS). The cumulative loss of NH_3 during the initial 197 hours of the experiment was 9.4 kg N ha^{-1} with application of PS on the soil surface, surpassing by 94,7% when the PS were injected, and the 9,4 kg of N- NH_3 lost (7,8% of ammonia nitrogen added), 83,0% was emitted in the first 29 hours after application of PS. The addition of DCD to the PS had no effect on NH_3 emissions, regardless of the mode of application of manure. The injection of pig slurry into the soil is an effective strategy for controlling N losses through volatilization of NH_3 in no tillage, regardless of combining with or without the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD).

Keywords: organic manure, piggery, no-tillage, dicyandiamide (DCD)

2.3 INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma importante atividade econômica e social do setor agropecuário do Brasil, especialmente dos estados da região Sul, onde está concentrado o maior efetivo nacional de suínos (IBGE, 2010). No entanto, o sistema de confinamento intensivo dos animais adotado pelos produtores, é altamente poluidor do ambiente, podendo afetar negativamente a qualidade, da água, do ar e do solo.

O passivo ambiental associado à suinocultura é consequência da produção concentrada dos animais em pequenas áreas agrícolas, as quais não possuem capacidade de absorver o grande volume de dejetos líquidos gerados. Já é amplamente conhecido o efeito positivo dos dejetos líquidos de suínos (DLS) como fonte de nutrientes às plantas (SMITH et al., 2007; BHANDRAL et al., 2009), principalmente às gramíneas (MIRANDA et al., 2012). Dos elementos presentes nos dejetos, o nitrogênio (N) é um dos mais importantes, pois, além de ser essencial ao crescimento das plantas, é altamente dinâmico no ambiente, representando um fator chave para a sustentabilidade e viabilidade dos sistemas agrícolas. A forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_{3(\text{g})}$) predomina nos DLS, representa a maior parte, podendo alcançar mais de 70% do N total (SÁNCHEZ; GONZÁLES, 2005; MEIJIDE et al., 2007). No Sul do Brasil, a aplicação dos dejetos é realizada, principalmente em plantio direto, sobre os resíduos culturais. Essa prática favorece as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3), pois expõe os DLS à radiação solar e a ação dos ventos, que são os dois fatores climáticos que exercem maior efeito sobre tais perdas.

A emissão de NH_3 para a atmosfera representa a principal via de perda de N após a aplicação de dejetos animais na superfície do solo. Para Bouwman et al. (2002), 23% das emissões globais de NH_3 são oriundas do uso de dejetos animais como fertilizante às culturas. Analisando a situação a partir de uma perspectiva agrícola, as perdas de N por volatilização de amônia reduzem o potencial fertilizante dos dejetos (SMITH et al., 2009), embora não se restrinjam apenas a perdas econômicas. A NH_3 também pode provocar danos ambientais, através da produção de chuva ácida (ZAMAN et al., 2009), eutrofização das águas, acidificação do solo (AMON et al., 2006) e, após sua deposição no solo, pode ser responsável, indiretamente, pela produção de óxido nitroso (N_2O) (ZAMAN et al., 2010). Além disso, a NH_3 reage na atmosfera produzindo matéria particulada de diâmetro menor que 2,5 micras, que podem provocar problemas respiratórios quando os indivíduos são submetidos à exposição prolongada a esta substância (GAY; KNOWLTON, 2009).

A volatilização de NH_3 é influenciada por vários fatores, que atuam de modo interativo. Por isso, para reduzir as emissões desse gás para atmosfera é necessário uma abordagem mais ampla desse processo físico-químico. Quando os dejetos são aplicados ao solo, as características inerentes aos próprios dejetos, com destaque para a matéria seca, o pH e o teor de N amoniacal (SOMMER et al., 2001), as condições edafoclimáticas, como umidade e temperatura do solo (SMITH et al., 2000), a capacidade de troca de cátions (KIM et al., 2012) e a velocidade do vento (HUIJSMANS et al., 2003) são os principais fatores que controlam as emissões de amônia. A intensidade com que esses fatores interferem nas emissões de NH_3 varia de acordo com a forma de aplicação dos dejetos, que pode ser na superfície, incorporação ou injeção no solo (HUIJSMANS et al., 2003).

A busca por estratégias que reduzam as perdas de NH_3 após a aplicação de DLS no solo é essencial para melhorar a eficiência de utilização do N dos mesmos pelas plantas, além de oferecer indicações para melhorar a gestão dos dejetos com vistas à mitigação de seus impactos ambientais e a sua reincorporação no sistema produtivo. Entre as várias técnicas que podem contribuir para mitigar as emissões de NH_3 (NDEGWA et al., 2008), a incorporação dos dejetos animais no solo vem se destacando pela sua eficiência (ROCHETE et al., 2001; SØGAARD et al., 2002; SOMMER et al., 2004). No entanto, a mobilização do solo provocada pela incorporação dos dejetos é incompatível com o sistema de plantio direto. Para contornar esse problema, a injeção subsuperficial dos dejetos é a alternativa mais adequada (SMITH et al., 2000), pois reduz a área de exposição dos dejetos à ação do sol e do vento em relação a sua aplicação na superfície do solo (MAGUIRE et al., 2011; DELL et al., 2012).

Embora a injeção dos dejetos em subsuperfície no solo possa reduzir em até 90% a volatilização de NH_3 (WEBB et al., 2010) a eficiência dessa estratégia pode variar com o tipo e a umidade do solo (HUIJSMANS et al., 1998; RODHE; ETANA, 2005). Além disso, o efeito dessa prática sobre as emissões de NH_3 , especialmente quando combinado com outras estratégias, como o uso de inibidores de nitrificação, ainda não é suficientemente conhecido. Diversos trabalhos comparando a eficiência de inibidores de nitrificação, com destaque para a Dicianodiamida (DCD), em reduzir as perdas de N por lixiviação de nitrato (NO_3^-) (DI et al., 2007a; SINGH et al., 2009) e a emissão de óxidos de nitrogênio (N_2O , N_2 , NO_x) (VALLEJO et al., 2005; DI et al., 2007b; ZAMAN et al., 2009; AKIYAMA et al., 2010). No entanto, são escassos os trabalhos com adição de DCD aos dejetos animais, e cujos resultados são, muitas vezes além de contraditórios, não relatam claramente os efeitos do inibidor de nitrificação sobre as emissões de NH_3 . A DCD tem efeito bacteriostático, inibindo a ação da enzima amônia mono oxigenase (AMO), no primeiro estágio da nitrificação, que é a oxidação do

NH_4^+ para NO_2^- . Desta forma, o período de permanência do N na forma amoniacal (SINGH; VERMA, 2007) é prolongado. Devido a esse modo de ação da DCD, alguns autores que trabalharam com dejetos de animais, principalmente com urina, constataram que a DCD aumentou a volatilização de NH_3 (TAO et al., 2008; ZAMAN et al., 2009; DAMASCENO, 2012; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010). No entanto, outros estudos não reportam efeito algum da DCD sobre a volatilização (MKHABELA et al., 2006a; MKHABELA et al., 2006b; TAO et al., 2008; PUJOL, 2012). Há raras situações em que houve redução da volatilização de NH_3 quando dejetos animais foram aplicados em mistura com DCD (DENDOOVEN et al., 1998).

A busca de estratégias de uso dos dejetos animais que visem reduzir as emissões gasosas de N é fundamental para manutenção da suinocultura no País. Tais estratégias precisam ser eficientes no controle das perdas de N por volatilização de NH_3 e, sobretudo, compatíveis com o atual sistema de plantio direto. Damasceno (2010), estudando o efeito da injeção de DLS no solo, associada a um inibidor de nitrificação, mostrou que além de atender os preceitos do plantio direto, a combinação dessas duas estratégias também reduziu a volatilização de NH_3 . Diante disso, o objetivo deste trabalho foi o avaliar a eficiência do uso combinado da injeção subsuperficial dos DLS no solo com a adição de dicianodiamida no controle da volatilização de amônia em plantio direto, na cultura do milho.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Localização, delineamento experimental e dejetos

O trabalho foi realizado em condições de campo, na área experimental do setor de Suinocultura da Universidade Federal de Santa Maria, RS (29°43' S, 53°43' O, aproximadamente 105 m de altitude). O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (SANTOS, 2006), com textura franca na camada 0-0,1 m. As características químicas do solo no início do experimento foram as seguintes: 2,7% de matéria orgânica, 7,9 mg dm^{-3} de P, 39 mg dm^{-3} de K, pH H_2O 5,9, CTC pH_7 de 16,1 e densidade 1,38 g dm^{-3} .

O clima da região é subtropical úmido, tipo Cfa2, segundo classificação de Koppen. As principais variáveis ambientais durante o período experimental constam na Tabela 1. As avaliações da volatilização de amônia iniciaram logo após a aplicação dos tratamentos, sendo conduzida por um período de nove dias, de 01/12 a 09/12/2011.

Tabela 1. Médias diárias de temperatura (°C), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento ($m s^{-1}$) durante o período de avaliação da volatilização de amônia. Santa Maria - RS, 2012.

Variáveis ambientais*	Tempo (horas após aplicação dos dejetos)									
	5,8	30	54	77,7	101,7	127	151	173	197	Média
Umidade relativa do ar (%)	64,5	64,6	64,5	64,6	69,0	78,1	70,8	58,4	63,5	66,4
Temperatura ambiente (°C)	21,2	23,9	21,2	23,9	24,4	24,3	25,8	24,8	22,7	23,6
Velocidade do vento ($m s^{-1}$)	2,8	3,1	2,8	3,1	2,8	1,9	1,9	3,4	3,7	2,8

* Os dados foram obtidos a partir da estação agroclimatologia da Universidade Federal de Santa Maria.

Os tratamentos foram aplicados em 24 parcelas de $31,5 m^2$ (6 m x 5,25 m), com quatro repetições e no delineamento experimental de blocos ao acaso, foram aplicados os seis tratamentos que consistiram na injeção no solo e na aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação Dicianodiamida (DCD), além de um tratamento com adubação mineral e outro sem adubação (Testemunha). Os seis tratamentos foram os seguintes: T1- Testemunha (Test) e T2- Mineral (Uréia), T3- DLS em superfície (DLS Sup), T4- DLS em superfície + DCD (DLS Sup + DCD), T5- DLS injetado (DLS Inj) e T6- DLS injetado + DCD (DLS Inj + DCD).

Os DLS foram coletados em esterqueira anaeróbica, sendo oriundos de animais em fase de terminação e composto pela mistura de fezes, urina e sobras de alimentação e de água dos bebedouros. Antes da aplicação dos DLS, determinaram-se suas principais características (Tabela 2), conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995).

Tabela 2. Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), da palha de trigo e quantidades adicionadas de carbono (C), nitrogênio (N) e matéria seca (MS) ao solo com os materiais orgânicos. Santa Maria - RS, 2012.

Resíduo Orgânico	MS	C orgânico	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
	----- g kg ⁻¹ -----						
DLS ⁽¹⁾	27	7,0	2,9	2,3	0,6	2,3	8,2
	----- kg ha ⁻¹ -----						
	1.135	351,0	149,5	117,9	31,6	-	-
Palha ⁽²⁾	2.900	1221,5	19,7	-	-	62,0	-

⁽¹⁾ Dose de DLS= 50 m³ ha⁻¹, base úmida. ⁽²⁾ Base seca.

Nos tratamentos que receberam DLS + DCD, o inibidor de nitrificação foi aplicado na dose de 10 kg ha⁻¹. A dicianodiamida (C₂H₄N₄) em seu estado puro é um cristal incolor, pouco volátil e altamente solúvel. Para assegurar a total dissolução da DCD a mesma foi inicialmente dissolvida em aproximadamente um litro de água, depois misturada a 20 L de DLS e, por fim, a mistura foi adicionada a 2000 L de dejetos em uma caixa d'água. A metade dessa mistura de DLS + DCD foi retirada para aplicação nos tratamentos com injeção no solo e a outra metade foi usada para aplicação em superfície.

A dose de DLS, 50 m³ ha⁻¹ utilizada, foi estabelecida conforme recomendação para adubação orgânica do Manual de Adubação e Calagem do RS e SC (CQFS, 2004), a qual considera que 80% do N total dos DLS estará disponível para o primeiro cultivo. A aplicação dos dejetos ocorreu em 01/12/2011, sobre 2.900 kg ha⁻¹ de palha de trigo, o qual foi colhido em 10/11/2011. A semeadura do milho (Pioneer 30F53H) foi realizada com semeadora manual em 03/12/2012, dois dias após a aplicação dos tratamentos. O espaçamento entre linhas foi de 80 cm e a população final de plantas foi de aproximadamente 78 mil plantas ha⁻¹.

Nos tratamentos com aplicação dos DLS em superfície, esta foi realizada manualmente com regadores, enquanto que a injeção subsuperficial dos DLS foi feita com equipamento injetor tratorizado, composto por um tanque metálico com capacidade de 4.000 L. A injeção era iniciada apenas após o acionamento de um pistão hidráulico responsável por inserir no solo o conjunto de 8 hastes de injeção tipo facão guilhotina (discos de corte e haste sulcadora), localizado na parte traseira do equipamento. A velocidade de operação do conjunto trator-injetor para aplicar a dose de DLS estabelecida foi de 3,7 km h⁻¹, com a tomada de potência (TDP) do trator funcionando a 540 rotações por minuto (RPM). As hastes

sulcadoras de 2,0 cm de espessura possuíam ponteira substituível e eram espaçadas de 35 cm entre si e a profundidade de injeção variou de 8 a 11 cm. No tratamento com adubação mineral aplicou-se 30 kg N ha⁻¹ na semeadura e mais 100 kg ha⁻¹ em cobertura, aos 34 dias após a semeadura do milho, conforme recomendação do Manual de Adubação e Calagem do RS e SC (CQFS, 2004). Nas duas aplicações a fonte de N usada foi a uréia a qual foi aplicada manualmente na superfície do solo. Além do N, aplicou-se na semeadura P e K nas formas de superfosfato triplo (125 kg de P₂O₅ ha⁻¹) e cloreto de potássio (90 kg de K₂O ha⁻¹), respectivamente.

2.4.2 Volatilização de Amônia

As perdas de N por volatilização de NH₃ foram avaliadas durante oito dias, iniciando logo após a aplicação dos dejetos. Foram utilizadas câmaras estáticas semiabertas adaptadas de Nommik (1973), colocando-se uma para câmara cada repetição dos tratamentos. As câmaras foram construídas com chapas de cloro-polivinil (PVC), com 32,5 x 32,5 cm de lado e 30,0 cm de altura. Sobre as câmaras havia uma tampa quadrada de PVC (40 x 40 cm) para evitar a entrada de chuva e de raios solares no ambiente interno das câmaras. Entre a tampa e a extremidade superior das paredes das câmaras, existia um espaço livre de 5,4 cm, o qual servia para permitir a passagem do vento na parte superior das câmaras, as quais foram encaixadas sobre bases metálicas quadradas com área interna de 1056,25 cm² contendo, na parte superior, canaletas de 4 cm de altura e 4 cm de largura em todo seu perímetro. As bases foram inseridas no solo a uma profundidade de aproximadamente 10 cm. Nos tratamentos com injeção dos dejetos no solo, cada base foi colocada sobre os sulcos de injeção, no sentido do seu comprimento. Assim, cada base captava a NH₃ produzida em 32,5 cm de sulco e 16,2 cm para cada lado do sulco. As canaletas dessas bases foram preenchidas com água para manter a vedação completa do sistema de avaliação, com o propósito de impedir a saída de NH₃ para fora da câmara, e também a entrada de NH₃ do ambiente externo.

Dentro das bases, a palha e os dejetos foram aplicados manualmente, para assegurar maior uniformidade possível nas quantidades de ambos os materiais orgânicos entre os tratamentos. A aplicação dos dejetos foi realizada com proveta graduada.

Cada câmara era composta de dois suportes de alumínio fixados, sobre os quais foram colocadas espumas de densidade 18 e com 20 mm de espessura. A espuma do suporte

inferior, colocado a 15 cm de altura do solo, captava a NH_3 volatilizada do solo e a espuma do suporte superior, colocada a 15 cm acima da inferior, servia para impedir que a NH_3 externa à câmara pudesse ser absorvida pela espuma inferior. Imediatamente após aplicação dos DLS no solo, as espumas embebidas em 140 mL de uma solução preparada com 50 mL L^{-1} de ácido fosfórico e 40 mL L^{-1} de glicerina eram colocadas sobre os suportes no interior das câmaras. Em cada troca das espumas, aquelas do suporte superior eram mantidas no interior das câmaras e apenas reumedecidas com a solução de ácido fosfórico quando necessário, para evitar o seu ressecamento.

As avaliações foram realizadas após 5, 29, 53, 101, 150 e 198 horas após da aplicação dos dejetos. Em cada coleta a espuma inferior de cada câmara era trocada, colocada em sacos plásticos e levada ao laboratório onde era lavada com solução de KCl 1 mol L^{-1} até completar 1000 mL de solução. Desta solução era retirada uma alíquota de 20 mL para determinação do teor de N-NH_4^+ em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, após adição de 0,2 g de MgO por amostra, conforme Tedesco et al. (1995). O fluxo de NH_3 foi calculado usando a seguinte equação:

$$F_{\text{NH}_3} = \frac{QC \times 10.000}{A \times t} \quad (1)$$

Onde, F_{NH_3} representa o fluxo de NH_3 (em g N $\text{ha}^{-1} \text{h}^{-1}$) no intervalo de tempo t ; QC a quantidade de NH_3 (em g de N) captada pela espuma inferior da câmara; A a área da câmara (em m^2) e t o tempo em horas (h), decorrido entre a colocação das espumas no campo até a sua retirada.

As perdas de NH_3 por volatilização em cada intervalo foram somadas para calcular a perda acumulada de amônia, conforme a seguinte equação:

$$VA_{\text{NH}_3} = \frac{\sum QC \times 10}{A} \quad (2)$$

Onde, VA_{NH_3} representa a perda acumulada de N-NH₃ para a atmosfera (em kg de N ha⁻¹); ΣQC significa a soma das quantidades de NH₃ captadas na espuma inferior da câmara em cada análise realizada (em g de N) e A é a área da câmara (em m²).

O fator de emissão, que é a proporção do N aplicado com os dejetos e com a ureia, que foi perdida por volatilização de amônia foi calculada através da seguinte equação:

$$FE_{NH_3} = \frac{PA_{trat.} - PA_{test.}}{N-NH_x \text{ adic.}} \times 100 \quad (3)$$

Onde, FE_{NH_3} significa a proporção (em %) do nitrogênio aplicado com dejetos líquidos de suínos ou de ureia que foi perdido por volatilização de NH₃; $PA_{trat.}$ é a perda acumulada de NH₃ ocorrida nos tratamentos com aplicação de dejetos ou de ureia (kg de N ha⁻¹); $PA_{test.}$ é a perda acumulada de NH₃ do tratamento testemunha (kg de N ha⁻¹) e $N-NH_x \text{ adic.}$ é a quantidade de N adicionada ao solo com os dejetos de suínos e com a ureia (kg de N ha⁻¹).

2.4.3 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise da variância (ANOVA) e a comparação das médias foi feita pelo teste de Tukey a 5%, no programa SISVAR (Versão 5.3, (Build 75)).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 Fluxos de amônia

2.5.1.1 Efeito da fonte de nitrogênio (dejeito x uréia)

Comparando inicialmente os tratamentos com aplicação de dejetos e sem o uso de inibidor de nitrificação, observa-se que a aplicação na superfície do solo (DLS Sup) foi aquela que resultou nos maiores fluxos de amônia ($p < 0,05$) (Figura 1 A). Nessa situação, que corresponde à forma mais utilizada de aplicação dos dejetos de suínos (KUNZ et al., 2005; SMITH et al., 2009) o fluxo de NH_3 na primeira avaliação, realizada seis horas após aplicação dos dejetos, foi de $743 \text{ g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, superando a emissão do tratamento testemunha sem dejetos ($6,9 \text{ g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) em 105 vezes. Apesar desse pico inicial, o fluxo de NH_3 do tratamento com aplicação de DLS em superfície diminuiu rapidamente, sendo que após 29 horas ele foi de apenas $116 \text{ g N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. A partir da terceira avaliação, realizada 53 horas após o início do experimento, a emissão de NH_3 de todos os tratamentos diminuiu para valores inferiores a $0,7 \text{ g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e se manteve em valores próximos a zero até o final do período de avaliação. A rápida redução das emissões de NH_3 após a aplicação dos dejetos na superfície do solo tem sido atribuída a uma combinação de processos que contribuem para reduzir a concentração de NH_4^+ na superfície do solo, com destaque para a volatilização de NH_3 , a imobilização microbiana de N, a infiltração da fração líquida dos dejetos no solo e a nitrificação do N amoniacal aplicado (JENSEN et al., 2000; SHERLOCK et al., 2002).

Essa cinética de volatilização de NH_3 , com fluxos elevados apenas nas primeiras horas após a aplicação dos DLS e com rápido decréscimo nas horas seguintes também tem sido observada em outros experimentos conduzidos em plantio direto (ROCHETTE et al., 2009; DAMASCENO, 2010; POWELL et al., 2011; DELL et al., 2012). Quando a aplicação superficial dos DLS estiver associada à ausência de chuvas e às temperaturas elevadas, condições presentes neste experimento, as perdas iniciais de amônia são elevadas (RODHE; RAMMER, 2002). No trabalho de Meade et al. (2011) 95% da emissão total de NH_3 ocorreu nas primeiras 24 horas após a aplicação dos dejetos de suínos no trigo. Ao aplicarem dejetos líquidos de suínos na superfície de um solo sob plantio direto, Lovanh et al. (2010) verificaram que, três dias (72 horas) após a aplicação dos dejetos, houve uma redução de 75% nos fluxos de NH_3 , em relação a aqueles observados no início do experimento.

Já é reconhecido pela pesquisa que as emissões de NH_3 durante e após a aplicação de dejetos animais é governada por vários processos complexos, envolvendo as interações entre o solo, os dejetos e o ambiente. Características do solo, como a umidade e pH (MKHABELA et al., 2006b), dos dejetos como, concentração de N amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) (MEADE et al., 2011), pH (SOMMER et al., 2006) e o teor de matéria seca (MISSELBROOK et al., 2000), e do ambiente, como temperatura, radiação e velocidade do vento (SOMMER et al., 2003) são os fatores que governam as perdas de amônia para atmosfera. Por outro lado, a forma como

esses resíduos são aplicados no solo é um importante fator que controla a intensidade e a quantidade com que o N é perdido por volatilização (SMITH et al., 2010).

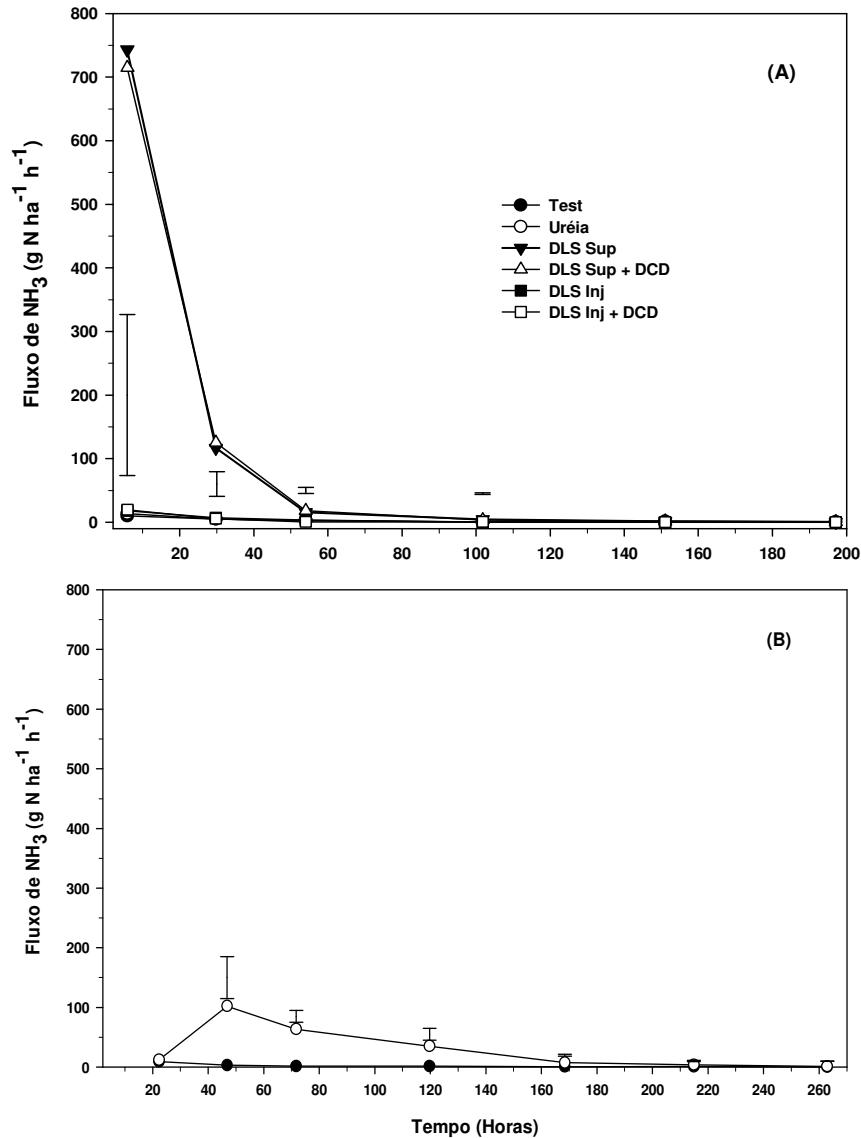


Figura 1. Fluxos de amônia (NH_3) após aplicação dos tratamentos em pré-semeadura (A) e após aplicação de uréia em cobertura (B) do milho. As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%). As siglas indicam: Test. - testemunha; DLS - Dejetos líquidos de suínos; Sup - aplicação superficial; Inj - injeção no solo e DCD - Dicianodiamida.

A alta emissão de NH_3 verificada nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos (Figura 1 A) deve estar relacionada ao aumento na concentração de N amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) na superfície do solo (Tabela 3), à exposição deste N amoniacal à ação do solo e do

vento e ao aumento do pH na interface solo/dejeto, embora esse último atributo não tenha sido medido. Segundo Sommer et al. (1991), o pH elevado e a alta concentração de nitrogênio amoniacal dos dejetos cria um elevado potencial de perdas de NH_3 nas primeiras horas, especialmente em dias quentes de verão.

Tabela 3. Nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nítrico (N-NO_3^-) no solo, um dia após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DAP) (0-5 cm de profundidade) e no fim do período de avaliação da volatilização de amônia (oito DAP) (0-5 cm e 5-10 cm de profundidade), com e sem o inibidor da nitrificação dicianodiamida (DCD).

Tratamentos	-- 1 dia DAP --		----- 8 DAP -----			
	0 - 10 cm		0 - 5 cm		5 - 10 cm	
	N-NH_4^+	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_3^-
	----- mg kg^{-1} de solo -----					
Test.*	3,56	9,61	2,38	23,02	0,54	15,44
Uréia	5,77	14,16	6,41	19,09	12,44	14,20
DLS Sup.	20,15	12,51	21,03	67,64	3,75	19,21
DLS Sup. + DCD	26,38	14,63	111,01	22,46	6,92	16,78
DLS Inj. (Fora)	3,00	19,78	2,94	33,42	2,16	13,90
DLS Inj. (Sulco)	168,77	12,23	354,41	168,83	39,62	38,85
DLS Inj. + DCD (Fora)	18,89	17,85	2,55	20,07	2,14	14,04
DLS Inj. + DCD (Sulco)	187,63	8,92	491,40	24,80	105,25	13,43

* Test: testemunha; Uréia: aplicação de N uréia; DLS Sup: dejetos líquidos de suíno aplicado em superfície; DLS Inj: dejetos líquidos de suíno injetado dentro (Sulco) e fora do sulco (Fora); DCD: inibidor de nitrificação dicianodiamida.

O aumento do pH do solo após a adição dos dejetos de suínos, relatado em outros trabalhos (CHANTIGNY et al., 2004; SMITH et al., 2009), é atribuído ao fato de a emissão do CO_2 ser mais rápida que a própria volatilização de amônia, devido à degradação dos ácidos graxos voláteis adicionados junto com os dejetos (SOMMER; SHERLOCK, 1996). O pH dos dejetos ou da mistura dejetos/solo exerce forte influência sobre a volatilização de NH_3 , sendo mais elevada a volatilização quanto maior for o valor de pH, já que, nessa condição, a forma gasosa ($\text{NH}_{3(g)}$) de N amoniacal predomina sobre a forma iônica (NH_4^+) (SOMMER; OLESEN, 2000). Ao compararem a emissão de NH_3 entre dejetos de suínos não tratados (pH 7,7) e dejetos de suínos digeridos anaerobicamente (pH 8,6), Nyord et al. (2012) constataram

que as emissões de amônia foram quase duas vezes maiores quando os dejetos digeridos foram adicionados ao solo. No presente trabalho, o pH dos DLS foi alto (Tabela 1) o que pode explicar os altos fluxos iniciais de volatilização de NH_3 . A infiltração dos dejetos no solo, a nitrificação do N amoniacal dos mesmos e a provável redução do pH da superfície do solo, em função da capacidade de tamponamento deste, podem explicar o rápido decréscimo na taxa de volatilização de NH_3 (SOMMER et al., 2003). Em trabalhos futuros é importante acompanhar a variação do pH do solo a partir da aplicação dos dejetos, principalmente da camada superficial.

As baixas emissões de NH_3 encontradas a partir de 54 horas de experimento (Figura 1) também podem estar relacionadas ao teor reduzido de matéria seca (MS) dos DLS (Tabela 2) que, aliada ao baixo conteúdo de umidade gravimétrica do solo (19,2% na camada 0 - 0,1 m) no dia da instalação, pode ter favorecido a rápida infiltração dos dejetos no solo. Em um trabalho conduzido em laboratório, Sommer et al. (2006), verificaram que, dobrando a taxa de infiltração de dejetos suínos e bovinos aplicados na superfície do solo, foi possível reduzir pela metade as emissões totais acumuladas de amônia.

Além dos fatores já mencionados, as características intrínsecas dos dejetos, com destaque para a concentração de N (MEADE et al., 2011), afetam a volatilização de NH_3 . Os DLS utilizados no presente trabalho apresentaram $2,35 \text{ g kg}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal total (NAT), o que representa 78,5% do N total presente nos dejetos. Essa alta proporção de N amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) deve ter sido outro fator determinante das elevadas emissões iniciais de NH_3 já que a forma gasosa de NH_3 pode ser rapidamente volatilizada, enquanto a forma de NH_4^+ pode ser facilmente transformada em NH_3 . Enquanto Sommer et al. (2006) destacam que a volatilização de NH_3 é positivamente relacionada com os teores de (NAT) dos dejetos, Huijsmans et al. (2003) não encontraram efeito significativo do aumento dos teores de NAT sobre as emissões de NH_3 , evidenciando que outros fatores, além do NAT, interferem na perda de N por esta via.

Considerando o tratamento com aplicação de N na forma de uréia em pré-semeadura (Figura 1 A) observa-se que esta forma de N não afetou as emissões de NH_3 , já que os valores não diferiram ($p > 0,05$) do tratamento testemunha, sem aplicação de N. Esse resultado se deve à pequena quantidade de N-uréia aplicada em pré-semeadura (30 kg N ha^{-1}). Quando a uréia foi reaplicada em cobertura, na dose de 100 kg N ha^{-1} e aos 34 dias após a semeadura do milho, as emissões de NH_3 aumentaram significativamente ($p < 0,05$), em relação à testemunha (Figura 1 B), embora esse aumento só tenha ocorrido depois de decorridas 24 horas da aplicação da uréia. O maior pico na emissão de NH_3 ocorreu na amostragem

realizada dois dias após a adubação de cobertura o qual correspondeu a $102,6 \text{ g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e superou a testemunha em 97% (Figura 1 B). A partir dessa amostragem, as emissões de NH_3 do tratamento com uréia em cobertura diminuíram gradativamente até 168 horas, quando atingiram valores próximos aos medidos no tratamento testemunha. No trabalho de Soares et al. (2012) o pico nas emissões de NH_3 ocorreu três dias após a aplicação de uréia no solo. Já no trabalho de Tasca et al. (2011), realizado em condições de laboratório, as maiores emissões de NH_3 ocorreram entre o segundo e quarto dia após a aplicação da uréia em um Cambissolo Húmico. Essa fase “lag” observada na emissão de NH_3 após a aplicação da uréia, com duração de dois a quatro dias, corresponde ao tempo necessário para que a enzima urease hidrolise o N amídico da uréia até NH_3 (ROCHETTE et al., 2009).

O fato de apenas a aplicação da maior dose de N uréia ter aumentado a volatilização de NH_3 (Figura 1) está de acordo com Roelcke et al. (2002), os quais evidenciaram que a redução na dose de N aplicado pode ser uma estratégia para reduzir a volatilização de NH_3 , pois ela atua diretamente na redução da concentração do NAT no solo. A concentração de N na solução do solo, juntamente com a resistência da matriz do solo ao movimento de NH_3 são importantes fatores que influenciam a volatilização de NH_3 (SOMMER et al., 2004). Após aplicar doses de N uréia, que variaram de 30 a 150 kg N ha^{-1} na semeadura e de 30 a 120 kg N ha^{-1} em cobertura no milho, Ma et al. (2010) no Canadá, avaliaram a volatilização de NH_3 pelo método das câmaras estáticas semiabertas, semelhante ao do presente trabalho. Da mesma forma que neste estudo, esses autores também constataram que a aplicação de $30 \text{ kg de N uréia ha}^{-1}$ na semeadura não aumentou significativamente a emissão de NH_3 , o que foi atribuído à pequena dose de N aplicada. Todavia, quando a uréia foi aplicada em cobertura a volatilização de NH_3 aumentou, com o aumento da dose de N aplicada.

As condições ambientais, como alta temperatura e velocidade elevada do vento, podem contribuir para aumentar as emissões de NH_3 , principalmente nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, já que, nesta modalidade de aplicação, os dejetos ficam mais expostos aos efeitos desses fatores. Durante o experimento, a temperatura variou entre $21,1$ e $25,7 \text{ }^\circ\text{C}$ e a umidade média diária do ar entre 58% e 78% (Tabela 1). Nessa faixa de temperatura a evaporação da água da superfície do solo pode ter sido favorecida, reduzindo a infiltração no solo da NH_3 dissolvida na fração líquida dos DLS e mantendo o gás amônia mais exposto à volatilização. Com auxílio da modelagem de alguns dos fatores que influenciam a volatilização de NH_3 , Huijsmans et al. (2003), concluíram que o impacto das condições atmosféricas é maior durante as primeiras horas após a aplicação dos dejetos. Esses autores mostraram que um aumento de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ na temperatura, na faixa entre 10 e $20 \text{ }^\circ\text{C}$

resultou num incremento médio de volatilização de NH_3 de 54%, 73% e 84% para a aplicação de dejetos em superfície, com incorporação e distribuído em profundidade no solo (15 a 20 cm), respectivamente.

Ao avaliarem o efeito de fatores ambientais sobre a volatilização de NH_3 , Sommer et al. (1991) constataram que a taxa de perda de NH_3 é muito baixa até 0 °C, aumentando linearmente até 19 °C. No mesmo estudo, os autores verificaram que a velocidade do vento aumentou a volatilização, embora esse efeito tenha ocorrido apenas até valores de 2,5 m s⁻¹. No presente trabalho, a velocidade do vento oscilou entre 1,90 e 3,67 m s⁻¹ (Tabela 1). Entretanto, as variações ocorridas nas condições do ambiente externo durante o período de avaliação, sobretudo a velocidade do vento, devem ter exercido pouco efeito sobre as perdas de NH_3 . Isso porque as câmaras estáticas semiabertas utilizadas para captar a NH_3 emitida para a coleta criam um ambiente interno diferente do ambiente externo, principalmente por não permitir o fluxo natural do ar e por impedir a incidência dos raios solares e a entrada da água da chuva (LARA CABEZAS et al., 1999; ARAÚJO et al., 2009). Apesar dessas limitações, as câmaras estáticas semiabertas são úteis quando o objetivo for comparar a volatilização de NH_3 entre tratamentos (LAMBERT; BORK et al., 2003), o que ocorreu no presente trabalho.

2.5.1.2 Efeito do método de aplicação dos dejetos (superfície x injetada)

Na avaliação realizada seis horas após a aplicação dos dejetos, onde ocorreram as maiores emissões de NH_3 , estas aumentaram de apenas 18,0 g N ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento com injeção dos dejetos para 743,1 g N ha⁻¹ h⁻¹ quando estes foram distribuídos na superfície do solo. Essa redução em 97,5% na emissão de NH_3 pela injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo evidencia a importância dessa prática no sentido de preservar o N dos dejetos quando eles foram aplicados em plantio direto. Além disso, essa redução da volatilização de NH_3 provocada pela injeção dos dejetos, para valores próximos aos observados no tratamento testemunha sem dejetos, atenua o potencial poluidor dos dejetos, já que a NH_3 volatilizada poderá ser transportada pelo vento e depois retornar ao solo via deposição atmosférica provocando chuva ácida, emissão de N_2O e eutrofização em ecossistemas distantes da área onde os dejetos foram aplicados (GAY; KNOWLTON, 2009; NYORD et al., 2012).

A redução na emissão do gás NH_3 , tanto pela injeção como pela incorporação dos dejetos de suínos no solo, tem sido observada em diferentes situações, embora a magnitude dessa redução seja variável. Essas variações podem estar relacionadas com vários fatores, entre eles, o método de avaliação utilizado (MISSELBROOK et al., 2005), tipo de injetor, profundidade de injeção (DELL et al., 2011), características e dose dos dejetos, além das condições do solo e do clima (MISSELBROOK et al., 2002). Como exemplo da influência de um desses fatores, Pahl et al. (2001) na primeira hora após injetar $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suínos, de 5 a 7 cm de profundidade, obtiveram redução nas emissões de NH_3 de 84%, comparada à aplicação dos dejetos em superfície. No presente trabalho, seis horas após a injeção, a redução nas emissões de NH_3 alcançou 97%. Essa diferença pode ser atribuída principalmente à maior profundidade de injeção dos dejetos neste estudo (8 a 10 cm), a qual pode contribuir para o controle da volatilização, pois com a aplicação dos dejetos em subsuperfície menor é a exposição dos mesmos ao ar e maior é o seu contato com o solo (ROTZ et al., 2004). Outro fator que interfere na magnitude das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos no solo, refere-se às metodologias utilizadas para avaliar essas emissões nos diferentes trabalhos. No trabalho de Dell et al. (2012), a injeção dos dejetos de suínos ($56 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) foi realizada a 10 cm de profundidade no solo, e a redução das emissões com a injeção foi de 86%. Esse resultado pode estar relacionado com o método das câmaras dinâmicas utilizados por esses autores, o qual, segundo eles, por permitir a livre circulação do ar, pode superestimar as emissões de NH_3 devido às alterações nas propriedades da superfície do solo. Dessa forma pode-se reduzir a diferença nas emissões entre injetar ou aplicar os dejetos em superfície e com isso a eficiência da injeção. Por outro lado, Lambert; Bork et al. (2003) avaliaram após aplicação de dejetos suínos, a volatilização de NH_3 pelo método das câmaras estáticas, o mesmo utilizado neste estudo, e comentaram que esse sistema pode subestimar as perdas reais de NH_3 .

As estratégias utilizadas para reduzir a volatilização de amônia com a aplicação dos dejetos de suínos consistem em reduzir ao máximo a exposição do N amoniacal dos dejetos aos fatores atmosféricos que favorecem a volatilização, com destaque para a ação da radiação solar e do vento. Assim, um dos métodos mais empregados para reduzir o impacto destes dois fatores consiste na incorporação dos dejetos no solo (NDEGWA et al., 2008), embora esse procedimento seja incompatível com o sistema de plantio direto, conforme salientado por Powell et al. (2011). Ao incorporarem dejetos de suínos no solo, imediatamente após sua aplicação, Rochette et al. (2001) encontraram uma redução de aproximadamente 80% na volatilização de NH_3 , em relação à não incorporação. Quando Rochette et al. (2009)

aplicaram dejetos suínos em sulcos, os quais foram cobertos manualmente com uma camada de 5 cm de solo, a redução encontrada nas perdas de NH_3 foi de 50%. Essa eficiência, relativamente menor no controle da volatilização, foi atribuída pelos autores à incorporação incompleta dos dejetos, pois no momento em que o sulco foi coberto com solo ocorreu extravasamento de dejetos para fora dos sulcos, permitindo a ação dos fatores atmosféricos atuantes na superfície do solo.

Um resultado a destacar na figura 1 e que confirma resultados de outros trabalhos (ROCHETTE et al., 2009; DELL et al., 2012) é que as maiores emissões de NH_3 ocorreram nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos de suínos na superfície do solo e diminuíram rapidamente. Na figura 1 se observa que, no tratamento com aplicação dos dejetos em superfície (DLS Sup), o fluxo de NH_3 diminuiu de $743 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ nas primeiras 6 horas para apenas $7,1 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no período entre 6 e 29 horas. Esse resultado evidencia que, naquelas situações onde não é utilizado o sistema de plantio direto, a incorporação dos dejetos no solo, deve ser feita o mais rapidamente possível após a sua distribuição, a fim de preservar o N amoniacal dos dejetos. Quanto mais demorar esta prática maior será a redução do potencial fertilizante dos dejetos como fonte de N às culturas e maiores serão os impactos negativos dos dejetos sobre a qualidade do ambiente, relativamente aos problemas causados pela volatilização de NH_3 . Esses problemas serão mais intensos quanto mais favoráveis forem as condições ambientais para a volatilização de NH_3 , como temperatura e velocidade dos ventos elevadas.

Embora a injeção seja eficiente na redução da volatilização de NH_3 , como ilustram os resultados da figura 1 A, quando ocorre transbordamento de dejetos para fora dos sulcos de injeção, diminui a resistência à difusão da $\text{NH}_{3(g)}$ da mistura dejetos + solo para a atmosfera, facilitando a sua volatilização (ROCHETTE et al., 2009). Essa situação pode ocorrer quando o teor de N dos dejetos for baixo, o que implica em utilizar altas doses de dejetos para suprir a demanda em N das culturas. Todavia, no presente trabalho, mesmo com a aplicação de uma dose elevada de dejetos ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) não se observou transbordamento de dejetos para fora dos sulcos, o que evidencia o bom desempenho da máquina utilizada para a sua injeção subsuperficial. As condições adequadas, principalmente de umidade do solo permitiram a aplicação dos dejetos sem exceder o volume do sulco, propiciando a sua rápida infiltração e absorção pela matriz do solo, evitando a sua exposição ao sol e ao vento. Para a redução efetiva das perdas de N dos dejetos por volatilização de NH_3 é preciso que a dose utilizada não ultrapasse a capacidade dos sulcos de injeção em acomodar os dejetos, o que no trabalho de Hansen et al. (2003) ocorreu em sulcos com 5 cm de profundidade para uma dose de

dejetos de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Os resultados do presente trabalho mostram que os sulcos de injeção abertos pela máquina, com profundidade variando de 8 a 11 cm, foram eficientes em prevenir a volatilização de NH_3 para a dose de dejetos utilizada, que foi de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

As razões para que a volatilização de NH_3 com aplicação dos dejetos na superfície tenha superado a injeção em 41,2 vezes nas primeiras seis horas se deve à maior área de exposição dos dejetos ao ar e aos efeitos da temperatura. Além disso, os resíduos culturais do trigo presentes na superfície do solo podem ter formado uma barreira física que dificultou a infiltração dos dejetos no solo, deixando-os mais expostos. Ao injetaram dejetos de suínos e bovinos no solo para restringir o contato destes com o ar, Huijsmans et al. (2001) encontraram uma redução de 97% nas emissões de NH_3 , pois além de reduzir a evaporação da água da fração líquida dos dejetos, a injeção também minimizou o efeito do vento na remoção da $\text{NH}_{3(g)}$ da camada de dejetos aplicada sobre o solo. Além disso, o solo que recobre os DLS no sulco de injeção também funciona como uma barreira, dificultando a difusão da $\text{NH}_{3(g)}$ até a atmosfera (NYORD et al., 2012).

O equipamento injetor utilizado no presente estudo possui um sistema de injeção que combina discos e hastes sulcadoras o que, segundo Nyord et al. (2010), forma um sulco com elevada porosidade. Esse ambiente poroso e pouco compactado propicia a rápida infiltração dos dejetos, reduzindo o período em que a amônia fica suscetível à emissão para a atmosfera (PETERSEN et al., 2003). Além de favorecer a infiltração, a injeção melhora o recobrimento e o contato da interface solo/dejeto. Esse melhor contato dejetos/solo, facilita que os íons H^+ presentes no solo reajam com a NH_3 que está em equilíbrio dinâmico com o NH_4^+ . Com isso, o equilíbrio é deslocado para a forma catiônica (NH_4^+), a qual pode ser adsorvida ao complexo de troca de cátions (CTC) do solo (LAMBERT; BORK, 2003; GIACOMINI et al., 2005) ficando temporariamente protegido das perdas por volatilização.

2.5.1.3 Efeito da adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos

Na figura 1 se observa que, nos dois tratamentos com aplicação dos dejetos na superfície do solo, a emissão de NH_3 não diferiu entre aplicar ou não a dicianodiamida (DCD), mesmo nos momentos de maior emissão, como na primeira avaliação realizada. Esse resultado contraria a expectativa inicial uma vez que a DCD inibe a ação da enzima amônia monooxigenase (AMO) retardando a primeira etapa do processo de nitrificação, que consiste

na oxidação de NH_3 até nitrito (NO_2^-), o que resulta na acumulação de NH_4^+ no solo. Além disso, com o uso de DCD, o pH do solo deve ser superior ao tratamento sem DCD, uma vez que a nitrificação do N amoniacal dos dejetos é um processo que resulta na acidificação do solo, conforme constataram Rochette et al. (2001). Portanto, esse efeito da DCD, combinando o aumento na concentração de N amoniacal e no pH do solo deveria facilitar a volatilização de NH_3 , o que não foi observado.

O aumento na volatilização de NH_3 com o uso de DCD, tanto em dejetos e urina animal, como na uréia tem sido relatado em diversos trabalhos (TAO et al., 2008; ZAMAN et al., 2009; DAMASCENO, 2010; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010; SOARES et al., 2012). No trabalho de Zaman et al. (2009), por exemplo, a DCD, na dose de 7 kg ha^{-1} foi adicionada à urina bovina ($600 \text{ kg de N ha}^{-1}$) e mistura foi aplicada em pastagem de azevém com trevo branco na Nova Zelândia. Os autores encontraram um aumento de 56% nas emissões de NH_3 , o qual foi atribuído ao aumento no pH do solo e à manutenção do N na forma de NH_4^+ . Por outro lado, Dendooven et al. (1998) verificaram que a DCD reduziu a volatilização em 17% quando aplicada ao solo juntamente com dejetos de suínos, embora os autores não tenham justificado o resultado.

A adição da DCD aos DLS inibiu a nitrificação do NH_4^+ aplicado ao solo com os DLS. Esse efeito pode ser evidenciado na Tabela 3, pois, com nove dias após a aplicação, os teores de NH_4^+ nos tratamentos com a mistura de dejetos e DCD (DLS Sup + DCD e DLS Inj + DCD) foram superiores a aqueles que receberam apenas os DLS (DLS Sup e DLS Inj), sem inibidor de nitrificação. Esse efeito inibitório da DCD é confirmado ao observar que no final do período de avaliação da volatilização de NH_3 (nove DAP) os teores de NO_3^- no solo foram mais elevados nos tratamentos sem o uso do inibidor. Devido ao elevado conteúdo de NH_4 nos tratamentos com DCD, era de se esperar maior volatilização de NH_3 desses tratamentos (HATCH et al., 2005). Apesar disso, os resultados do presente trabalho não mostram efeito da DCD no aumento da volatilização de NH_3 após a adição dos dejetos de suínos na superfície do solo. Apesar de não conseguirem explicar tais resultados, outros trabalhos também reportaram que não observaram diferença nas emissões de NH_3 após a aplicação de DCD e dejetos líquidos de suínos (MKHABELA et al., 2006a; MKHABELA et al., 2006b), dejetos bovinos (TAO et al., 2008) e urina (SINGH et al., 2009) no solo.

Esses resultados somados aos resultados que mostram aumentos e até redução na emissão de NH_3 com o uso de DCD (KIM et al., 2012), evidenciam que, apesar das condições potencialmente favoráveis à emissão de amônia pelo aumento na concentração de NH_4^+ e do pH do solo, outros fatores devem estar associados ao efeito do inibidor sobre as perdas de N

por volatilização de NH_3 . É preciso intensificar os trabalhos de pesquisa nesta área procurando identificar tais fatores. É provável que a manutenção de uma parte da fração líquida dos dejetos na superfície do solo, sobre os resíduos culturais do trigo, tenha contribuído para a rápida volatilização do N amoniacal dos dejetos, nas primeiras horas após a sua aplicação, independentemente do uso de DCD. Após esse período inicial, de rápidas taxas de emissão de NH_3 , a infiltração dos dejetos no solo protege o N amoniacal da volatilização, mesmo com os efeitos potencialmente favoráveis da DCD sobre a emissão de NH_3 . Os próprios resíduos culturais podem proteger a NH_3 do solo da volatilização, reduzindo a ação do solo e do vento.

Ainda existem relativamente poucos resultados de trabalhos de pesquisa cujo objetivo tenha sido avaliar a volatilização de NH_3 após a adição de DCD aos dejetos de suínos no momento da sua adição ao solo. Por isso, a importância em ampliar os estudos nesta área, sobretudo quando os dejetos são aplicados na superfície do solo, como ocorre em plantio direto. Quando os dejetos são injetados no solo em subsuperfície, conforme foi feito no presente trabalho, não deve ocorrer efeito algum da DCD sobre a volatilização de NH_3 , já que o contato dos dejetos com o solo, proporcionado pela injeção em sulcos, praticamente elimina as perdas de N por volatilização. A partir disso, pesquisas de novos métodos de aplicação de dejetos suínos no solo, e de novas tecnologias como os inibidores de nitrificação devem ser intensificadas, de modo que possamos fornecer subsídios para prever os impactos dessas vias de perda de N sobre a qualidade do ar, da água e do solo.

2.5.1.4 Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia

A perda acumulada de N por volatilização de NH_3 no tratamento testemunha foi muito baixa, totalizando apenas $0,41 \text{ kg de N ha}^{-1}$ em 198 horas de experimento (Figura 2 A), o que se deve ao fato de não ter sido aplicado N ao solo do referido tratamento. Quando se aplicou N amoniacal com os dejetos na superfície do solo, a volatilização acumulada de NH_3 no mesmo período foi de $9,4 \text{ kg de N ha}^{-1}$, a qual foi próxima do tratamento em que os dejetos receberam DCD no momento da sua distribuição na superfície do solo ($9,6 \text{ kg de N ha}^{-1}$). Um aspecto a destacar na figura 1 A se refere à cinética de emissão de NH_3 no tratamento com

aplicação dos dejetos na superfície do solo, onde 84% (8 kg N ha^{-1}) das emissões totais ocorreram durante as primeiras 30 horas e apenas 26% entre 30 e 198 horas.

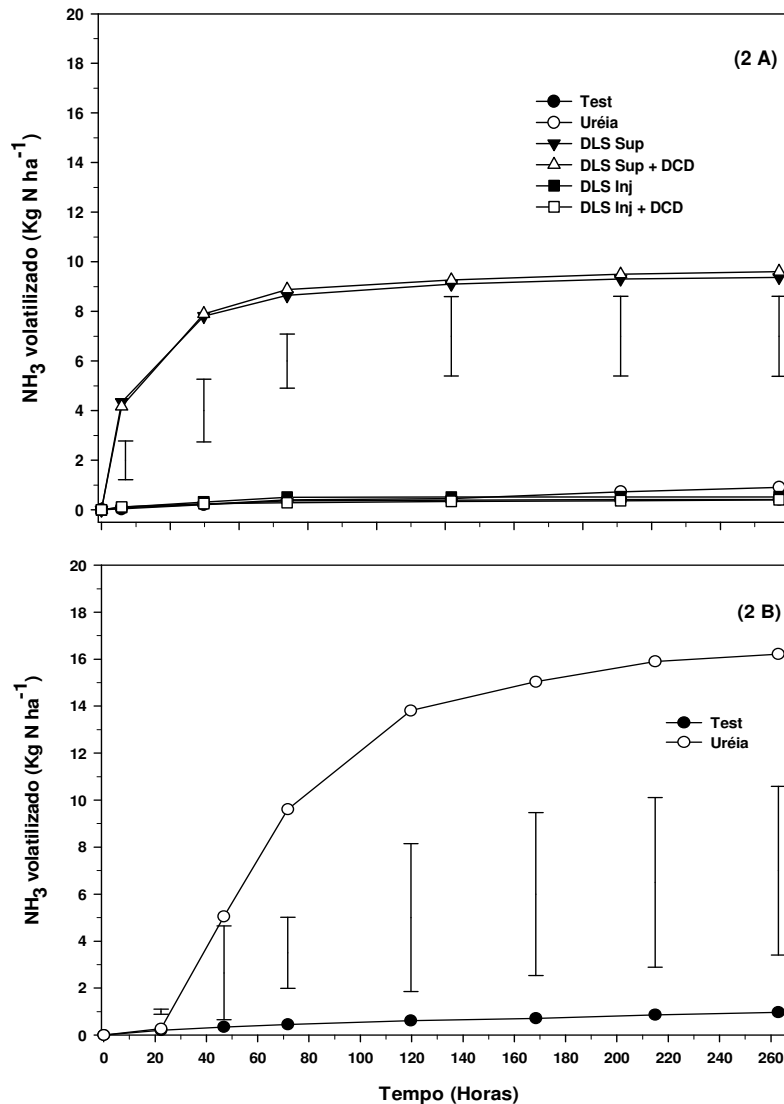


Figura 2. Volatilização acumulada de amônia (NH_3) após aplicação dos tratamentos em pré-plantio (A). Reaplicação de uréia em cobertura (B). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%). As siglas indicam: DLS - Dejetos líquidos de suínos, Sup - aplicado em superfície Inj - injetado; Uréia - adubação mineral e DCD - Dicianodiamida.

A proporção do N aplicado com os dejetos na superfície do solo e que foi perdida por volatilização de NH_3 foi de 7,9% do N amoniacal e de 6,2% do N total, não havendo diferença entre aplicar os dejetos com ou sem DCD (Figura 3). Embora a proporção do N contido nos dejetos e que é perdida por volatilização quando eles são aplicados na superfície

do solo apresente ampla variação, os valores reportados na literatura são, normalmente, superiores aos encontrados no presente trabalho. No experimento de Nyord et al. (2012), em que os dejetos de suínos foram aplicados na superfície de um solo da Dinamarca, 20% do N amoniacal dos dejetos volatilizou como NH_3 em 22 horas. Nessa mesma modalidade de aplicação dos dejetos, porém em um solo dos Estados Unidos, Powell et al. (2011) encontraram perdas maiores, de 50%. Tais variações nas perdas de N dos dejetos por volatilização de NH_3 podem ser atribuídas a vários fatores, com destaque para as diferenças nas condições climáticas, nas características do solo e dos dejetos e também às metodologias empregadas para avaliar a volatilização de NH_3 (SMITH et al., 2009). Enquanto as câmaras estáticas utilizadas no presente trabalho podem subestimar as perdas de NH_3 (SMITH et al., 2007), os túneis com ventilação podem superestimá-las (ROCHETTE et al., 2009).

No estudo de Damasceno (2010) o método utilizado para avaliar as emissões de NH_3 foi o das câmaras estáticas semiabertas, igual ao do presente estudo. Esse autor aplicou $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS no solo, o que representou em 91 kg ha^{-1} de NAT, e a porcentagem do NAT perdido como N- NH_3 foram de 5,3% e 9,4% no primeiro e no segundo ano de estudo, respectivamente. Esses valores contrastam com os 34,5% encontrados por Chantigny et al. (2009), onde os autores aplicaram $100,6 \text{ kg ha}^{-1}$ de NAT com os dejetos suínos no Canadá, porém, o método utilizado para avaliar a volatilização foi o dos túneis de vento. Mkhabela et al. (2009), utilizando tuneis de vento, reportaram emissões de NH_3 equivalentes a 24,3% do NAT aplicado com dejetos suínos ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) em superfície no solo. Todavia, quando esses autores utilizaram o método das câmaras estáticas às perdas variaram de 2,3% a 20,8% do NAT.

Utilizando o método do túnel de vento, também, Chantigny et al. (2004) avaliaram as emissões de amônia após a aplicação de $700 \text{ kg de N ha}^{-1}$ com DLS ($72 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) digeridos anaerobicamente e encontraram emissão de 42,0% do N total aplicado com os dejetos, 19 dias após a sua aplicação no solo. Em outro estudo, com tuneis de vento, Chantigny et al. (2009) encontraram emissão média de 22,3% do N total aplicado. Essa variação pode ser relacionada principalmente a menor dose de N utilizada pelos autores em 2009 ($145,6 \text{ kg de N ha}^{-1}$), sendo que dessa forma, a concentração de NH_3 na superfície do solo é reduzida e, conseqüentemente, a volatilização também (GENERMONT, 1996; SOMMER; HUTCHINGS, 2001).

Comparando os dois tratamentos com aplicação de dejetos na superfície do solo ao tratamento com uréia (Figuras 2 A e 2 B) observa-se que a volatilização acumulada de NH_3 com uréia ($17,1 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$) superou em 80% a emissão média dos tratamentos DLS

Sup e DLS Sup + DCD (9,5 kg de N-NH₃ ha⁻¹). Essas quantidades de N volatilizadas como NH₃ no tratamento com uréia representam 2,8% da quantidade de N aplicada na base, em pré-semeadura (30 kg de N ha⁻¹), e 15,3% do N em cobertura (100 kg de N ha⁻¹), totalizando 18,1% de perda do N aplicado.

Embora as maiores perdas de N por volatilização de NH₃ com uréia do que com os dejetos estejam de acordo com Bouwman et al. (2002) as quantidades de N perdidas estão no limite inferior em relação a outros trabalhos. No trabalho de Soares et al. (2012), por exemplo, a aplicação de 300 kg de N-uréia ha⁻¹ em dois experimentos distintos resultou em perdas de 28% e 37% do N aplicado. Já Rochette et al. (2009) encontraram perdas acumuladas bem maiores ao aplicar uréia em plantio direto, sobre a palha de trigo, chegando a 64% do N aplicado. Essas perdas elevadas de NH₃, em relação aos tratamentos com aplicação de dejetos, as quais foram de 27% do N aplicado, foram atribuídas pelos autores à elevada atividade da enzima urease na hidrólise da uréia e ao método empregado para a análise das emissões de NH₃ (túneis ventilados), o qual pode superestimar as perdas de NH₃ por volatilização. Tais diferenças entre os trabalhos podem ser atribuídas às características distintas dos dejetos, do solo e das condições climáticas predominantes em cada trabalho, além das metodologias empregadas na avaliação da NH₃ emitida.

Considerando que, no presente trabalho, a uréia também foi aplicada na superfície do solo e que a quantidade de N total aplicada com os dejetos e com a uréia foi à mesma (130 kg de N ha⁻¹), as diferenças encontradas nas quantidades de N perdidas por volatilização de NH₃ podem ser atribuídas às diferenças existentes nas duas fontes de N. Enquanto nos dejetos a maior parte do N aplicado se encontrava na forma amoniacal (Tabela 2), na uréia o N se encontra na forma amídica. Além disso, a uréia é sólida e a enzima urease age rapidamente sobre o N amídico, transformando-o em NH₃. Essa reação resulta em aumento localizado do pH próximo aos grânulos da uréia, o que, na superfície do solo, pode acentuar a volatilização de NH₃, caso as condições ambientais sejam propícias para isso. Já nos dejetos líquidos de suínos, além de, provavelmente, não existir N amídico quando eles são aplicados no campo, eles contêm uma fração líquida, rica em N amoniacal, que pode infiltrar rapidamente no solo protegendo esse N da volatilização.

Os resultados do presente trabalho mostram que a injeção dos dejetos líquidos de suínos, entre 8 e 11 cm de profundidade no solo, reduziu em 29,8 vezes a porcentagem do N amoniacal aplicado com os dejetos e que foi perdido por volatilização de NH₃, em relação à aplicação em superfície. Esses resultados confirmam aqueles obtidos por Huijsmans et al. (2003) onde a redução da emissão de NH₃ pela injeção profunda (> 10 cm) dos dejetos de

suínos em solos da Holanda foi de 34 vezes. No entanto, Nyord et al. (2012), não encontraram diferenças significativas entre a aplicação dos dejetos em superfície e sua injeção no solo, embora com a injeção houve tendência em reduzir as emissões que NH_3 . Avaliando diferentes profundidades de injeção dos dejetos em solo do Canadá (5, 10, 15, 20, 25 e 30 cm) Smith et al. (2009) constataram que a eficiência da injeção na redução da emissão de NH_3 variou de 36% a 5 cm a 58% a 30 cm. Portanto, as diferenças observadas entre os trabalhos quanto à eficiência da injeção dos dejetos podem estar relacionadas, também, à profundidade de injeção dos mesmos no solo.

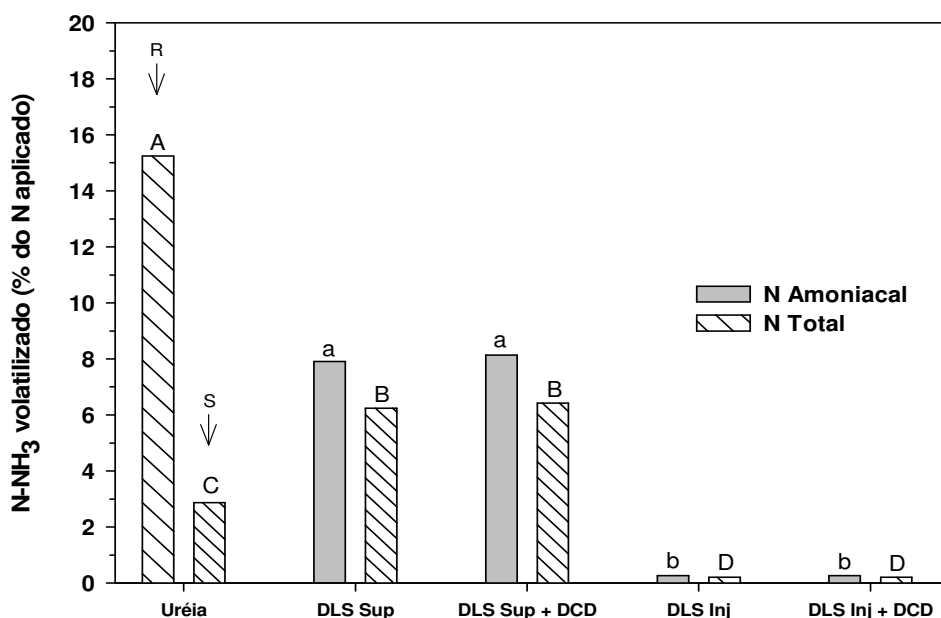


Figura 3. Porcentagem do nitrogênio amoniacal e do total aplicado com os dejetos e com a uréia perdidos por volatilização. As letras maiúsculas e minúsculas sobre as barras representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%) para N total e N amoniacal respectivamente. As letras e siglas indicam: Uréia na pré-semeadura (S), uréia em cobertura (R). Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicado em superfície (Sup) e injetado (Inj); adubação mineral (Uréia) e dicianodiamida (DCD).

Alguns trabalhos mostram que o aumento na disponibilidade de carbono solúvel, umidade e N, em função da concentração dos dejetos nos sulcos de injeção, podem criar condições favoráveis à desnitrificação, aumentando a emissão N_2O para a atmosfera (WULF et al., 2002; WEBB et al., 2010; PETERSEN; SOMMER, 2011), cujo potencial de aquecimento global é cerca de 300 vezes maior do que aquele do CO_2 (IPCC, 2007). Esse

problema pode ser contornado pelo uso de inibidores de nitrificação que, no caso da dicianodiamida (DCD), testada no presente trabalho, não aumentou a emissão de NH_3 . Outro aspecto importante a ser avaliado em estudos futuros se refere ao gasto de combustível e à quantificação das emissões de poluentes atmosféricos pelo trator que irá tracionar a máquina injetora dos dejetos, já que a demanda de potência será maior do que aquela necessária para tracionar a máquina para distribuição superficial dos dejetos. É preciso estabelecer uma profundidade mínima de injeção para garantir a redução na volatilização de NH_3 e, ao mesmo tempo, aumentar minimamente o gasto de combustível para tracionar a máquina injetora.

2.6 CONCLUSÕES

A adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos de suínos, no momento da sua adição ao solo, tanto em superfície quanto injetados, não tem efeito sobre a volatilização de NH_3 .

As perdas de N por volatilização de NH_3 que ocorrem com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos na superfície do solo podem ser eliminadas com a injeção subsuperficial dos dejetos no solo.

2.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIYAMA, H.; YAN, X.; YAGI, K. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N_2O and NO emissions from agricultural soils: Meta analysis. **Global Change Biology**, v.16, p.1837-1846, 2010.

AMON, B. et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.112, p.153-162, 2006.

BHANDRAL, R. et al. Soil infiltration reduces gaseous emissions and improves N uptake. **Journal of Environmental Quality**, v.38, p.1372-1382, 2009.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Estimation of global NH_3 volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochem Cycles**, v.16, p.1024, 2002.

CARNEIRO, J. P.; COUTINHO, J.; TRINDADE, H. Nitrate leaching from a maize X oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.160, p.29–39, 2011.

CERRI, C. C. et al. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v.67, p.102-116, 2010.

CHANTIGNY, M. H. et al. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v.36, p.1864-1872, 2007.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004, 394p.

DAMASCENO, F. **Injeção de dejetos líquidos suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso**. Santa Maria: UFSM, 2010. 122f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DELL, C. J. et al. Low-Disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal of Environmental Quality**, v.41, p.928-937, 2012.

DENDOOVEN, L. et al. Dynamics and sources of N_2O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.26, p.224-228, 1998.

DI, H. J. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationships with ammonia-oxidizing bacteria and archaea. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.943-954, 2010.

GAY, S. W.; KNOWLTON, K. F. Ammonia emissions and animal agriculture. **Virginia Cooperative Extension**, p.442-110, 2009.

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**, v.41, p.1653-1661, 2006.

HUIJSMANS, J. F. M. J.; HENDRIKS; G. L. G.; VERMEULEN, D. Draught requirement of trailing-foot and shallow injection equipment for applying slurry to grassland. **Journal of agricultural Engineering Research**, v.71, p.347-356, 1998.

HUIJSMANS, J. F. M.; HOLI, J. M. G.; HENDRIKS, M. M. W. B. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v.49, p.323-342, 2001.

HUIJSMANS, J. F. M.; HOL, J. M. G.; VERMEULEN, G. D. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmospheric Environment**, v.37, p.3669-3680, 2003.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Efetivo de suínos. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/ppm2010.pdf>>. Acesso em: 10 de agosto de 2011.

Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fourth Assessment Report of the IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p.

JACKSON, L. L.; KEENEY, D. R.; GILBERT, E. M. Swine manure management plans in North-Central Iowa: Nutrient loading and policy implications. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.205-212, 2000.

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

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

KONZEN, E. A. et al. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. Sete Lagoas, **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, 1997. 31 p. (Circular Técnica, 25)

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.22, p.651-665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v.100, p.5485-5489, 2009.

LOVANH, N.; WARREN, J.; SISTANI, K. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. **Bioresource Technology**, v.101, p.1662-1667, 2010.

LESSCHEN, J. O. et al. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. **Animal Feed Science and Technology**, v.166-167, p.16-28, 2011.

LUO, J. et al. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.282-291, 2010.

MA, L. et al. On-Farm Assessment of the Amount and Timing of Nitrogen Fertilizer on Ammonia Volatilization. **Agronomy journal**, v.102, n.1, p.134-144, 2010.

MA, L. et al. Nitrogen and phosphorus use efficiencies and losses in the food chain in China at regional scales in 1980 and 2005. **Science of the Total Environment**, v.434, p.51-61, 2012.

MAGUIRE, R.O. et al. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. **Journal of Environmental Quality**, v.40, p.292-301, 2011.

MEADE, G. et al. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.208-217, 2011.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.121, p.383-394, 2007.

MERINO, P. et al. Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. **Soil Use and Management**, v.18, p.135-141, 2002.

MIRANDA, M. et al. Dry matter production and nitrogen use efficiency of giant missionary grass in response to pig slurry application. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.41, p.537-543, 2012.

MKHABELA, M. S. et al. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilized with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. **Chemosphere**, v.65, p.1381-1387, 2006a.

MKHABELA, M. S. et al. Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. **Plant and Soil**, v.284, p.351-361, 2006b.

MISSELBROOK, T. H. et al. Slurry Application Techniques to reduce Ammonia Emissions: Results of some UK Field-scale Experiments. **Biosystems Engineering**, n.3, p.313-321, 2002.

NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. **Plant and Soil**, v.39, p.309-318, 1973.

NDEGWA, P. M. et al. A review of ammonia emissions mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems Engineering**, v.100, p.453-469, 2008.

PALHARES, J. C. P. Legislação ambiental e produção de suínos: as experiências internacionais. Revisão de Literatura. **Fepam em Revista**, v.3, n.1, p.19-27, jan./jul. 2009.

PEREIRA, B. D.; MAIA, J. C. DE S.; CAMILOT, R. Eficiência técnica na suinocultura: Efeitos dos gastos com meio ambiente e da renúncia fiscal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p. 200-204, 2008.

PORTMANN, R. W.; DANIEL, J. S.; RAVISHANKARA, A. R. Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: influences of other gases. **Philosophical Transport the Royal Society. B**, v.367, p.1256-1264, 2012.

PUJOL, S. B. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. Santa Maria: UFSM, 2012. 100f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.515-523, 2001.

ROCHETTE, P. et al. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, p.71-80, 2009.

RODHE, L.; ETANA, A. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three swedish soils with ley. **Biosystems Engineering**, v.92, p.107-118, 2005.

ROELCKE, M.; LI, S.X.; TIAN, X.H.; GAO, Y.J.; RICHTER, J. In situ comparisons of ammonia volatilization from N fertilizers in Chinese loess soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.62, p.73-88, 2002.

SÁNCHEZ, M., J. L. GONZÁLEZ. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. **Bioresource Technology**, v.96, p.1117-1123, 2005.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p. il. Inclui apêndices.

SCHIRMANN, J. **Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo**. Santa Maria: UFSM, 2012. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

SINGH, N. S.; VERMA, A. The potential of nitrification inhibitors to manage the pollution effect of nitrogen fertilizers in agricultural and other soils: a review. **Environmental Practice**, v.4, p.266-279, 2007.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S. Influence of dicyandiamide on nitrogen transformation and losses in cow-urine-amended soil cores from grazed pasture. **Animal Production Science**, v.49, p.253-261, 2009.

SØGAARD, H. T. et al. Ammonia volatilization from field-applied animal manure the -ALFAM model. **Atmospheric Environment**, v.36, p.3309-3319, 2002.

SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. **European Journal of Agronomy**, v.15, p.1-15, 2001.

SOMMER, S. G.; HANSEN, M. N.; SØGAARD, H. T. Infiltration of slurry and ammonia volatilization. **Biosystems Engineering**, v.88, p.359-367, 2004.

SØRENSEN, P.; AMATO, M. Remineralization and residual effects of N after application of pig slurry to soil. **European Journal Agronomy**, v.16, p.81-95, 2002.

SMITH K.M, et al. Reduction of ammonia emission by slurry techniques. **Journal of agricultural Engineering Research**, v.77, p.277-287, 2000.

SMITH, E. et al. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of Environmental Management**, v.90, p.2531-2536, 2009.

TAO, X.; MATSUNAKA, T.; SAWAMOTO, T. Dicyandiamide application plus incorporation into soil reduces N₂O and NH₃ emissions from anaerobically digested cattle slurry. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.48, p.169-174, 2008.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

THOMPSON, R. B.; MEISINGER, J. J. Management Factors Affecting Ammonia Volatilization from Land-Applied Cattle Slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1329-1338, 2002.

VALLEJO, A. et al. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v.272, p.313-325, 2005.

VELTHOF, G. L.; MOSQUERA, J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.298-308, 2011.

WEBB, J. et al. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. **Environmental Pollution**, v.135, p.399-406, 2005.

WEBB, J. et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.137, p.39-46, 2010.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: Greenhouse gas emissions. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1795-1801, 2002.

YAGÜE, M. R.; QUÍLEZ, D. Direct and residual response of wheat to swine slurry application method. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.86, p.161-174, 2010.

ZAMAN, M. et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v.41, p.1270-1280, 2009.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.236-246, 2010.

3 ARTIGO II – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO COM A INJEÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS AO SOLO ASSOCIADA A UM INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO

3.1 Resumo

Na maioria das situações, a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo aumenta as emissões de óxido nitroso (N_2O) para a atmosfera. Por isso, a importância da pesquisa em buscar estratégias de manejo desses dejetos que reduzam tais emissões, cujos impactos negativos se refletem tanto no potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos como, principalmente, na qualidade do ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do modo de aplicação de DLS, associado ou não ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), sobre a emissão de N_2O em plantio direto de milho. O trabalho foi conduzido de dezembro de 2011 a maio de 2012 em um Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico. Os tratamentos constaram de duas modalidades de aplicação de DLS no solo (injeção subsuperficial x aplicação em superfície) na dose de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, com e sem a adição de 10 kg ha^{-1} de DCD, além de um tratamento com adubação mineral (NPK) e de um tratamento testemunha, sem DLS e sem NPK. A avaliação da emissão de N_2O nos tratamentos foi realizada em câmaras estáticas e o N_2O foi quantificado por cromatografia gasosa. A injeção dos DLS aumentou em 49,5% a emissão acumulada de N_2O em 185 dias, em relação à aplicação superficial. Todavia, a adição da DCD aos dejetos, como inibidor de nitrificação, reduziu os fluxos de N_2O em $972,1 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (62,1%) na aplicação superficial e em $1175,7 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (69,3%) com a injeção dos dejetos no solo. A adição de DCD como inibidor de nitrificação do N amoniacal proveniente dos dejetos líquidos de suínos mostrou ser uma prática eficiente no controle das emissões de N_2O após a aplicação dos dejetos em plantio direto, independente da modalidade de aplicação dos mesmos no solo.

Palavras chave: Dicianodiamida (DCD), nitrificação, desnitrificação.

3.2 Emission of nitrous oxide with the injection of pig slurry to soil associated with an nitrification inhibitor

3.2 Abstract

In most situations, the application of pig slurry (PS) in the soil increases the emissions of nitrous oxide (N₂O) into the atmosphere. Therefore, the importance of research to pursue management strategies that reduce such emissions, whose negative impacts are reflected both in the loss of manure as fertilizer and especially on environmental quality. The aim of this study was to evaluate the effect of mode of application of PS, with or without the use of nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on N₂O emission in no-till corn. The study was conducted from December 2011 to May 2012 on a typical Hapludalf. The treatments consisted of two methods of application of PS in the soil (subsurface injection X surface application) at a dose of 50 m³ ha⁻¹, with and without the addition of 10 kg ha⁻¹ of DCD. The treatments with mineral fertilizer (NPK) and a control treatment without PS and NPK were also included. The evaluation of N₂O emissions in treatments were performed by using static chambers and N₂O was quantified by gas chromatography. The injection of PS increased accumulated N₂O emission by 49,5% during 185 days, compared to surface application. However, the addition DCD as nitrification inhibitor to the slurry reduced the flux of N₂O by 972,1 g N-N₂O ha⁻¹ (62,1%) in surface and 1175,7 g N-N₂O ha⁻¹ (69,3%) with the injection of slurry into the soil. The addition of DCD as a nitrification inhibitor to pig slurry proved to be an efficient practice in controlling N₂O emissions after slurry application under no-till soil conditions, regardless of the mode of application.

Keywords: Dicyandiamide (DCD), nitrification, denitrification.

3.3 INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade que está concentrada na região Sul do Brasil (IBGE, 2010), sendo reconhecida pela geração de grande volume de dejetos, os quais são manejados, principalmente, na forma líquida devido ao uso da água na higienização das instalações. O principal destino dados a tais dejetos é a sua aplicação do solo como fonte de nutrientes às plantas, com destaque para o nitrogênio (N), que se encontra principalmente na forma amoniacal (GREGORICH et al., 2005; AITA et al., 2007), a qual é rapidamente nitrificada em solos com boas condições de aeração (VALLEJO et al., 2005). Quando doses excessivas de dejetos são aplicadas ao solo, parte do N não é absorvida pelas plantas, o que pode saturar a capacidade de suporte do solo em receber N (LUO et al., 2010). Como consequência, o N que não foi absorvido, fica suscetível a perdas para a atmosfera via emissão de amônia (NH_3), dinitrogênio (N_2) e óxidos de N (NO_x), incluindo o óxido nitroso (N_2O), que é considerado um dos principais gases de efeito estufa (GEE). Além das emissões gasosas, o N excedente pode ser lixiviado ou transportado pela água de escoamento como amônio (NH_4^+), N orgânico dissolvido e, principalmente, como nitrato (NO_3^-).

Apesar dessas vias de perda de N reduzirem a eficiência dos dejetos como fonte desse nutriente às culturas, a maioria delas também impacta negativamente o ambiente, afetando a qualidade da água e do ar. Por isso, a pesquisa tem concentrado esforços na busca de estratégias para reduzir o impacto dos dejetos de animais sobre as emissões gasosas de N para a atmosfera, com destaque para o N_2O uma vez que esse gás apresenta um potencial de aquecimento global (PAG) 296 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) (IPCC 2007), além de ser responsável pela depleção da camada de ozônio (RAVISHANKARA et al., 2009).

Apesar do alto valor fertilizante dos dejetos líquidos de suínos (BERENGUER et al., 2008) o seu uso agrícola pode potencializar a produção de N_2O no solo, tanto durante a nitrificação do N amoniacal dos dejetos (DENDOOVEN et al., 1998) quanto durante a utilização do NO_3^- na respiração anaeróbica de bactérias desnitrificadoras (CALDERON et al., 2005). O aumento das emissões de N_2O é atribuído ao fato de os dejetos estimularem a atividade microbiana do solo pela adição de N e carbono (C) orgânico de fácil oxidação (ROCHETTE et al., 2000; VELTHOF et al., 2003), além da adição de quantidades elevadas de líquidos (CHADWICK et al., 2011). Esse conjunto de condições contribui para reduzir a disponibilidade de O_2 no solo, o que favorece as emissões de N_2O pela nitrificação e desnitrificação (WHALEN et al., 2000) e explica as maiores emissões de N_2O , normalmente

encontradas com a aplicação de dejetos, em relação à aplicação de uréia ou N mineral (PETERSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2000; VELTHOF et al., 2003; CHANTIGNY et al., 2007). No trabalho de Chantigny et al. (2007), por exemplo, a emissão de N_2O após aplicação de dejetos líquidos de suínos superou aquela encontrada com nitrato de amônio, em 35% em um solo siltoso e 41% em outro arenoso.

Entre as estratégias para reduzir as emissões gasosas de N após a aplicação de dejetos animais destacam-se o uso de inibidores de nitrificação (IN) e a injeção dos dejetos no solo (LUO et al., 2010; CHADWICK et al., 2011; VANDERZAAG et al., 2011). Enquanto o uso de IN visa reduzir a emissão de N_2O , a injeção visa reduzir a emissão de NH_3 , o que já foi comprovado em diversos trabalhos (SMITH et al., 2000; NYORD et al., 2008; MAGUIRE et al., 2011; DELL et al., 2012).

Existem diversos compostos tanto sintéticos quanto naturais com a capacidade já demonstrada em inibir a nitrificação (SLANGEN; KERKHOFF 1984; SUBBARAO et al., 2006), sendo que um dos mais utilizados atualmente é a Dicianodiamida (DCD), principalmente em áreas que recebem grandes quantidades de urina de vacas em lactação (ZAMAN et al., 2009; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010; ZAMAN; NGUYEN, 2012). A adição de dicianodiamida DCD aos dejetos visa aumentar o tempo de permanência no solo do N dos dejetos na forma amoniacal ($NH_3 + NH_4^+$), já que a DCD atua na inibição temporária da enzima monooxigenase, responsável pela oxidação de NH_3 até nitrito (NO_2^-) na primeira etapa da nitrificação (SINGH, VERMA, 2007). Ao inibir a nitrificação, a adição de DCD aos dejetos reduz a emissão do N_2O durante a nitrificação do N amoniacal e também durante a desnitrificação, já que a disponibilidade de NO_3^- no solo será reduzida. Além disso, a permanência do N na forma amoniacal favorece a sua imobilização pelos microrganismos, a adsorção no solo e a absorção pelas plantas, diminuindo as perdas por lixiviação de NO_3^- (VANDERZAAG et al., 2011). Todavia, ao preservar maior quantidade de N na forma amoniacal no solo, aumenta o potencial de perda de N por volatilização de NH_3 (KIM et al., 2012), o que pode, indiretamente, provocar emissão de N_2O após a deposição da NH_3 no solo (ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010).

No sul do Brasil predomina a situação em que os dejetos de suínos são aplicados sobre resíduos culturais, em plantio direto, o que resulta em perdas significativas de N por volatilização de NH_3 (DAMASCENO, 2010; PUJOL, 2012). Já que a incorporação dos dejetos é incompatível com o plantio direto a alternativa para reduzir tais perdas consiste na sua injeção subsuperficial. Embora a elevada eficiência dessa prática no controle da volatilização de NH_3 já tenha sido comprovada pela pesquisa (SMITH et al., 2000; NYORD

et al., 2008; MAGUIRE et al., 2011; DELL et al., 2012), ainda existem poucos estudos em que tenha sido avaliado o efeito da injeção dos dejetos de suínos, isoladamente ou em combinação com o uso de DCD, sobre as emissões de N_2O . Quando são utilizadas técnicas para reduzir as emissões de NH_3 , devem ser esperados incrementos nas emissões de N_2O para atmosfera, pois a NH_3 que não é perdida por volatilização pode produzir N_2O durante a sua nitrificação e, mais tarde, durante a desnitrificação (WEBB et al., 2010).

Um dos poucos trabalhos em que a injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo foi associada ao uso de DCD foi realizado na Espanha por Vallejo et al. (2005), os quais constataram que essa associação foi eficiente em mitigar as emissões de N_2O . Esses autores encontraram redução de 83% nas emissões totais de N_2O quando combinaram os DLS com a DCD, comparadas somente à injeção dos dejetos. Além desses autores, depois de combinar a injeção de dejetos bovinos ($67 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) com DCD (16 kg ha^{-1}) num solo sob pastagem na Holanda, Klein et al. (1996), incubaram cilindros de solo no laboratório e reportaram uma redução de 70% no N_2O produzido pela desnitrificação comparada aos dejetos injetados sem DCD. Esse resultado foi atribuído aos baixos teores de NO_3^- no solo causado pelo efeito inibitório da DCD sobre a nitrificação. Embora o sucesso dessa estratégia dependa das condições do clima, principalmente da temperatura e umidade, das propriedades intrínsecas do inibidor (LUO et al., 2010), das características do solo, dos dejetos e do sistema de cultivo (VANDERZAAG et al., 2011), é preciso intensificar a pesquisa nesta área, em diferentes condições de solo e clima.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do modo de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo (superfície x injeção subsuperficial), associado ou não ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), sobre a emissão de N_2O em plantio direto de milho.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Local, solo e clima

O trabalho foi conduzido durante o verão de 2011/12, na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS. O solo é

classificado como Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (SANTOS, 2006), com textura franca na camada 0-0,1 m. As características químicas iniciais do solo foram as seguintes: 2,7% de matéria orgânica, 7,9 mg dm⁻³ de P, 39 mg dm⁻³ de K, pH (H₂O) de 5,9, CTC pH₇ de 16,1 e densidade volumétrica de 1,38 g dm⁻³. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é subtropical úmido, tipo Cfa2, com precipitação média anual de 1700 mm e temperatura média anual de 18 °C, sendo a média das máximas do mês mais quente 32 °C e das mínimas do mês mais frio de 9 °C (BURIOL et al., 1979). A precipitação, as irrigações e a temperatura média do ar durante o período de seis meses de avaliação das emissões de N₂O, que foi de 01 de dezembro de 2011 a 03 de maio de 2012, são apresentadas na Figura 1.

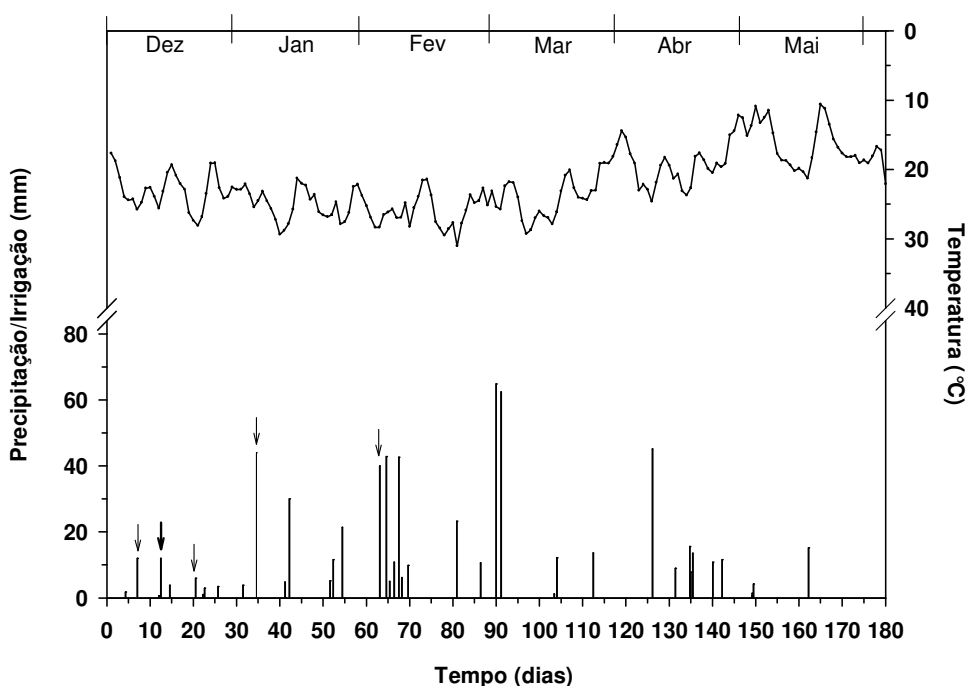


Figura 1. Precipitações ocorridas, irrigações realizadas e temperatura média do ar durante o período de análise de N₂O do experimento. As setas indicam os dias em que houve irrigação.

3.4.2 Delineamento experimental, tratamentos e aplicação dos dejetos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições dos seguintes tratamentos, aplicados em dezembro de 2011 em parcelas de 5,25 m x 6 m: T1 - Solo sem adição de dejetos líquidos de suínos (DLS) (Testemunha), T2 - N-uréia (Uréia), T3 -

DLS aplicados em superfície (DLS Sup), T4 - DLS em superfície com adição de DCD (DLS Sup + DCD), T5 - DLS injetado no solo (DLS Inj) e T6 - DLS injetado com DCD (DLS Inj + DCD).

Os dejetos de suínos, oriundos de animais em fase de terminação e contendo a mistura de fezes e urina, além de água usada na lavagem das instalações, sobras de alimentos e água dos bebedouros, foram coletados em uma esterqueira anaeróbica após vigorosa agitação, de modo que a composição dos dejetos retirados representasse a média do volume total da esterqueira. Os dejetos foram transportados da esterqueira e estocados em caixas d'água com capacidade de 1000 L, até serem aplicados no experimento. No dia anterior à instalação do experimento retirou-se, de cada caixa d'água, uma amostra de dejetos para posterior análise de pH, matéria seca (MS), N total e N amoniacal, conforme metodologias descritas em Tedesco et al., (1995). Os valores desses atributos dos dejetos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), da palha de trigo e quantidades adicionadas de carbono (C), nitrogênio (N) e matéria seca (MS) ao solo com os materiais orgânicos. Santa Maria - RS, 2012.

Resíduo Orgânico	MS	C orgânico	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
	----- g kg ⁻¹ -----						
DLS ⁽¹⁾	27	7,0	2,9	2,3	0,6	2,3	8,2
	----- kg ha ⁻¹ -----						
	1.135	351,0	149,5	117,9	31,6	-	-
Palha ⁽²⁾	2.900	1.221,5	19,7	-	-	62,0	-

⁽¹⁾Dose de DLS= 50 m³ ha⁻¹ em base úmida. ⁽²⁾Base seca.

A dose aplicada de dejetos foi de 50 m³ ha⁻¹, equivalente a 149,5 kg ha⁻¹ de N total, a qual foi estabelecida com base na análise dos dejetos antes da aplicação e na recomendação de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004), a qual considera que 80% do N total presente nos DLS estará disponível à cultura que sucede à sua aplicação. A dose de N no tratamento com uréia também seguiu as recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004) para uma expectativa de rendimento de milho de 8 Mg ha⁻¹ de grãos. Nesse tratamento a uréia foi aplicada manualmente na superfície do solo em dose equivalente a 30 kg ha⁻¹ de N na semeadura do

milho e mais 100 kg ha^{-1} em cobertura, aos 34 dias após a semeadura. Da mesma forma, o fósforo, na dose de 125 kg ha^{-1} de P_2O_5 (superfosfato triplo) e o potássio, na dose de 90 kg ha^{-1} de K_2O (KCl), foram aplicados na semeadura. Nos tratamentos que receberam a dicianodiamida (DCD), a mistura foi feita aos dejetos no interior das caixas d'água, cerca de uma hora antes da sua aplicação no solo. A dose de DCD utilizada foi de 10 kg ha^{-1} , a qual foi vigorosamente misturada aos dejetos através de agitação manual. Os dejetos foram aplicados ao solo sobre $2,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ de resíduos culturais de trigo (*Triticum aestivum*), no dia 01/12/2011, antecedendo a semeadura do milho, a qual foi realizada em 03/12/2011. A semeadura do milho (Pioneer 30F53H) foi manual, com espaçamento entre as linhas de 0,8 m, obtendo uma população média final de aproximadamente $78 \text{ mil plantas ha}^{-1}$.

Nos tratamentos com dejetos na superfície do solo, a sua aplicação foi feita manualmente com regadores para garantir a distribuição mais uniforme possível. Nos tratamentos com injeção dos dejetos, estes foram aplicados com equipamento injetor o qual é composto por um tanque metálico com capacidade para 4.000 L e tracionado com trator. Na parte traseira do tanque há um conjunto de oito hastes sulcadoras do tipo facão guilhotina, espaçadas de 35 cm entre si e, quando em operação, injetam os dejetos no solo em sulcos com profundidade entre 8 cm e 11 cm. As hastes realizam, simultaneamente, a abertura e a injeção dos DLS, além do recobrimento do sulco. A largura de trabalho do equipamento é de 2,8 m, com uma velocidade de operação de $3,7 \text{ km h}^{-1}$ e a tomada de potência (TDP) do trator funcionando a 2100 rotações por minuto (RPM).

3.4.3 Avaliação das emissões de N_2O

Os fluxos de N_2O do solo foram avaliados em cada repetição dos tratamentos. Para isso, foram utilizadas câmaras estáticas de aço galvanizado, com dimensões de 0,3 m de largura, 0,2 m de altura e 0,4 m de comprimento, totalizando um volume interno de $0,024 \text{ m}^3$. Em cada avaliação as câmaras eram dispostas sobre uma base metálica alocada na entrelinha do milho. A aplicação dos dejetos no interior das bases foi feita com proveta graduada, a fim de garantir o controle da dose aplicada e da uniformidade na sua distribuição. As bases possuíam as mesmas dimensões das câmaras e foram inseridas a 0,1 m no solo, permanecendo assim durante todo o período experimental. Cada base continha externamente uma canaleta de 0,04 m de altura e 0,03 m de largura, a qual era preenchida com água para completa vedação

do sistema após o encaixe da câmara em cada coleta. As emissões de N_2O foram medidas 23 vezes durante 185 dias, no período entre 02/12/2011 e 03/06/2012. A frequência de coleta foi maior no primeiro mês após a aplicação dos dejetos, onde os fluxos de N_2O eram mais intensos.

As coletas de gás no interior das câmaras foram efetuadas entre 09:00 e 11:00 h da manhã, utilizando-se seringas de polipropileno com capacidade de 20 mL, em quatro tempos (0, 15, 30 e 45 minutos após a colocação da câmara sobre a base). A amostra foi retirada através de uma válvula, inserida em um septo de borracha conectado ao interior da câmara. A concentração de N_2O foi determinada por cromatografia gasosa, em cromatógrafo específico (Shimadzu, modelo GC-2014 Greenhouse). As taxas de emissão de N_2O foram calculadas com base na equação e no modelo propostos por Rochette; Bertrand (2008). Para completar essa equação, dados de temperatura e umidade relativa do ar foram obtidos a cada coleta, no espaço interno das câmaras por meio de termo-higrômetros digitais (Incoterm, modelo 7664.01.0.00). Além disso, em todas as datas de avaliação de N_2O , amostras de solo na camada 0-0,1 m foram coletadas com auxílio de trado calador, para monitorar os teores de N mineral ($NH_4^+ + NO_3^-$) e umidade gravimétrica (TEDESCO et al., 1995). Nas parcelas onde os dejetos foram injetados, o solo foi coletado tanto dentro como no meio do espaço entre os sulcos de injeção. A partir dos valores de umidade e densidade volumétrica, calculou-se o espaço poroso saturado por água (EPSA), assumindo uma densidade de partícula de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$.

A temperatura do solo foi registrada no momento de cada coleta, usando termômetros digitais do tipo espeto (Incoterm, modelo 6032.08.1.00) inseridos na camada de 0-0,1 m. Os dados de precipitação e de temperatura ambiente foram obtidos a partir da estação meteorológica situada a aproximadamente 200 m da área experimental. A emissão acumulada de N_2O durante o experimento foi calculada somando-se a quantidade emitida deste gás a cada intervalo de coleta. Para isso, foi realizada a média dos fluxos de N_2O ($\text{g ha}^{-1} \text{ h}$) entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo (horas) decorrido entre as coletas.

3.4.4 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste LSD (Least Square Difference) a 5% de probabilidade de erro.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Fluxo de N₂O durante o cultivo do milho

Após a aplicação dos dejetos, os fluxos de N₂O aumentaram, superando a testemunha sem N, principalmente durante os primeiros 40 dias (Figura 2). Esses resultados estão de acordo com outros estudos que também reportaram aumentos nas emissões de N₂O após a aplicação de dejetos de suínos no campo (SMITH et al., 2008; MKHABELA et al., 2009; TENUTA et al., 2010) e no laboratório (BERTORA et al., 2008; FANGUEIRO et al., 2010). Apesar desse aumento, as emissões de N₂O foram baixas nas duas primeiras coletas após a aplicação dos dejetos. Mkhabela et al. (2009) associaram os baixos fluxos iniciais com o pequeno conteúdo de NO₃⁻ no solo, devido à lenta nitrificação do NH₄⁺ dos dejetos suínos aplicados no solo. No entanto, Hatch et al. (2005) no laboratório, relacionaram as emissões iniciais de N₂O após a aplicação de dejetos com a nitrificação do NH₄⁺ contido nos dejetos.

A partir da primeira coleta, as emissões seguiram aumentando gradualmente até uma semana, quando apresentam o pico máximo, alcançando 21 g N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento DLS Sup e 20 g N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹ no DLS Inj (Figura 2). Hatch et al. (2005) também encontraram emissões significativas apenas com oito dias após a aplicação dos dejetos, e atribuíram esse efeito a uma fase "lag" inicial. De fato, este momento coincidiu com o período de intensa nitrificação do NH₄⁺ adicionado com DLS, principalmente nos tratamento sem DCD, o qual pode ser confirmado pelo aparecimento de elevados teores de NO₃⁻ no solo (Figura 3 c). Tremorin et al. (2012) encontraram o mesmo comportamento nas emissões, porém o pico foi verificado mais tarde, apenas com duas semanas após a aplicação de dejetos bovinos. Esse período com aumento gradual das emissões, entre a aplicação dos dejetos e o

pico nas emissões de N_2O pode ser atribuído à lenta mineralização/nitrificação, bem como o tempo necessário para que o C dos dejetos se torne disponível aos microrganismos do solo e possa ser utilizados como fonte de energia pelas bactérias desnitrificadoras (FANGUEIRO et al., 2010).

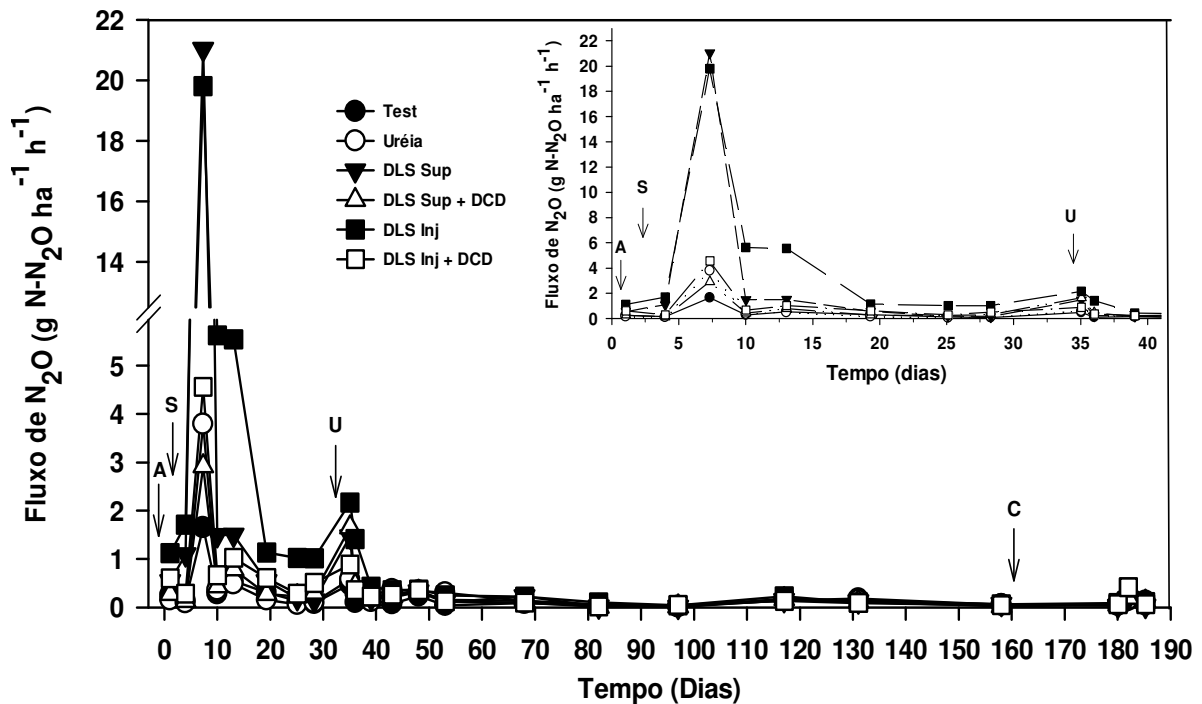


Figura 2. Emissões de N_2O durante o período de avaliação. As letras e siglas indicam: aplicação dos dejetos líquidos de suínos em superfície (DLS Sup) e injetado (DLS Inj), com e sem adição de Dicianodiamida (DCD), e adubação mineral (Uréia) e; A: Aplicação dos DLS; S: semeadura; U: reaplicação do N - uréia e C: colheita.

A aplicação dos DLS proporciona as condições necessárias para que ocorra a redução do NO_3^- (desnitrificação) no solo, tais como, disponibilidade de C e baixa concentração de O_2 (BAGGS, 2011). A elevada proporção de líquidos presentes nos DLS (Tabela 1) contribui para o surgimento de zonas de anaerobiose no solo, pois, essa fração vai ocupar os poros do solo que antes eram preenchidos com O_2 (ROCHETTE et al., 2000). Esse efeito pode ser observado na Figura 3 a, a qual mostra que, no primeiro dia após a aplicação, o EPSA nos tratamentos com dejetos foi maior que na testemunha. Além disso, à medida que a fração líquida dos dejetos infiltra no solo, o N_2O previamente produzido, e que estava preso dentro da matriz do solo, é expulso para atmosfera, contribuindo com as emissões iniciais. Apesar da fase inicial de baixas emissões, os DLS contribuíram com as emissões, pois, com eles são

adicionadas grandes quantidades de N mineral e de C orgânico facilmente degradável (Tabela 1), substrato este, que estimula a atividade dos microrganismos heterotróficos do solo, os quais rapidamente consomem o O_2 disponível durante a respiração (JARECKI et al., 2008). Como resultado da depleção desses níveis de O_2 , são produzidos sítios de anaerobiose no solo, que favorecem as bactérias anaeróbicas facultativas, as quais são capazes de usar o NO_3^- como acceptor final de elétrons na desnitrificação (SHERLOCK et al., 2002; ROCHETTE et al., 2004).

Concordando com este trabalho, Wulf et al. (2002) também reportaram o principal pico nas emissões uma semana após a aplicação dos dejetos. Segundo os autores, esse pico foi causado pelas mudanças nas condições ambientais, tais como ocorrência de precipitações e a elevação da temperatura. Após a aplicação de DLS, intensas transformações ocorrem com o N no solo, e o NH_4^+ adicionado com os dejetos é rapidamente nitrificado (Figura 3 b e 3 c), Presumivelmente, durante a nitrificação, está envolvida a produção de N_2O , a qual segundo Baggs (2011) se dá durante o primeiro passo, na oxidação da NH_3 para nitrito (NO_2^-), processo chamado de quimiodesnitrificação. Além disso, durante a nitrificação, quando os níveis de O_2 no solo são reduzidos, o NO_2^- produzido pode contribuir com as emissões de N_2O através do processo chamado de nitrificação desnitrificante. Durante esse processo, antes do NO_2^- ser completamente oxidado até NO_3^- ele pode ser reduzido até N_2O ao ser utilizado como acceptor final de elétrons pelas bactérias autotróficas oxidantes de NH_3 (WRAGE et al., 2001).

A figura 3 c mostra um aumento significativo dos teores de NO_3^- do solo até a terceira coleta ($p < 0,05$), que coincide com o período em que ocorreu o principal pico nas emissões de N_2O . Da mesma forma, Giacomini et al. (2006) observaram correspondência entre os períodos de acúmulo de NO_3^- no solo e o aumento na emissão de N_2O após a aplicação de dejetos suínos em plantio direto. Reforçando a importância da nitrificação para as emissões de N_2O , Dendooven et al. (1998) reportaram que a nitrificação pode contribuir com até 33% do N_2O produzido por um solo que recebeu dejetos de suínos.

O maior pico nas emissões de N_2O , identificado aos sete dias, principalmente nos tratamentos que receberam DLS sem DCD, coincidiu com período de maior acúmulo de NO_3^- no solo, de 56 mg de N kg^{-1} de solo no DLS Sup e de 154 mg de N kg^{-1} de solo dentro do sulco, no tratamento DLS Inj (Figura 3 c). Esse mesmo comportamento foi relatado por Thomsen et al. (2010), quando aplicaram dejetos suínos em superfície e injetados no solo. Além disso, a irrigação de 8 mm realizada um dia antes da coleta contribuiu para elevar o EPSSA para valores acima de 70% nesses dois tratamentos (Figura 3 a), isso pode também ter

contribuído para ocorrência do pico nas emissões. Devido às condições de baixa umidade do solo que vinham ocorrendo antes da aplicação dos tratamentos, a entrada de água no solo pode ter um efeito sobre as emissões de N_2O semelhante à adição de C e N (WULF et al., 2002). Esses valores de EPSA ficarão acima dos 60%, relatado por outros autores, como sendo o valor limiar para que ocorram as altas emissões de N_2O (SAGGAR et al., 2004; BATEMAN; BAGGS et al., 2005).

Em estudo de laboratório, Jarecki et al. (2008) constataram que a intensidade com que ocorrem as emissões de N_2O após aplicação dos dejetos, respondem às variações do EPSA, diminuem com tempo, e apontam fatores como a disponibilidade de N como sendo limitante às emissões. Nesse estudo as maiores emissões ocorreram durante um curto período de tempo (< 40 dias) após a aplicação dos dejetos, o que confirma os resultados de outros trabalhos (CHANTIGNY et al., 2010; DAMASCENO, 2010). Segundo Rochette et al. (2008) isso mostra que o efeito do C e do N dos dejetos no aumento das emissões de N_2O tem curta duração. Por exemplo, mesmo com o aumento do EPSA (> 70%) pela precipitação aos 68 dias, não foi identificado pico nas emissões, indicando que a baixa disponibilidade de C e/ou N poderiam ser os fatores limitantes. Além disso, o decréscimo nas temperaturas médias do dia, a partir dos 40 dias (Figura 1) pode contribuir para a redução das emissões (WULF et al., 2002). Conforme Maag; Vinther (1996), baixas temperaturas reduzem as taxas de nitrificação e de desnitrificação, reduzindo a emissão de N_2O .

Um segundo pico nos fluxos de N_2O ocorreu aos 35 dias (Figura 2), um dia após uma irrigação de 44 mm (Figura 1), a qual elevou o EPSA, em média, para 66% (Figura 3 a), condição esta que favorece a desnitrificação (DOBBIE; SMITH, 2003). As emissões nesse pico foram inferiores às observadas no primeiro pico, ocorrido aos sete dias, com emissões que alcançaram $2,16 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento DLS Inj e $1,5 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no DLS Sup, mesmo assim foram 4,6 e 3,2 vezes maior que a testemunha ($0,47 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Nessa data, os teores de NO_3^- no solo também foram inferiores que aos sete dias (Figura 3 c), fator este que pode ter limitado as emissões de N_2O , mesmo depois da irrigação que elevou os valores de EPSA. Após esse segundo pico, os fluxos declinaram para níveis mínimos, próximos aos da testemunha, permanecendo assim até o final do período de avaliação.

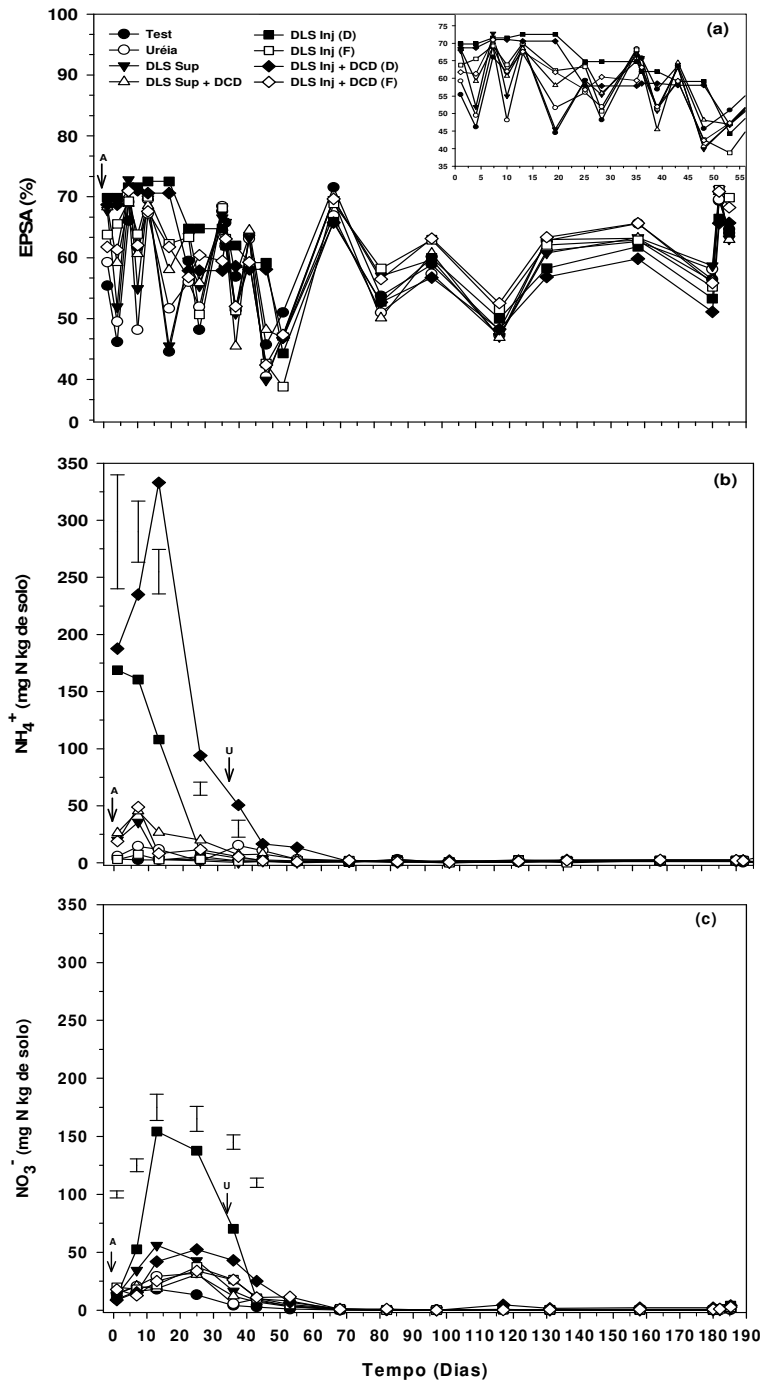


Figura 3. Espaço poroso saturado por água (EPSA) (a); N mineral amoniacal (NH_4^+) (b); e nítrico (NO_3^-) (c) do solo durante o período de coleta. As siglas e letras indicam: Testemunha (Test), dejetos líquidos de suíno em superfície (DLS Sup), mais Diclanodiamida (DLS Sup + DCD), DLS injetado (DLS Inj) e mais DCD (DLS Inj + DCD), dentro (D) e fora (F) do sulco de injeção. U: reaplicação do N-uréia; A: aplicação.

Os fluxos de N_2O no tratamento Uréia geralmente foram maiores que na testemunha (Figura 2). Embora o tratamento Uréia tenha apresentado o mesmo comportamento de

emissão dos demais tratamentos, os picos foram de menor magnitude, principalmente quando comparados aos tratamentos com a aplicação de dejetos sem DCD. Estudos prévios já mostraram maiores emissões com aplicação de dejetos, do que com adubação mineral (ROCHETTE et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2007), e eles argumentaram que o fator responsável pelas maiores emissões com os dejetos, foi a presença de C facilmente degradável, o qual estimula a desnitrificação e a produção de N_2O pela nitrificação.

Neste estudo, a comparação direta entre as fontes de N (DLS e uréia) sobre as emissões de N_2O pode ter sido comprometida, pois as doses de N aplicadas com as duas fontes foram diferentes no início do período de avaliação das emissões. Seguindo as recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS), a dose de N na forma de uréia foi parcelada, 30 kg ha⁻¹ na semeadura e 100 kg ha⁻¹ em cobertura, aos 25 dias, enquanto a dose de DLS, aplicada unicamente na semeadura, foi de 130 kg N ha⁻¹. No entanto, a diferença do tipo de sistema de adubação (orgânica ou mineral) sobre as emissões de óxido nitroso pode ser percebida comparando os valores de perdas acumulados de N_2O ao final do período de avaliação.

3.5.2 Efeito do método de aplicação dos dejetos nas emissões de N_2O

As emissões de N_2O aumentaram com a injeção dos DLS no solo, superando o tratamento com aplicação dos dejetos na superfície, em nove das dez datas de coleta, realizadas nos primeiros 40 dias (Figura 2). Na média destas dez coletas, o fluxo no tratamento DLS Inj foi de 4,05 g de N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹, o qual superou o tratamento DLS Sup (2,81 g de N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹) em 44,1%. Esses resultados corroboram com os encontrados por outros estudos com injeção de dejetos animais (THOMSEN et al., 2010; WEBB et al., 2010; DELL et al., 2011). Todavia, outros trabalhos de campo não reportam diferenças significativas nas emissões de N_2O , entre injetar ou aplicar os dejetos em superfície (VELTHOF et al., 1997; DENDOOVEN et al., 1998; VALLEJO et al., 2005). Velthof et al. (2003) estudaram técnicas de aplicação de DLS e afirmaram que o impacto dessas técnicas sobre as emissões de N_2O é controlado, principalmente, pela disponibilidade de O_2 , pela concentração localizada de N no sulco e pelo comprimento do caminho de difusão do N_2O do solo até a atmosfera.

Alguns trabalhos mostraram que métodos de aplicação de dejetos que reduzem a volatilização de NH_3 podem potencializar as emissões diretas de N_2O , principalmente pelo fato de aumentar o tempo de permanência do N dos dejetos no solo (WEBB et al., 2010; CHADWICK et al., 2011). Misselbrook et al. (2002) já destacavam para possíveis incrementos nas emissões de N_2O quando utilizaram métodos para controlar a volatilização de NH_3 . Esse efeito foi observado no artigo I deste estudo, onde a injeção dos DLS foi eficiente no controle das perdas de N por volatilização de NH_3 quando comparada à aplicação em superfície. Confirmando essa suposição, Thomsen et al. (2010) relacionaram a superioridade nas emissões no tratamento injetado, com a maior concentração de NH_4^+ , NO_3^- e umidade dentro do sulco de injeção. No laboratório, Markfoged et al. (2011) simularam a injeção de DLS no solo ($27 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$), a 5 cm de profundidade, e mostraram que dentro do sulco forma-se um gradiente de concentração de O_2 , o qual diminui à medida que avança da periferia para o centro do sulco, chegando a ocorrer pontos de anoxia no centro do sulco de injeção. Segundo esses autores as principais emissões de N_2O foram originadas nesses pontos de anoxia, pois, além dos baixos níveis de O_2 , as altas concentrações iniciais de NO_3^- ($1,34 \mu\text{mol cm}^{-3}$) e de C facilmente degradável oferecem condições favoráveis para que ocorra a produção de N_2O por desnitrificação. No presente estudo, aplicando-se $50 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ de DLS, os maiores teores de NO_3^- foram encontrados dentro do sulco, no tratamento DLS Inj (Figura 3 c). Se considerar os primeiros 40 dias, o teor médio de NO_3^- no sulco neste tratamento, foi de $72,67 \text{ mg de N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo, o qual foi 156,2% maior que no DLS Sup ($28,36 \text{ mg de N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo). Esse fato, associado ao do C adicionado com os dejetos no sulco, e ao elevado EPSA, podem ter contribuído com as emissões de N_2O por desnitrificação no tratamento com a injeção dos dejetos sem DCD.

De modo geral, essa cinética, com o predomínio de maiores emissões no tratamento injetado pode ser observada no presente trabalho. Porém, na terceira coleta, quando ocorreu o maior pico nas emissões, o tratamento DLS Sup ($21 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) superou em 6,1% o DLS Inj ($19,8 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (Figura 2). Essa superioridade pontual do tratamento DLS Sup pode ser resultado das condições do sulco de injeção e do longo caminho que o N_2O deve percorrer do interior do sulco até a atmosfera, condições estas que podem ter favorecido a redução completa do N_2O até N_2 (VELTHOF et al., 2003; MARKFOGED et al., 2011). Além disso, a água da irrigação (8 mm) realizada um dia antes da coleta pode ter carregado até o solo a fração solúvel do C da palha de aveia e dos DLS que estavam aderidos a ela. Dessa forma, esse C que chegou a solo, aliado à presença de NO_3^- pode ter estimulado a atividade

das bactérias desnitrificadoras, contribuindo dessa forma para as emissões no tratamento DLS Sup.

Neste trabalho, a elevada emissão de N_2O , no tratamento DLS Inj, pode ser atribuída, principalmente, ao processo de desnitrificação. Depois da aplicação dos DLS, no sulco de injeção pode se formar um ambiente temporariamente rico em C e N (PETERSEN et al., 2003), que associado à condição de alta umidade pode favorecer a desnitrificação. Olesen et al. (1997) e Raman et al. (2008) chamam a atenção para criação de zonas de alta umidade no sulco, as quais favorecem o surgimento de pontos de anoxia por vários dias, condição esta que pode favorecer a desnitrificação. Essa hipótese pode ser suportada pela formação de condições de alta redução dentro do sulco de injeção dos dejetos, o que significa em baixos níveis de O_2 (FLESSA; BEESE, 2000). Além disso, à medida que os dejetos difundem-se no interior do sulco forma-se uma zona de transição, na qual os níveis de O_2 e os teores de C e N favorecem a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultaneamente, processos estes que podem levar a produção substancial de N_2O (RHODE et al., 2006).

No tratamento onde os dejetos foram injetados, os valores de EPSA dentro do sulco, apresentaram menor variação aos ciclos de umedecimento e secagem, pelo menos durante os primeiros 40 dias (Figura 3 a). A manutenção do EPSA em valores maiores que 60%, em níveis considerados favoráveis ao processo de desnitrificação (DOBBIE; SMITH, 2003), aliado ao aparecimento de NO_3^- no solo via nitrificação do NH_4^+ adicionado com os dejetos (Figura 3 c), foram determinantes para as elevadas emissões do tratamento com a injeção dos dejetos sem DCD no solo. Além disso, a distribuição concentrada dos dejetos dentro do sulco de injeção pode levar a altas taxas de atividade microbiológica e com isso a depleção do O_2 , criando condições de anaerobiose, as quais favorecem a produção de N_2O pela desnitrificação (FLESSA; BESSE, 2000; WULF et al., 2002). Então, neste estudo, as diferenças nas emissões de N_2O entre as duas modalidades de aplicação de DLS podem ter sido governadas principalmente pela diferença na disponibilidade de N e nos valores de EPSA.

No trabalho de Dell et al. (2011) o pico nas emissões de N_2O ocorreu aos sete dias, após um período com baixas emissões e, de modo semelhante ao presente trabalho, este pico foi maior no tratamento com a injeção de DLS, em função da concentração dos DLS no sulco de injeção. Vallejo et al. (2005) testaram o efeito da injeção subsuperficial de DLS, e também encontraram o primeiro fluxo significativo de N_2O , porém, apenas 10 dias após a aplicação de dejetos líquidos de suínos, o qual foi atribuído à elevação do EPSA. O fato dos dejetos possuírem alto conteúdo de C orgânico (Tabela 1) pode criar zonas de anaerobiose no sulco de injeção, já que esse C prontamente disponível estimula a atividade dos microrganismos

heterotróficos desnitrificadores que, ao consumirem o O_2 , provocam anaerobiose. Além disso, o contato reduzido com o ar e a infiltração dificultada dos DLS no interior do sulco de injeção, devido ao bloqueio dos poros pelo material particulado dos dejetos e pela compactação da haste de injeção na interface com o solo, também podem gerar zonas de anaerobiose (WULF et al., 2002). Outra evidência que explica as maiores emissões dos tratamentos onde os dejetos foram injetados ao solo são os valores de EPSA. Dentro do sulco é reduzida a evaporação de água, o que mantém a umidade do solo. Nestes tratamentos, o EPSA foi maior que 60% durante todo o período de avaliação (Figura 2), o que, segundo Bhandral et al. (2010), favorece a desnitrificação.

Aos 35 dias após o início das avaliações ocorreu um segundo pico nas emissões de N_2O , porém de menor intensidade do que o corrido aos sete dias. Este pico, provavelmente foi condicionado pela redução na disponibilidade de O_2 no solo, provocada pela irrigação de 42 mm (Figura 1), realizada no dia anterior à coleta. Semelhante ao que ocorreu neste estudo, após 40 dias de avaliação, as emissões de N_2O nos tratamentos que receberam DLS diminuíram para valores próximos à testemunha ($0,14 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mesmo com a ocorrência de precipitações. Segundo Chantigny et al. (2001) a dinâmica do C e do N estão intimamente ligadas durante a decomposição dos dejetos animais. Então, essa redução nas emissões de N_2O com o tempo, pode estar relacionada às transformações e a redução na disponibilidade de C e N (WULF et al., 2002), já que o N pode ter sido perdido por volatilização e lixiviação, além de ter sido absorvido pelas plantas de milho. Dobbie e Smith (2003) apontaram que, mesmo com as demais condições favoráveis, as emissões de N_2O foram desprezíveis quando o solo apresentou teores de NO_3^- menores que 5 mg kg^{-1} .

3.5.3 Efeito do inibidor de nitrificação (DCD) nas emissões de N_2O

Os fluxos de N_2O do solo iniciaram logo após a aplicação dos dejetos, independente da mistura ou não com DCD. No entanto, a adição de DCD reduziu a intensidade dessas emissões de N_2O comparadas aos tratamentos que receberam apenas dejetos. Na média das duas primeiras coletas, o tratamento DLS Sup ($0,81 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e o DLS Inj ($1,41 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), superaram em 326,3% e 220,4% os tratamentos DLS Sup + DCD ($0,19 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e DLS Inj + DCD ($0,44 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), respectivamente (Figura 2). Esse efeito da DCD em reduzir as emissões de N_2O após a aplicação de DLS também foi

constatado por Vallejo et al. (2006) e Meijide et al. (2007). Por outro lado, outros estudos não reportaram efeitos significativos da adição de DCD a dejetos de suínos sobre as emissões de N_2O (MERINO et al., 2001; MKHABELA et al., 2006a; MKHABELA et al., 2006b). Esses resultados contrastantes confirmam as observações de que a efetividade da DCD pode ser afetada por vários fatores, como características do solo (pH, textura, CTC, matéria orgânica), variáveis ambientais como temperatura e precipitação (VALLEJO et al., 2001; MKHABELA et al., 2006b; KELLIHER et al., 2008; SINGH et al., 2008) além da dose e frequência de aplicação da DCD (SINGH et al., 2008; KIM et al., 2012).

O incremento nas emissões de N_2O logo após a aplicação dos dejetos no solo, embora pouco expressivos, foram maiores nos tratamento sem a adição de DCD. Como a maior parte do N aplicado com os DLS encontra-se na forma amoniacal (Tabela 1), essa superioridade dos tratamentos sem a adição de DCD pode ser atribuída ao N_2O produzido durante a nitrificação e a desnitrificação do NO_3^- nativo do solo. Apesar disso, a desnitrificação deve ter contribuído pouco com essas emissões iniciais, pois, o tratamento testemunha apresentava baixos teores de NO_3^- no solo (Figura 3 c) nesse período (HATCH et al., 2005). Na terceira avaliação, realizada com sete dias, ocorreu o maior pico nas emissões de N_2O , e o uso de DCD nessa avaliação reduziu o fluxo de N_2O de 21 para 2,9 g N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹ (7,2 vezes) no tratamento com aplicação de DLS na superfície e, de 20 para 4,5 g N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹ (4,4 vezes) com a injeção dos dejetos no solo (Figura 2).

Entre a quarta coleta, aos 10 dias, e a nona coleta, aos 35 dias, os fluxos de N_2O foram, em média 2,74 g N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹ com a injeção dos dejetos no solo, superando em 211,4% a aplicação na superfície (0,88 g N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹). Todavia, quando a injeção dos dejetos foi acompanhada do uso de DCD (0,65 g N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹) os fluxos de N_2O foram reduzidos em 76,3%. No trabalho de Vallejo et al. (2005), o primeiro pico nas emissões se deu pouco mais tarde, aos dez dias após a aplicação dos DLS. No entanto, a incorporação da DCD aos dejetos, quando os mesmos foram injetados no solo, reduziu 27,7 % às emissões totais de N_2O , comparado à injeção sem DCD.

A redução nas emissões de N_2O , encontrada neste estudo, é atribuída à inibição da nitrificação, causada pelo efeito bacteriostático da DCD, que inibe a enzima amônia monooxigenase (AMO) das bactérias *Nitrosomonas* spp., principal gênero responsável pela oxidação do amônio até nitrito (SUBARAO et al., 2006). Embora não tenha efeito direto sobre a desnitrificação, a DCD pode reduzir os teores de NO_3^- no solo, que pode ser utilizado como acceptor final de elétrons pelas bactérias desnitrificadoras na falta de O_2 (ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010). Além disso, com a inibição da nitrificação, o N do solo é

mantido por mais tempo na forma de NH_4^+ (LUO et al., 2010), reduzindo dessa forma as emissões diretas de N_2O durante a nitrificação. Alguns trabalhos que estudaram a adição de outros inibidores de nitrificação a dejetos animais, como a nitrapyrina (THOMPSON et al., 1987; CONFORT et al., 1990) e fosfato de 3,4 dimetil pirazole (DMPP) (MERINO et al., 2005; HATCH et al., 2005) já haviam reportado esse efeito.

De fato, os teores de N mineral apresentados na Figura 3 b e 3 c mostram que os conteúdos de NO_3^- e NH_4^+ no solo foram afetados pela DCD. O teor de NH_4^+ no sulco de injeção, nos tratamentos com DCD, foi significativamente maior do que nos outros tratamentos, principalmente dos cinco aos 35 dias após a aplicação dos DLS, por outro lado, os teores de NO_3^- foram menores ($p < 0,05$) nos tratamentos com a presença de DCD (Figura 3 b). Klein et al. (1996) também reportaram efeito inibitório da DCD (15 kg ha^{-1}) sobre a nitrificação quando a injetaram com dejetos bovinos ($67 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) no solo. Esses autores comentaram ainda que a DCD apesar de não ter efeito direto sobre a desnitrificação, contribuiu para redução das emissões de N_2O , pois reduz os teores de NO_3^- na zona que recebeu os dejetos. Da mesma forma, Confort et al. (1990) encontraram teores de NO_3^- no tratamento com adição nitrapyrina duas vezes menores do que com a injeção apenas de dejetos bovinos. Eles apontaram ainda que os teores de NH_4^+ foram maiores no tratamento que recebeu o inibidor, e que a nitrificação pode ter sido o processo que mais contribuiu com as emissões de N_2O do tratamento sem DCD.

Quando comparados os dois tratamentos com a adição de DCD (DLS Sup + DCD e DLS Inj + DCD), observa-se que os fluxos de N_2O foram semelhantes (Figura 2), porém com uma tendência das emissões do tratamento DLS Inj + DCD serem maiores. Esse comportamento pode estar relacionado à elevação do EPSA ($< 60\%$) e à concentração do C dos DLS no sulco de injeção (VELTHOF et al., 2003; VALLEJO et al., 2005), os quais podem favorecer a desnitrificação.

3.5.4 Emissão acumulada de N_2O e fator de emissão (% do N adicionado)

As emissões acumuladas de N_2O no período de 185 dias após a aplicação dos DLS e da uréia foram de $703 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no tratamento testemunha, $939 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no com Uréia, $2563 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ quando foi utilizado DLS Sup, $972 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no DLS Sup + DCD, $3832 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no DLS Inj e $1176 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no tratamento DLS Inj + DCD

(Figura 4). A aplicação dos tratamentos aumentou as emissões cumulativas de N_2O , indicando que a aplicação das fontes de N estimulou a produção desse gás. Considerando a emissão média acumulada de N_2O nos tratamentos com aplicação de DLS, com ou sem a adição de DCD, estes tratamentos superaram em 203,8% a testemunha ($p < 0,05$). Isso se deve à adição de C, N e líquidos (urina e água) com os DLS (ROCHETTE et al., 2000). A emissão cumulativa de N_2O no período de 185 dias foi significativamente maior nos tratamentos com aplicação dos dejetos sem DCD (Figura 3), sendo que o maior valor acumulado foi encontrado no tratamento DLS Inj (3.832 g $N-N_2O$ ha^{-1}), o qual superou o tratamento DLS Sup (2.563 g $N-N_2O$ ha^{-1}) em 49,5% ($p < 0,05$). Pode ser observado ainda que 82% dessas emissões ocorreram até 35 dias após a aplicação dos DLS. Corroborando com esses resultados, Rodhe et al. (2006) também reportaram aumento (275%) na emissão cumulativa de N_2O com a injeção de dejetos bovinos no solo, e apontaram ainda que a maior parte dessas emissões (90%) ocorreram até 17 dias após a injeção dos dejetos.

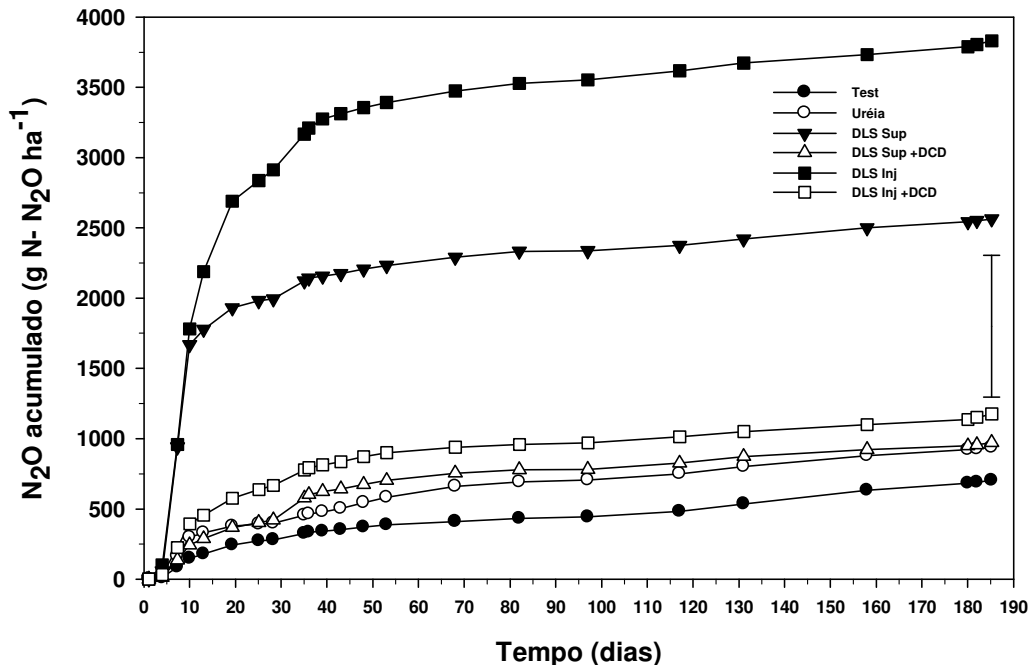


Figura 4. Emissão acumulada de $N-N_2O$ após aplicação dos dejetos líquidos de suínos no milho. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. As siglas indicam: Testemunha (Test), dejetos líquidos de suíno em superfície (DLS Sup), mais Dicianodiamida (DLS Sup + DCD), DLS injetado (DLS Inj) e mais DCD (DLS Inj + DCD).

Da mesma forma que no presente estudo, Dittert et al. (2001) mostraram que a injeção de dejetos bovinos ($31 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$) no solo, em mistura com o inibidor de nitrificação DMPP (2 kg ha^{-1}), reduziu as emissões acumuladas de N_2O em 32%, ao final dos 24 dias de avaliação. Isso ocorre, pois sem o inibidor, a nitrificação ocorre normalmente, fornecendo o NO_3^- como acceptor final de elétrons para a respiração das bactérias desnitrificadoras, quando submetidas à condição de anaerobiose. Contrariando estes resultados, Mkhabela et al. (2006a) adicionando o dobro da dose recomendada de DCD (66 kg ha^{-1}) e de dejetos suínos ($325 \text{ kg de N ha}^{-1}$) no solo não encontraram diferenças significativas sobre as emissões acumuladas de N_2O . Esses autores atribuem o resultado ao curto período de duração do experimento (21 dias).

O fator de emissão (FE), que representa a quantidade do N total adicionado com os DLS, e que foi perdido como N_2O , variou de 0,2% no tratamento DLS Sup + DCD até 2,1% no DLS Inj. Estes valores estão de acordo com faixa de variação apresentada por Chadwick et al. (2011), que vai de < 0,1 até 3%. A modalidade de aplicação dos DLS e a adição do DCD influenciaram a proporção do N aplicado ao solo com os DLS, e perdida para a atmosfera como N_2O . O FE foi significativamente maior no tratamento DLS Inj (2,1%), seguido dos tratamentos DLS Sup (1,3%), DLS Inj + DCD (0,3%) e DLS Sup + DCD (0,2%) (Figura 5).

Grandes quantidades do N dos dejetos são emitidas por volatilização de NH_3 dentro de 48 horas (WEBB; MISSELBROOK, 2004), após sua aplicação na superfície do solo, assim reduz o pool de N que estaria disponível para ser emitido como N_2O . Então, é esperado que, métodos que retenham mais N no solo potencializem as emissões de N_2O para atmosfera (WULF et al., 2002; VELTHOF et al., 2003). No primeiro capítulo do presente trabalho, a injeção subsuperficial dos dejetos reduziu a volatilização de NH_3 em 97%, por isso, maior quantidade de N na forma amoniacal foi preservada dentro do sulco de injeção (Figura 3 b). Esse N pode então, ser nitrificado, e depois desnitrificado em condições de anaerobiose, aumentando o potencial de emissão de N_2O .

Em condições favoráveis para a desnitrificação (C, NO_3^- e anaerobiose), a injeção dos dejetos pode resultar em aumento nas emissões de N_2O comparada com a aplicação em superfície (CHADWICK et al., 2011). No entanto, quando uma dessas condições não existir, ou for suprimida, a injeção dos dejetos pode reduzir as emissões de NH_3 sem ter efeito sobre as emissões de N_2O (VALLEJO et al., 2005). No presente estudo, isso pode ser evidenciado quando a DCD foi injetada no solo em mistura com os dejetos. A injeção dos DLS reduziu a volatilização (Ver capítulo 1), e a DCD inibiu a nitrificação do NH_4^+ dos dejetos, reduzindo as concentrações de NO_3^- dentro do sulco de injeção (Figura 3 c). Diante disso, mesmo que

sejam oferecidas as outras duas condições para desnitrificação (C e anaerobiose) a falta de NO_3^- é o fator limitante. Thompson et al. (1987) evidenciaram esse efeito quando combinaram a injeção de dejetos bovinos ao inibidor de nitrificação nitrapyrina, e esses autores encontraram uma redução de 50,9% nas emissões totais de N_2O combinando as duas estratégias comparadas com apenas a injeção dos dejetos.

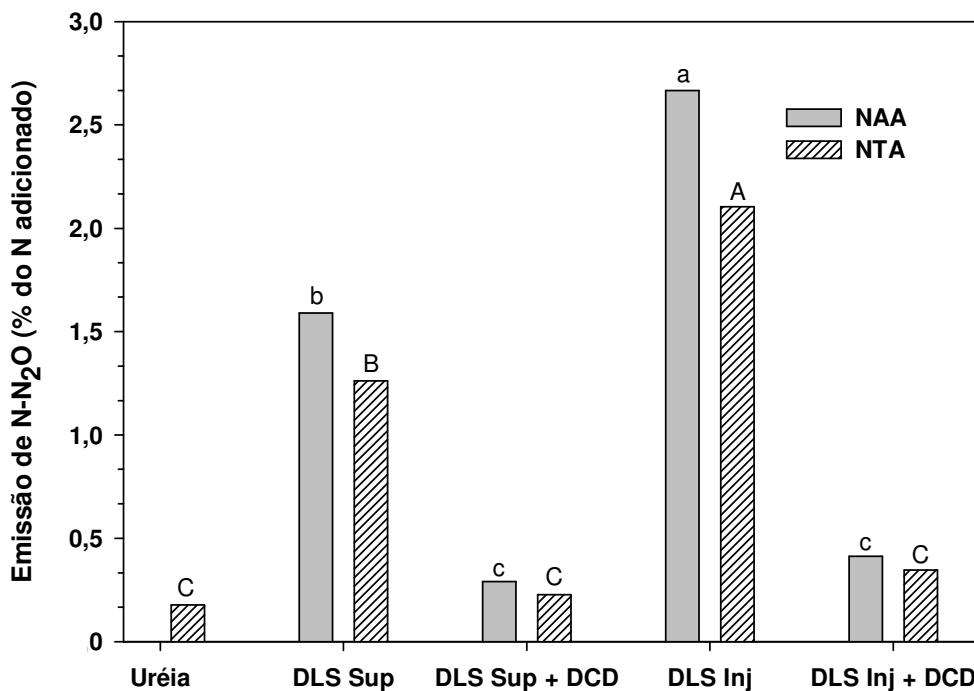


Figura 5. Porcentagem do nitrogênio amoniacal e do total aplicado com os dejetos e com a uréia perdidos como óxido nitroso (N_2O). As letras fora das barras (maiúsculas para NTA e minúsculas para NAA) representam a diferença mínima significativa pelo teste de LSD (5%). As letras e siglas indicam: Uréia na pré-semeadura e cobertura (Uréia), nitrogênio amoniacal (NAA) e total (NTA). Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicado em superfície (Sup) e injetado (Inj) e dicianodiamida (DCD).

A emissão acumulada de N_2O no final do período de avaliação (185 dias), no tratamento com a aplicação da uréia superou a testemunha sem N em 33,6%, no entanto, sem diferença significativa ($p > 0,05$). Esse mesmo tratamento também não diferiu dos tratamentos com aplicação dos dejetos de suínos misturados com o inibidor de nitrificação. Por outro lado, as emissões acumuladas após a aplicação dos DLS sem DCD foram significativamente mais elevadas ($p < 0,05$), sendo que o DLS Sup e o DLS Inj superaram em 173,0% e 308,1% o

tratamento Uréia (Figura 4). Essa diferença nas emissões acumuladas entre o tratamento que recebeu uréia e aqueles com aplicação de DLS pode ser explicada pelo elevado conteúdo de líquidos e de C facilmente degradável presente nos dejetos, os quais favorecem a desnitrificação e conseqüentemente a emissão de N_2O (VELTHOF et al., 2003), enquanto que com a aplicação de uréia, somente N é adicionado ao solo.

3.6 CONCLUSÕES

A injeção subsuperficial de DLS no solo aumenta as emissões de N_2O em plantio direto de milho.

Quando a injeção subsuperficial dos DLS for associada ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) as emissões de N_2O diminuem, em relação à injeção sem DCD, não diferindo do tratamento testemunha, sem dejetos.

Na ausência do inibidor de nitrificação (DCD), as emissões de N_2O são maiores nas duas modalidades de uso dos dejetos (superficial x injeção no solo), em relação à aplicação da uréia no milho.

3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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**, v.42, p.95-102, 2007.

ANON., 2010. Fertiliser Manual (RB209), 8th edition. The Stationary Office, London, UK, 256 pp., www.defra.gov.uk/foodfarm/landmanage/landsoil/nutrient/documents/rb209-rev-100609.pdf.

BAGGS, E. M. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.3, p.321-327, 2011.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v.41, p.379-388, 2005.

BERENGUER, P.; SANTIVERI, F.; BOIXADERA, J.; LLOVERAS, J. Fertilization of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. **European Journal of Agronomy**, v.28, p.635-645, 2008.

BERTORA, C.; ALLUVIONE, F.; ZAVATTARO, L.; VAN GROENIGEN, J.W.; VELTHO, G.; GRIGNANI, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, v.40, p.1999-2006, 2008.

BHANDRAL, R.; N.S; BOLAN, S.; SAGGAR, M.J.; HEDLEY. Nitrogen transformation and nitrous oxide emissions from various types of farm effluents. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.79, p.193-208, 2007.

BURIOL, G. A. et al. Cartas mensais e anuais das temperaturas médias, das médias das temperaturas máximas e das médias das temperaturas mínimas do estado do Rio Grande do Sul. **Revista do Centro de Ciências Rurais**, Santa Maria, v.9, Suplemento, np., 1979.

CALDERÓN, F.J.; McCARTY, G.W.; REEVES, J.B. III. Nitrapyrin delays denitrification on manured soils. **Soil Science**, v.170, p.350-359, 2005.

CHADWICK, D.; SOMMER, S.; THORMAN, R.; FANGUEIRO, D.; CARDENAS, L.; AMON, B.; MISSELBROOK, T. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, v.166-167, p.514-531, 2011.

CHANTIGNY, M.H. et al. Short-term C in the cumulative NH₃-N losses were not statistically and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.131-137, 2001.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; ROCHETTE, P.; BELANGER, G.; MASSE, D.; COTE, D. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v.36, p.1864-1872, 2007.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A. BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N. GASSER, M.O. Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. **Journal of Environmental Quality**, v.39, p.1545-1553, 2010.

Comissão de química e fertilidade do solo - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004, 400 p.

COMFORT, S.D.; KELLING, K.A.; KEENEY, D.R.; CONVERSE, J.C. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, p.421-427, 1990.

DAMASCENO, F. **Injeção de dejetos líquidos suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso**. Santa Maria: UFSM, 2010. 122p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DELL, J.C.; MEISINGER, J.J.; BEEGLE, D.B. Subsurface Application of Manures Slurries for Conservation Tillage and Pasture Soils and Their Impact on the Nitrogen Balance. **Journal of Environmental Quality**, v.40, p.352-361, 2011.

DELL, J.C.; KLEINMAN, P.J.A.; SCHMIDT, J.P.; BEEGLE, D.B. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal Environmental Quality**, v.41, p.928-937, 2012.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R.; VLASSAK, K. N dynamics and sources of N₂O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.26, p.224-228, 1998.

DITTERT, K.; BOL, R.; KING, K.; CHADWICK, D.; HATCH, D. Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emissions from 15N-labelled dairy slurry injected into soil. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v.15, p.1291-1296, 2001.

DOBBIE, K.E., SMITH, K.A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. **Global Change Biology**, v.9, p.204-218, 2003.

FANGUEIRO, D.; RIBEIRO, H.; COUTINHO, J.; CARDENAS, L.; TRINDADE, H.; QUEDA, C.; VASCONCELOS, E.; CABRAL, F. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original and acidified pig slurry or with the relative fractions. **Biology and Fertility of Soils**, v.46, p.383-391, 2010.

FLESSA, H.; BESSE, F. Laboratory estimates of trace gas emission following surface application and injection of cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.262-268, 2000.

GIACOMINI, S.J.; JANTALIA, C.P.; AITA, C.; URQUIAGA, S.S.; ALVES, B.J.R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.1653-1661, 2006.

GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; VANDENBYGAART, A.V.; ANGERS, D.A. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. **Soil & Tillage Research**, v.83, p.53-72, 2005.

HATCH, D.; TRINDADE, H.; CARDENAS, L.; CARNEIRO, J.; HAWKINS, J.; SCHOLEFIELD, D.; CHADWICK, D. Laboratory study of the effects of two nitrification inhibitors on greenhouse gas emissions from a slurry-treated arable soil: impact of diurnal temperature cycle. **Biology and Fertility of Soil**, v.41, p.225-232, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Efetivo de suínos. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/ppm2010.pdf>>. Acesso em: 10 de agosto de 2011.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. In. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), **Guidelines for National Greenhouse gas Inventories**, vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse gas Inventories Programme.

JARECKI, M.K.; PARKIN, T.B.; CHAN, A.S.K.; HATFIELD, J.L.; JONES, R. Greenhouse Gas Emissions from Two Soils Receiving Nitrogen Fertilizer and Swine Manure Slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p.1432-1438, 2008.

KIM, D.G.; GILTRAP, G.; SAGGAR, S.; PALMADA, T.; BERBEN, P.; DRYSDALE, D. Fate of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) sprayed on a grazed pasture: effect of rate and time of application. **Soil Research**, v.50, p.337-347, 2012.

KLEIN C.A.M.; van LOGTESTIJN, R.S.E.; van de MEER, H.G. GEURINK, J.H. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. **Plant and Soil**, v.183, p.161-170, 1996.

KLEIN, C.A.M., C.K. CAMERON, H.J. DI, G. RYS, R.M. MONAGHAN, R.R. SHERLOCK.. Repeated annual use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not alter its effectiveness in reducing N₂O emissions from cow urine. **Animal Feed Science and Technology**, v.166, p.480-491, 2011.

KELLIHER, F.M.; CLOUGH, T.J.; CLARK, H.; RYS, G.; SEDCOLE, J.R. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. **Soil Biology & Biochemistry**, v.40, p.1878-1882, 2008.

LUO, J.; DE KLEIN, C.A.M.; LEDGARD, S.F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.282-291, 2010.

MAAG, M.; VINTHER, F.P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, v.4, p.5-14, 1996.

MAGUIRE, R.O.; KLEINMAN, P.J.A.; DELL, C.J.; BEEGLE, D.B.; BRANDT, R.C.; MCGRATH, J.M.; KETTERINGS, Q.M. Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. **Journal of Environmental Quality**, v.40, p.292-301, 2011.

MARKFOGED, R.; NIELSEN, L.P.; NYORD, T.; OTTOSEN, L.D.M.; REVSBECH, N.P. Transient N₂O accumulation and emission caused by O₂ depletion in soil after liquid manure injection. **European Journal of Soil Science**, v.62, p.541-550, 2011.

MEIJIDE, A.; DÍEZ, J.A.; MARTÍN, L.S.; FERNÁNDEZ, S.L.; VALLEJO, A. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.121, p.383-394, 2007.

MERINO, P.; ESTAVILLO, J.M., BESGA, G.; PINTO, M.; GONZALEZ-MURUA, C. Nitrification and denitrification derived N₂O production from a grassland soil under application of DCD and actilith F2. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.60, p.9-14, 2001.

MERINO, P.; MENENDEZ, S.; PINTO, M.; GONZALEZ-MURUA, C.; ESTAVILLO, J.M. 3, 4 - Dimethylpyrazole phosphate reduces nitrous oxide emissions from grassland after slurry application. **Soil Use and Management**, v.21, p.53-57, 2005.

MISSELBROOK, T. H.; SMITH, K. A.; JOHNSON, R. A.; PAIN, B. F. Slurry Application Techniques to reduce Ammonia Emissions: Results of some UK Field-scale Experiments. **Biosystems Engineering**, v.81, p.313-321, 2002.

MKHABELA, M. S.; GORDON, R.; BURTON, D.; MADANI, A.; HART, W. Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. **Plant and Soil**, v.88, p.145-151, 2006a.

MKHABELA, M.S., R. GORDON, D. BURTON, A. MADANI, W. HART, A. ELMI. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilized with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. **Chemosphere**, v.65, p.1381-1387, 2006b.

MKHABELA, M. S.; GORDON, R.; BURTON, D.; SMITH, E.; MADANI, A. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.130, p.41-49, 2009.

NYORD, T.; SØGAARD, H.T.; HANSEN, M.N.; JENSEN, L.S. Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertilisers applied to growing crops. **Biosystems Engineering**, v.100, p.235-244, 2008.

MØLLER, H.B., SOMMER, S.G., AHRING, B.K., 2004a. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass Bioenerg**, v.26, p.485-495.

OLESEN, T.; MOLDRUP, P.; HENRIKSEN, K. Modeling diffusion and reaction in soils: VI. Ion diffusion and water characteristics in organic manure-amended soil. **Soil Science**, v.162, p.399-409, 1997.

PETERSEN, S.O. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1610-1618, 1999.

PETERSEN, S.O.; NISSEN, H.H.; LUND, I.; AMBUS, P. Redistribution of slurry components as influenced by injection method, soil, and slurry properties. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p.2399-2409, 2003.

PUJOL, S.B. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. Santa Maria: UFSM, 2012. 100f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

RAHMAN, S.; CHEN, Y.; PALIWAL, J.; ASSEFA, B. Models for manure distribution in soil following liquid manure injection. **Transactions of the ASABE**, v.51, p.873-879, 2008.

RAVISHANKARA, A.R.; DANIEL, J.S.; PORTMANN, R.W. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. **Science**, v.326, p.123, 2009.

RODHE, L.; PELL, M.; YAMULKI, S. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. **Soil Use and Management**, v.22, p.229-237, 2006.

ROCHETTE, P.; BOCHOVE, E.V.; PREVOST, D.; ANGERS, D.A.; COTE, D.; BERTRAND, N. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1396-1403, 2000.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; BERTRAND, N. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.1410-1420, 2004.

ROCHETTE, P., BERTRAND, N. Soil-surface gas emissions. *In*: M. Carter and E.G. Gregorich (ed.) **Soil sampling and methods of analysis**. CRC Press, Boca Raton, FL. 2008. p. 851-861.

ROCHETTE, P.; GUILMETTE, D.; CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; MACDONALD, J.D.; BERTRAND, N.; PARENT, L-E.; CÔTÉ, D.; GASSER, M.O. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. **Canadian Journal of Soil Science**, v.88, p.585-593, 2008.

SAGGAR, S.; ANDREW, R.M.; TATE, K.R.; HEDLEY, C.B.; RODDA, N.J.; TOWNSEND, J.A. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.68, p.243-255, 2004.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p. il. Inclui apêndices.

SHERLOCK, R.R.; SOMMER, S.G.; KHAN, R.Z.; WOOD, C.W.; GUERTAL, E.A.; FRENEY, J.R.; DAWSON, C.O.; CAMERON, K.C. Ammonia, Methane, and Nitrous Oxide Emission from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.1491-1501, 2002.

SINGH, S. N.; VERMA, A. The potential of nitrification inhibitors to manage the pollution effect of nitrogen fertilizers in agricultural and other soils: A Review. **Environmental Practice**, v.9, p.266–279, 2007.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; GILTRAP, D.L. BOLAN, N.S. Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass – an incubation study. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.517-525, 2008.

SMITH, E.; GORDON, R.; BOURQUE, C.; CAMPBELL, A. Management strategies to simultaneously reduce ammonia, nitrous oxide and odour emissions from surface-applied swine manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.87, p.469-477, 2008.

SMITH, K. A.; JACKSON, D. R.; MISSELBROOK, T. H.; PAIN, B. F.; JOHNSON, R. A. Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.77, p.277-287, 2000.

SUBBARAO, G. V.; ITO, O.; SAHRAWAT, K. L.; BERRY, W. L.; NAKAHARA, K.; ISHIKAWA, T.; WATANABE, T. SUENAGA, K.; RONDON, M.; RAO, I.M. Scope and Strategies for Regulation of Nitrification in Agricultural Systems—Challenges and Opportunities. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.25, p.303-335, 2006.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

TENUTA, M.; MKHABELA, M.; TREMORIN, D.; COPPI, L.; PHIPPS, G.; FLATEN, D.; OMINSKI, K. Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.138, p.35–43, 2010.

THOMPSON, R.B.; RYDEN, J.C.; LOCKYER, D.R. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. **Journal of Soil Science**, v.38, p.689-700, 1987.

THOMSEN, I.K.; PEDERSEN, A.R.; NYORD, T.; PETERSEN, S.O. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.227-235, 2010.

TREMORIN, D.G.; TENUTA, M.; MKHABELA, M.; FLATEN, D.N.; OMINSKI, K.H. Nitrous oxide emissions from feces and synthetic urine of cattle grazing forage grass fertilized with hog slurry. **Animal Feed Science and Technology**, v.177, p.225–236, 2012.

VALLEJO, A.; TORRES, G.L.; DÍEZ, J.A.; ARCE, A.; FERNÁNDEZ, S.L. Comparison of N losses (NO₃, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v.272, p.313-325, 2005.

VALLEJO, A.; SKIBA, U.M.; TORRES, L.T.; ARCE, A.; FERNÁNDEZ, S.L.; MARTÍN, L.S. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p. 2782-2793, 2006.

VANDERZAAG, A.C.; JAYASUNDARA, S.; WAGNER-RIDDLE, C. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. **Animal Feed Science and Technology**, v.166– 167, p.464-479, 2011.

VELTHOF, G.L.; OENEMA, O.; POSTMA, R.; VAN BEUSICHEM, M.L. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.46, p.257-267, 1997.

VELTHOF, G.L.; KUIKMAN, P.J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v.37, p.221-230, 2003.

WEBB, J.; MISSELBROOK, T.H. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. **Atmospheric Environment**, v 38, p.2163-2176, 2004.

WEBB, J.; PAIN, B.; BITTMAN, S.; MORGAN, J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.137, p.39-46, 2010.

WHALEN, S.C. Nitrous Oxide Emission from an Agricultural Soil Fertilized with Liquid Swine Waste or Constituents. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.781-789, 2000.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.1795-1801, 2002.

WRAGE, N.; VELTHOF, G.L.; van BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.1723-1732, 2001.

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

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J.D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.236-246, 2010.

ZAMAN, M; NGUYEN, M .L. How application timings of urease and nitrification inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 156, p. 37-48, 2012.

4 PERSPECTIVAS FUTURAS

A partir dos resultados obtidos no presente trabalho foram identificados alguns aspectos relacionados à injeção subsuperficial de dejetos líquidos de suínos em plantio direto, associada ao inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), onde há necessidade de aprofundar a pesquisa, com destaque para:

1. Identificar atributos de solo que possam auxiliar na interpretação dos efeitos da injeção e do uso de DCD sobre as emissões de NH_3 e N_2O como, por exemplo, o pH, a CTC e a disponibilidade de C solúvel;
2. Avaliar a mudança temporal das quantidades e a distribuição espacial do N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) e do C solúvel nos sulcos de injeção dos dejetos, relacionando-as com a dinâmica da emissão de N_2O ;
3. Utilizar o isótopo ^{15}N para traçar o destino do N dos dejetos no sistema solo/planta/atmosfera;
4. Relacionar os benefícios ambientais detectados até aqui com uso associado da injeção dos dejetos e da DCD (redução das emissões de NH_3 e N_2O e aumento da produtividade de milho) com a emissão de poluentes decorrentes da demanda adicional de energia para tracionar mecanicamente, com trator, a máquina para injeção dos dejetos no solo.