

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

**EMISSÃO DE AMÔNIA E DINÂMICA DO
NITROGÊNIO NO SOLO COM PARCELAMENTO DA
DOSE E ADIÇÃO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO
EM DEJETOS DE SUÍNOS**

TESE DE DOUTORADO

STEFEN BARBOSA PUJOL

**Santa Maria, RS, Brasil
2012**

**EMISSÃO DE AMÔNIA E DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO
SOLO COM PARCELAMENTO DA DOSE E ADIÇÃO DE
INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO EM DEJETOS DE SUÍNOS**

por

Stefen Barbosa Pujol

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

Orientador: Prof. 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).

Pujol, Stefen Barbosa

Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos / Stefen Barbosa Pujol.-2012.

101 f.; 30cm

Orientador: Celso Aita

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

1. NH₃ 2. DCD 3. câmara estática semiaberta 4. nitrificação 5. plantio direto 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 tese de doutorado

**EMISSÃO DE AMÔNIA E DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO
COM PARCELAMENTO DA DOSE E ADIÇÃO DE INIBIDOR DE
NITRIFICAÇÃO EM DEJETOS DE SUÍNOS**

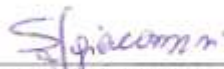
elaborada por
Stefen Barbosa Pujol

como requisito parcial para a obtenção do grau de
Doutor em Ciência do Solo


COMISSÃO EXAMINADORA:



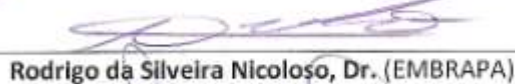
Celso Aita, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



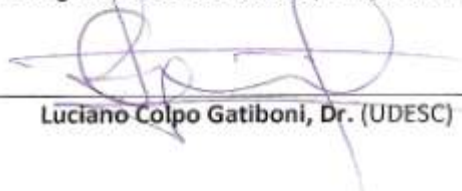
Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)



Leandro Souza da Silva, Dr. (UFSM)



Rodrigo da Silveira Nicoloso, Dr. (EMBRAPA)



Luciano Colpo Gatiboni, Dr. (UDESC)

Santa Maria, 27 de abril de 2012.

AGRADECIMENTOS

Sempre, em primeiro lugar na vida, **agradeço à Deus**, por fazer parte de suas criações e obter êxito em todos os momentos pelos quais passei, alguns menos difíceis, outros difíceis por demais, mas jamais impossíveis de serem cumpridos.

Ao Orientador, Celso Aita, sem o qual seria impossível finalizar esta etapa da vida acadêmica, mas especialmente devido ao convívio, aos ensinamentos, às cobranças e ao aprendizado contínuo no dia-a-dia dos corredores, das salas de aula e de sua sala.

Aos Pais, Zeca e Carmen, irmãos, Stélio e Vinícius, e avós, Zilda e “Riva”.

À Juliana Reolon, por me mostrar o que e como é o verdadeiro Amor entre duas pessoas, além de também demonstrar ser um oceano de paciência para aguentar e ainda auxiliar em vários momentos da execução e elaboração desta Tese.

À todos os Amigos que influenciaram positivamente na execução desta Tese: Janqui, Adams, Gonzatto, Eduardo Lorensi (Burduada), Doneda, Cantu, Marcos Stroschein e Helena.

Ao auxílio contínuo do Prof. Sandro Giacomini durante todas as etapas do Doutorado.

Ao pessoal do LABCEN, pelo apoio irrestrito e dedicação nos experimentos, entre os quais: Diego Giacomini, Thiago (Bero), Juliano, Paulinha, Tocaio, Adônis, Roberto e Géssica, além de tantos outros bolsistas do “Grupo Aita” e do “Grupo Sandro”.

Aos membros da Banca de Defesa, por participarem e pelas relevantes contribuições.

Aos Professores e colegas do PPGCS/UFSM, pelos ensinamentos e por alguns momentos de dividir as lamúrias, ou de confraternizar as glórias, durante esses quatro anos.

Aos funcionários do Departamento de Solos, tendo em primeiríssimo lugar a lembrança da disposição do Seu Finamor, sempre apto a ajudar, bem como a tranquilidade do Vargas (Negão) e a seriedade do Flávio. Também agradeço aos funcionários do Galpão de Solos, Paulinho, Pozzobon e Michel. Em especial, ainda, profundo o agradecimento à “velha amiga” Rose, com a qual não existe tempo feio.

À UFSM, pela oportunidade de frequentar uma “escola” pública de ensino altamente qualificado, desde a Graduação, o Mestrado e agora culminando com esta Tese de Doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento do Pessoal de Nível Superior (CAPES), cuja bolsa de estudo foi fundamental para poder realizar o Curso de Doutorado, nos quatro anos em que fui agraciado com a mesma.

À todos aqueles que de uma forma ou outra contribuíram para a obtenção deste título, inclusive àqueles que não estão mais neste plano, como o meu Eterno Amigo André Hübner.

“Um homem não está acabado quando enfrenta a derrota.
Ele está acabado quando desiste.”
Richard Nixon (1913 - 1994)

*Dedico a conclusão desta Tese
Aos meus Pais, Zeca e Carmen,
Os quais sempre acreditaram em mim...*

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

EMISSÃO DE AMÔNIA E DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO COM PARCELAMENTO DA DOSE E ADIÇÃO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO EM DEJETOS DE SUÍNOS

AUTOR: STEFEN B. PUJOL

ORIENTADOR: Prof. Dr. CELSO AITA

Local e Data da Defesa: Santa Maria, 27 de abril de 2012.

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) são utilizados, principalmente, como fertilizante de culturas comerciais na região Sul do Brasil, onde predomina o manejo do solo em sistema de plantio direto (SPD). Assim, a aplicação desses dejetos na superfície do solo pode potencializar as perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3), levando a redução no potencial fertilizante dos dejetos e ao aumento da poluição ambiental. Além disso, como os DLS são ricos em N amoniacal fácil e rapidamente pode ocorrer nitrificação e o nitrato gerado vir a ser perdido também por lixiviação ou desnitrificação. Faz-se necessário então buscar alternativas para mitigar essas perdas de N e maximizar o potencial fertilizante dos DLS. Uma possibilidade de viabilizar maior eficiência fertilizante e menor potencial poluente dos dejetos de suínos é realizar a aplicação de forma parcelada no solo, enquanto outra estratégia é a inibição do processo de nitrificação, por meio do uso de um produto inibidor de nitrificação (IN). Dessa forma, a quantidade de N amoniacal aplicada na superfície do solo seria dividida em frações menores do que com aplicação única dos dejetos, minimizando as perdas por volatilização de NH_3 e com o retardamento no aparecimento de nitrato (NO_3^-) a transferência desse ânion para camadas inferiores do solo. Para avaliar esses aspectos, os experimentos foram conduzidos em um Argissolo manejado em SPD, no ano agrícola 2010/2011, no campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Os tratamentos foram dispostos em blocos ao acaso e avaliados na cultura do milho, verão 2010/2011, e do trigo, inverno 2011, constando da aplicação de DLS em dose única (pré-semeadura) e parcelada (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura), com e sem o uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), presente no produto “Agrotain® Plus” (81 % de DCD) e aplicado em $7,0 \text{ kg ha}^{-1}$. Além destes, foram avaliados um tratamento com a dose recomendada de N ureia para as duas culturas e um tratamento testemunha, sem o uso de fertilizante. A NH_3 volatilizada foi captada no interior de câmaras estáticas semiabertas, contendo esponja embebida com a mistura de ácido fosfórico e glicerina. Amostras de solo foram coletadas um dia após a instalação dos experimentos e em dias subsequentes para possibilitar a detecção das transformações de N inorgânico no solo durante o cultivo de ambas as culturas. Essas amostras foram analisadas para N amoniacal e nítrico, conforme Tedesco et al. (1995). O inibidor de nitrificação (DCD) preservou o N dos dejetos aplicados ao solo na forma amoniacal sem aumentar a emissão de NH_3 para a atmosfera, enquanto o parcelamento ou não da dose de dejetos não diferiu na quantidade de NH_3 volatilizada e na percolação de nitrato no solo.

Palavras-chave: DCD, NH_3 , câmara estática semiaberta, nitrificação, plantio direto.

ABSTRACT

Doctorate Thesis

Pos-Graduation Program in Soil Soil Science
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

AMMONIA EMISSION AND NITROGEN DYNAMICS IN SOIL WITH SPLIT APPLICATION AND ADDED NITRIFICATION INHIBITOR IN PIG SLURRY

AUTHOR: STEFEN PUJOL

ADVISOR: Prof. Dr. CELSO AITA

Place and Date: Santa Maria, April 27th, 2012.

Pig Slurry (PS) is used mainly as a fertilizer for crops in southern Brazil where the predominant soil management is in no-tillage. Thus, the application of manure on the soil surface can increase losses of nitrogen (N) for volatilization of ammonia (NH₃), leading to reduction in the fertilizing potential of waste and increased environmental pollution. Moreover, as the PS are rich in ammonium N, nitrification can occur quickly and easily and the generated nitrate can also be lost by leaching and denitrification. Then, it is necessary to look for alternatives to mitigate these losses of N fertilizer and maximize the potential of the PS. One of the possibilities to enable greater efficiency and lower pig slurry pollution potential is to perform the application in the soil in split doses, while other strategy is the use of nitrification inhibitors (NI). Thus, the amount of ammonium N applied to the soil surface would be divided into smaller fractions rather than a single application, minimizing the losses by NH₃ volatilization and with the delay in the appearance of nitrate (NO₃⁻) the transfer of this anion to lower soil layers. To evaluate these aspects, experiments were conducted in an Ultisol in no-tillage handled in the agricultural year of 2010/2011, on the campus of Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). The treatments were arranged in randomized blocks and evaluated in maize, summer of 2010/2011, and wheat, winter of 2011, consisting the application of PS in a single dose (pre-sowing) and split doses (1/3 in pre-sowing and 2/3 in coverage), with and without the use of nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD), present in the product “Agrotain® Plus” (81 % of DCD) and applied at 7.0 kg ha⁻¹. Besides, a treatment with recommended dose of urea N for both cultures and a control treatment without the use of fertilizer were evaluated. Volatilized NH₃ was captured inside the semi-open static chambers containing sponge soaked with a mixture of phosphoric acid and glycerin. Soil samples were collected one day after experiments were set up, and on subsequent days to allow the detection of the changes of inorganic N in soil during the development of both cultures. These samples were analyzed for ammonium N and nitrate N according to Tedesco et al. (1995). The nitrification inhibitor (DCD) maintained N of manure applied to the soil in ammonium form without increasing the emission of NH₃ to atmosphere, while the application of PS in parts or not did not differ in the amount of volatilized NH₃ and in the percolation of nitrate in the soil.

Keywords: DCD, NH₃, semi-open static chamber, nitrification, no-tillage.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1 – Temperatura e umidade relativa do ar no período de avaliação da volatilização de amônia após aplicação dos tratamentos em pré-semeadura e em cobertura no milho (a) e no trigo (b). Dados obtidos junto à Estação Climatológica Experimental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).27
- Figura 2 – Vista do experimento: a) base metálica coberta com câmara estática semiaberta para avaliação da volatilização de amônia (Com câmara) e base descoberta, ou seja, exposta às condições ambientais (Sem câmara); b) detalhe do esquema de coleta do solo realizado no interior da base metálica, após o término do experimento e da retirada da palha da superfície.34
- Figura 3 – Fluxo de NH_3 após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu), em pré-semeadura no milho (a) e no trigo (c), e em dose parcelada (DLSp), em pré-semeadura + cobertura no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (DMS) entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).37
- Figura 4 – Perda acumulada de NH_3 (kg N ha^{-1}) após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu), em pré-semeadura do milho (a) e do trigo (c) e em dose parcelada (DLSp), em pré-semeadura + cobertura no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).41
- Figura 5 – Perda percentual de amônia (% do N amoniacal dos dejetos ou da ureia) após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu) (pré-semeadura) no milho (a) e no trigo (c) e em dose parcelada (DLSp) (pré-semeadura + cobertura) no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).47
- Figura 6 – Porcentagem do N mineral encontrado como N amoniacal (NH_x) e nítrico (NO_x) nas camadas de 0-2 e 2-5 cm de profundidade do solo oito dias após a aplicação dos tratamentos em bases metálicas com e sem câmara para avaliação da volatilização

de amônia. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suínos aplicado em dose única; DLSp, dejetos líquidos de suínos aplicado em dose parcelada; IN, inibidor da nitrificação.51

ARTIGO 2

Figura 1 – Aplicação (A) e Reaplicação (R) de dejetos líquidos de suínos (DLS) em doses única (DLSu) e parcelada (DLSp), associadas ou não com inibidor de nitrificação (IN), e ureia para o cultivo de milho: (a) temperatura média diária e ocorrência de precipitação pluviométrica nos 80 dias deste estudo; teor de (b) N amoniacal (N-NH_x) e de (c) N nítrico (N-NO_x⁻) na camada de 0-10 cm do solo. As setas vazadas indicam as datas em que houve coleta de solo de 0-10 cm, enquanto nas setas preenchidas as coletas foram realizadas em diferentes camadas até 40 cm de profundidade. S = semeadura da cultura. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).76

Figura 2 – Aplicação (A) e Reaplicação (R) de dejetos líquidos de suínos (DLS) em doses única (DLSu) e parcelada (DLSp), associadas ou não com inibidor de nitrificação (IN), e ureia para o cultivo de trigo: (a) temperatura média diária e ocorrência de precipitação pluviométrica nos 70 dias deste estudo; teor de (b) N amoniacal (N-NH_x) e de (c) N nítrico (N-NO_x⁻) na camada de 0-10 cm do solo. As setas vazadas indicam as datas em que houve coleta de solo de 0-10 cm, enquanto nas setas preenchidas as coletas foram realizadas em diferentes camadas até 40 cm de profundidade. S = semeadura da cultura. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).79

Figura 3 – Evolução de N amoniacal (N-NH_x) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 15, 28, 35, 38, 40, 55 e 80 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do milho. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicado em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 35 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).83

Figura 4 – Evolução de N amoniacal (N-NH_x) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 9, 14, 29, 54 e 65 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do trigo. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicado em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-

semeadura e 2/3 em cobertura, aos 54 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).84

Figura 5 – Evolução de N nítrico ($N-NO_x^-$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 15, 28, 35, 38, 40, 55 e 80 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do milho. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicado em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 35 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).86

Figura 6 – Evolução de N nítrico ($N-NO_x^-$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 9, 14, 29, 54 e 65 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do trigo. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicado em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 54 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).89

Figura 7 – Quantidade de nitrogênio inorgânico total (Nit) e valores de delta (Δ) Nit, Δ amoniacal (NH_x) e Δ nítrico (NO_x^-) no solo (0-40 cm) após aplicação (A) e reaplicação (R) de tratamentos no milho (*a, b, c e d*) e no trigo (*e, f, g e h*). TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicado em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura); IN, inibidor de nitrificação. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).91

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

- Tabela 1 – Composição dos dejetos de suínos e quantidades aplicadas de carbono total (CT), matéria seca (MS) e nitrogênio (N) nas doses utilizadas em aplicação única e parcelada, em pré-semeadura e em cobertura, no milho e no trigo.28
- Tabela 2 – Número de avaliações da volatilização de N-NH₃ realizadas após aplicação dos dejetos em pré-semeadura e em cobertura no milho e no trigo e intervalo de tempo entre as avaliações.....32
- Tabela 3 – Quantidades de N amoniacal aplicadas no milho nos tratamentos com dejetos em dose única e parcelada e quantidades de N mineral encontradas na camada 0-5 cm do solo no interior das bases ao final de 187 horas de avaliação da volatilização de NH₃.....42
- Tabela 4 – Volatilização líquida de NH₃ e percentual volatilizado no milho e no trigo após o uso de ureia e dejetos líquidos de suínos em dose única (pré-semeadura) e parcelada (pré-semeadura + cobertura), com e sem inibidor da nitrificação.45
- Tabela 5 – Nitrogênio volatilizado (NH₃) e N amoniacal (NH_x) e nítrico (NO_x⁻) detectados no solo (0-5 cm de profundidade) de base metálica com ou sem câmara para avaliação da volatilização de amônia após oito dias da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) com inibidor da nitrificação (IN), antecedendo o cultivo de milho.50
- Tabela 6 – Umidade do solo em duas camadas (0-2 e 2-5 cm) e da palha de aveia presente na superfície do solo do interior de bases metálicas abertas ou fechadas por câmaras para avaliação da volatilização de amônia em tratamentos aplicados no milho.54

ARTIGO 2

- Tabela 1 – Composição dos dejetos de suínos e quantidades aplicadas de matéria seca, carbono e nitrogênio nas doses utilizadas em aplicações única e parceladas, em pré-semeadura e cobertura, nas culturas do milho e do trigo.71
- Tabela 2 – Precipitação pluviométrica ocorrida em cada período que houve coleta de solo, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos como fertilizante ao milho e ao trigo.73

DISCUSSÃO GERAL

Tabela 1 – Transformações do nitrogênio amoniacal adicionado ao solo com dejetos líquidos de suínos (DLS), nas culturas de milho e trigo, e percentuais de N amoniacal (NH_x) remanescentes no solo aos 15 e 14 dias, respectivamente, após aplicação de DLS. 98

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
OBJETIVOS	20
Objetivo geral	20
Objetivos específicos	20
HIPÓTESES	20
ARTIGO 1 – INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO E APLICAÇÃO PARCELADA DE DEJETOS DE SUÍNOS NO MILHO E NO TRIGO: EFEITO NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA	21
RESUMO.....	21
ABSTRACT.....	22
1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1 Descrição da Área, do solo e das condições atmosféricas	26
2.2 Delineamento experimental e tratamentos	27
2.3 Dejetos utilizados.....	28
2.4 Inibidor de nitrificação utilizado.....	29
2.5 Condução dos experimentos nas culturas de milho e trigo	30
2.6 Avaliação da volatilização de amônia.....	31
2.7 Análise estatística.....	35
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.1 Fluxos de NH ₃ para a atmosfera	36
3.2 Perda acumulada de N como NH ₃	40
4 CONCLUSÕES.....	57
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

ARTIGO 2 – INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO E APLICAÇÃO PARCELADA DE DEJETOS DE SUÍNOS NO MILHO E NO TRIGO: EFEITO NA DINÂMICA DO NITROGÊNIO INORGÂNICO NO SOLO.....	64
RESUMO.....	64
ABSTRACT.....	65
1 INTRODUÇÃO	66
2 MATERIAL & MÉTODOS.....	69
2.1 Descrição geral	69
2.2 Delineamento experimental e tratamentos utilizados	70
2.3 Condições experimentais.....	70
2.4 Avaliações da dinâmica do N e da percolação de nitrato no solo.....	72
2.5 Análise estatística.....	74
3 RESULTADOS & DISCUSSÃO.....	75
3.1 Dinâmica do nitrogênio inorgânico no solo	75
3.2 Deslocamento de N mineral no perfil do solo	82
3.3 Quantidades de N inorgânico no perfil do solo	90
4 CONCLUSÕES.....	93
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94
DISCUSSÃO GERAL	97
CONCLUSÃO GERAL	101

INTRODUÇÃO GERAL

A modernização dos sistemas de criação de suínos nos últimos anos no Brasil levou à intensificação e concentração dos animais em pequenas áreas, visando à redução dos custos de produção e o aumento na produção de carne. No entanto, esse modelo de confinamento dos animais gera sérios problemas ambientais em função do grande volume de dejetos produzidos, em locais cuja disposição adequada é, normalmente, dificultada. Por isso, uma preocupação constante de todos os agentes envolvidos com a suinocultura se refere à busca de estratégias que permitam maximizar o potencial fertilizante e minimizar o potencial poluidor do ambiente pelos dejetos produzidos nessa atividade, de grande importância econômica e social para o meio rural.

Em nível mundial, a suinocultura é caracterizada pela criação dos animais em locais específicos. Tomando a Europa como exemplo, constata-se que a atividade está concentrada em determinadas regiões de poucos países, como Dinamarca, Bélgica, Holanda, Alemanha, França, Espanha e Itália (BERNET e BÉLINE, 2009). No Brasil, ocorre essa mesma dinâmica, com a região Sul do país contendo 48 % da população nacional de suínos (IBGE, 2010). Embora essa expressiva participação da região Sul no rebanho nacional seja economicamente relevante, ela implica também na necessidade de despender cuidados especiais quanto ao adequado destino do elevado volume de dejetos produzidos. Além disso, o Brasil não possui, até o momento, legislação específica de tratamento e destino corretos dos resíduos líquidos produzidos em agroindústrias, como a suinocultura, diferentemente dos países europeus, onde na Alemanha já há proibição na aplicação superficial de dejetos e na Holanda não se pode abrir novos criatórios de suínos (VAN RUITEN, 1998).

Quando o solo é usado apenas como um local de descarte dos dejetos de suínos, conforme foi realizado durante muitos anos no Brasil, acentuam-se os problemas ambientais decorrentes, principalmente, de: a) volatilização de amônia (NH_3) (MOAL et al., 1995), que pode contribuir à formação de chuva ácida (SOMMER e HUTCHINGS, 2001) e à emissão indireta de óxido nitroso (N_2O) (VANDERZAAG et al., 2011), além de a amônia poder reagir com a poeira do ar e outras substâncias para formar partículas de tamanho microscópico ($\text{PM}_{2,5}$) que estão associadas a diversos problemas respiratórios, prejudicando a saúde das pessoas (GAY and KNOWLTON, 2009); b) lixiviação de nitrato (NO_3^-) (VALLEJO et al., 2005), que pode contaminar a água dos mananciais de superfície e do lençol freático, em função da sua elevada mobilidade; c) desnitrificação, cujo intermediário N_2O é um dos

principais gases de efeito estufa, além de afetar a camada de ozônio (ROCHETTE et al., 2004). Além disso, os dejetos podem poluir o solo e, principalmente, a água em função da sua elevada carga orgânica e também da presença de microrganismos fecais potencialmente patogênicos (BORNAY-LLINARES et al., 2006; XIAO et al., 2006). Todas essas possibilidades de contaminação ambiental são potencializadas quando os dejetos são utilizados sem critérios técnicos. É preciso atenção especial quanto às doses a aplicar nas culturas, à frequência de aplicação e às condições de clima e solo no momento da aplicação.

Atualmente, a crescente pressão dos órgãos ambientais, as informações já disponibilizadas pela pesquisa científica e o custo elevado dos fertilizantes convencionais têm tornado os dejetos líquidos de suínos (DLS) uma importante fonte de nutrientes, e às vezes a única, às culturas comerciais, especialmente em pequenas propriedades de regiões envolvidas com a suinocultura do Sul do Brasil. Embora em muitas situações o solo não seja mais encarado apenas como o local de descarte dos dejetos e estes sejam vistos como uma fonte importante de nutrientes às culturas, ainda persistem problemas ambientais sérios decorrentes do uso agrícola dos mesmos. Os principais problemas estão ligados ao ciclo biogeoquímico do nitrogênio (N), em razão da sua complexidade, da diversidade de transformações a que está sujeito e pelo fato de ser, normalmente, o nutriente presente em maior concentração nos dejetos de suínos.

Nos dejetos líquidos de suínos, sobretudo quando armazenados em condições anaeróbicas, predomina N na forma amoniacal, a qual pode chegar a teores entre 60 e 85 % do N total dos dejetos (SCHERER et al., 1996). Portanto, o destino do N amoniacal dos dejetos no sistema solo/planta terá reflexos importantes tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Isso porque um dos principais problemas associados ao N amoniacal presente nos dejetos está na possibilidade de ocorrer volatilização de amônia (NH_3) para a atmosfera, o que contamina o ambiente e reduz o potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos. Trabalhando com dejetos de bovinos e suínos Moal et al. (1995), por exemplo, encontraram valores de volatilização de NH_3 superiores a 75 % do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos. Outro problema ligado diretamente ao N amoniacal dos dejetos refere-se à velocidade com que o mesmo é oxidado até nitrato pelas bactérias nitrificadoras do solo. Se o aparecimento de nitrato (NO_3^-) ocorrer quando ainda não há absorção do mesmo pela cultura onde foram aplicados os dejetos, essa forma de N, por ser muito móvel no solo, poderá ser perdida por escoamento superficial e lixiviação, podendo causar eutrofização e contaminação dos mananciais de superfície e do lençol freático (SINGH et al., 2008).

Para reduzir o potencial poluidor dos dejetos, relativamente ao N, e maximizar o aproveitamento deste nutriente pelas culturas, parece já existir um consenso por parte da pesquisa quanto a dois aspectos. O primeiro deles diz respeito à necessidade de manter o N dos dejetos o maior período de tempo possível na forma amoniacal após a sua aplicação no campo, já que o amônio (NH_4^+) é uma forma de N relativamente imóvel no solo, quando comparada ao NO_3^- , que é altamente móvel (SUBBARAO et al., 2006). Isso tem sido obtido através do uso de inibidores de nitrificação, os quais são misturados aos dejetos no momento da sua aplicação ao solo. O produto mais utilizado para esse fim é a dicianodiamida (DCD), embora ainda sejam relativamente raros os trabalhos em que o produto foi avaliado em dejetos líquidos de suínos (VALLEJO et al., 2005; MKHABELA et al., 2006a; MKHABELA et al., 2006b; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). Em poucas situações adição de DCD aos dejetos de suínos foi feita em condições de campo (VALLEJO et al., 2005; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). Pelo fato de o inibidor preservar por mais tempo no solo o N dos dejetos na forma amoniacal é de se esperar que isso possa favorecer as perdas de N por volatilização de NH_3 , especialmente quando os dejetos são aplicados na superfície do solo, como é feito em plantio direto. Todavia, os poucos resultados existentes são contraditórios, indicando aumento na volatilização de NH_3 (DAMASCENO, 2010), ausência de efeito (MKHABELA et al., 2006a; MKHABELA et al., 2006b) e até mesmo redução na emissão de NH_3 (DENDOOVEN et al., 1998), mostrando a necessidade de intensificar os trabalhos nessa área. Essa mesma recomendação foi feita recentemente por Kim et al. (2012), que ao analisarem, através de meta-análise, o efeito de diferentes inibidores de nitrificação sobre a volatilização de NH_3 em trabalhos publicados no período de 1970 a 2010, em 46 situações diferentes e em nove países, encontraram resultados conflitantes, com aumento da volatilização (0,3 a 25%) em 26 situações, ausência de efeito em 14 e redução da volatilização de NH_3 (- 0,3 a - 4,1%) em 6 situações.

O segundo aspecto onde parece haver convergência por parte da pesquisa refere-se à necessidade de reduzir a quantidade de NO_3^- presente no solo, adequando-a a necessidade e capacidade das plantas em absorver este ânion. Para isso, a aplicação parcelada da dosagem recomendada de dejetos, assim como é feito com a aplicação de ureia ou outros fertilizantes nitrogenados minerais, parece ser uma alternativa interessante, embora ainda relativamente pouco avaliada pela pesquisa (SCHRÖDER, 1999). Com a aplicação de 1/3 da dose de dejetos em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, o N disponibilizado pelos dejetos deverá ocorrer em maior sincronia com a demanda de N das culturas, em relação à aplicação da dose

integral em pré-semeadura e, com isso, reduzir a presença de NO_3^- no solo e também a volatilização de NH_3 à atmosfera.

Apesar dessa possibilidade de utilizar inibidores de nitrificação e a aplicação parcelada dos dejetos como estratégias para reduzir a poluição do ambiente provocada pelo uso agrícola dos dejetos de suínos e de melhorar o potencial dos mesmos como fonte de N às culturas, elas ainda não foram suficientemente avaliadas pela pesquisa, sobretudo para as condições do Sul do Brasil, onde predomina o uso dos dejetos em sistema de plantio direto. Para isso iniciou-se um projeto na UFSM em 2009, onde a injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo, o uso de DCD como inibidor de nitrificação e a aplicação parcelada dos dejetos vêm sendo avaliados quanto ao seu efeito, principalmente sobre a emissão de gases de efeito estufa e a produtividade das culturas, com destaque para o milho (DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). No presente trabalho avaliou-se o efeito do uso da dicianodiamida (DCD) e da aplicação parcelada dos dejetos líquidos de suínos no milho e no trigo sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 e sobre a dinâmica do N mineral do solo.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o efeito do modo de aplicação (dose única e parcelada) dos dejetos líquidos de suínos, associado ou não ao inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 e a dinâmica do N mineral no solo nas culturas do milho e do trigo em plantio direto.

Objetivos específicos

- 1) Avaliar o efeito da adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos de suínos, em dose única e parcelada, no milho e no trigo sobre os seguintes processos do ciclo biogeoquímico do N:
 - a) Volatilização de NH_3
 - b) Taxa de nitrificação
 - c) Deslocamento de NO_3^- no perfil do solo
 - d) Quantidade de N mineral do solo

- 2) Avaliar a eficiência de um coletor estático semiaberto em coletar a amônia (NH_3) volatilizada do solo após aplicação de ureia e dejetos líquidos de suínos no milho e no trigo, em dose única e parcelada, com e sem inibidor de nitrificação.

HIPÓTESES

- 1) A adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos de suínos (DLS) favorece as perdas de N por volatilização de NH_3 , principalmente com a aplicação dos dejetos em dose única;
- 2) Com o parcelamento da dose recomendada de DLS ao milho e ao trigo há diminuição da volatilização de NH_3 e uma melhor distribuição do N mineral do solo durante os ciclos das culturas, relativamente ao uso dos dejetos em dose única;
- 3) As estratégias de usar inibidor de nitrificação e de parcelar a dose de DLS reduzem a quantidade e o deslocamento de NO_3^- no perfil do solo;
- 4) O uso de câmaras estáticas semiabertas para avaliar a volatilização de NH_3 subestima as perdas reais de N através desse processo físico-químico.

ARTIGO 1 – INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO E APLICAÇÃO PARCELADA DE DEJETOS DE SUÍNOS NO MILHO E NO TRIGO: EFEITO NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

RESUMO

O uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizante das culturas comerciais é uma prática cada vez mais utilizada na região Sul do Brasil. No entanto, quando os dejetos são aplicados na superfície do solo, em sistema de plantio direto (SPD), podem ocorrer perdas significativas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH₃) e desnitrificação, com redução no potencial fertilizante dos dejetos e aumento da poluição ambiental. É preciso buscar alternativas para mitigar essas perdas de N. Neste sentido, investigou-se o efeito, sobre a emissão de NH₃ para a atmosfera, da aplicação de DLS em dose única e parcelada no milho e no trigo, com e sem o uso de inibidor de nitrificação. O experimento foi conduzido em SPD, no ano agrícola 2010/2011, no campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Os tratamentos avaliados no milho e no trigo constaram da aplicação de DLS em dose única (pré-semeadura) e parcelada (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura), com e sem o uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), contido no produto “Agrotain® Plus” (81 % de DCD). Além destes, foram avaliados um tratamento com a dose recomendada de N ureia para as duas culturas e um tratamento testemunha, sem o uso de fertilizante. A dose de “Agrotain® Plus” utilizada foi de 7,0 kg ha⁻¹ e a NH₃ volatilizada foi captada no interior de câmaras estáticas semiabertas, contendo esponja embebida com a mistura de ácido fosfórico e glicerina. No milho, a volatilização de NH₃ foi avaliada durante as primeiras 187 horas após a aplicação dos tratamentos em pré-semeadura e durante 218 horas após a sua reaplicação em cobertura. No trigo essas avaliações foram feitas após 216 e 195 horas, respectivamente. O inibidor de nitrificação (DCD) preservou, na forma amoniacal, o N dos dejetos aplicados ao solo em dose única e parcelada, sem aumentar a emissão de NH₃ para a atmosfera. A quantidade de NH₃ que volatilizou não diferiu entre a aplicação dos dejetos em dose única em pré-semeadura das culturas e a aplicação parcelada (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura). As câmaras estáticas semiabertas subestimaram a volatilização real de amônia, sendo que o valor subestimado foi maior com o aumento da quantidade de N aplicado ao solo com os dejetos.

Palavras-chave: NH₃, DCD, modalidade de aplicação, câmara estática.

ARTICLE 1 – NITRIFICATION INHIBITOR AND SPLIT APPLICATION OF PIG SLURRY IN CORN AND WHEAT: EFFECT IN THE AMMONIA VOLATILIZATION

ABSTRACT

The use of pig slurry (PS) as a fertilizer of crops is a practice increasingly used in southern Brazil. However, when manure is applied to the soil surface in no-tillage significant losses of nitrogen (N) for volatilization of ammonia (NH_3) and denitrification can occur, reducing the fertilizing potential of waste and increasing environmental pollution. Alternatives to mitigate the losses of N need to be found. In this regard, it was investigated the effect on the emission of NH_3 to atmosphere of the application of PS in single and split doses on maize and wheat with the use of nitrification inhibitor (NI). The experiment was conducted in no-tillage, in the agricultural year of 2010/2011, on the campus of Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). The treatments evaluated in maize and wheat were applied in a single dose of PS (in the pre-sowing) and split doses (1/3 pre-sowing and 2/3 in coverage) with and without the use of NI dicyandiamide (DCD), contained in the product “Agrotain® Plus” (81 % DCD). Besides these, a treatment with the recommended dose of urea N for the two cultures and a control treatment without the use of fertilizer were evaluated. The dose of “Agrotain® Plus” used was of 7.0 kg ha^{-1} and volatilized NH_3 was captured inside semi-open static chambers containing sponge soaked with a mixture of phosphoric acid and glycerin. For corn, the volatilization of NH_3 was evaluated during the first 187 hours after the application of treatments during pre-sowing and 218 hours after the reapplication in coverage. In wheat these evaluations were made after 216 and 195 hours respectively. The nitrification inhibitor (DCD) maintained the N of slurries applied to the soil, in single and split doses, in the form of ammonium, without increasing the emission of NH_3 to atmosphere. The amount of NH_3 volatilized did not differ between manure application in single dose in pre-sowing crops and split doses (1/3 in pre-sowing and 2/3 in coverage). The semi-open static chambers underestimated the actual volatilization of ammonia, and the underestimated value was greater due to the increase of the amount of N applied to the soil with PS.

Keywords: NH_3 , DCD, method of applying, static chamber.

1 INTRODUÇÃO

O uso agrícola dos dejetos de suínos como fertilizante, principalmente nas culturas do milho e feijão no verão e aveia e trigo no inverno, é uma prática comum na região Sul do Brasil, com predomínio, nos últimos anos, da aplicação dos dejetos em lavouras conduzidas em sistema de plantio direto (SPD). Apesar dos dejetos possuírem na sua composição diversos macro e micronutrientes, o seu uso como fonte de nitrogênio (N) às culturas tem sido preconizado (AZEEZ e AVERBEKE, 2010). Isso porque, normalmente, o N é o nutriente presente em maiores concentrações nos dejetos e, quando os mesmos são manejados na forma líquida e armazenados em condições anaeróbicas, aumenta a proporção de N na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) (MONACO et al., 2012).

A concentração elevada de N dos dejetos pode representar uma economia de fertilizantes nitrogenados sintéticos para as culturas comerciais, embora o uso agrícola deste material orgânico possa resultar, também, em perdas de N, com redução do seu potencial fertilizante e em poluição ambiental, especialmente quando a quantidade de N mineral no solo exceder a demanda de N das culturas. Tais perdas de N, principalmente através da volatilização de amônia (NH_3), podem ser favorecidas em condições de SPD, onde os dejetos são aplicados na superfície do solo (ROCHETTE et al., 2009). Nessa situação, a ocorrência de chuvas intensas logo após a aplicação dos dejetos também pode provocar a transferência, via escoamento superficial, de N das lavouras para os mananciais de superfície, resultando na sua eutrofização (ROTZ, 2004). Ainda, em SPD normalmente aumentam a disponibilidade de carbono, através dos resíduos culturais, a umidade, pelo maior armazenamento de água no perfil e o adensamento do solo, pelo trânsito das máquinas usadas nas operações agrícolas. Tais condições podem, isoladamente ou em conjunto, reduzir a disponibilidade de O_2 no solo, o que favorece a ocorrência do processo microbiano de desnitrificação, com perdas gasosas de N_2 e emissão de gases de efeito estufa, com destaque para o óxido nitroso (N_2O).

Em função destas inúmeras possibilidades de perda de N dos dejetos líquidos de suínos, sobretudo quando são aplicados em SPD, é necessário buscar estratégias para mitigar tais perdas e, ao mesmo tempo, preservar o seu potencial fertilizante como fonte de N às culturas comerciais. As perdas de N por volatilização de NH_3 podem ser significativamente reduzidas pela incorporação dos dejetos no solo imediatamente após a sua aplicação (ROCHETTE et al., 2009; WEBB et al., 2010) embora essa prática seja incompatível com o SPD. Outra prática para reduzir as emissões de NH_3 tanto em pastagens como em lavouras

sob SPD consiste na injeção dos dejetos líquidos no solo (SMITH et al., 2000; DAMASCENO, 2010; LOVANH et al., 2010). Para reduzir as perdas de N através da lixiviação de nitrato (NO_3^-), óxidos de N e N_2 por desnitrificação, a aplicação parcelada dos dejetos e, principalmente, o uso de inibidores de nitrificação têm sido duas práticas empregadas, cuja eficiência tem sido variável (MKHABELA et al., 2006a; VALLEJO et al., 2005; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012; Di e CAMERON, 2012).

A estratégia de parcelar a dose recomendada de dejetos, aplicando 1/3 na semeadura das culturas e 2/3 em cobertura, baseia-se no pressuposto de que ela favorece a sincronia entre o fornecimento e a demanda de N pelos vegetais, em relação à aplicação dos dejetos em dose única, por ocasião da semeadura. Embora se espere que essa estratégia de uso dos dejetos reduza também as perdas de N por volatilização de NH_3 , já que estas estão diretamente relacionadas à quantidade de N amoniacal aplicada ao solo com os dejetos (HUIJSMANS et al., 2003), há carência de informações que respaldem tal hipótese. É provável que o fato de as culturas cobrirem parcialmente o solo quando da aplicação de 2/3 dos dejetos em cobertura reduza o efeito do sol e do vento sobre a volatilização de NH_3 , protegendo melhor o N amoniacal dos dejetos. De acordo com Misselbrook et al. (2002), quanto maior a altura do dossel vegetativo maior a restrição à circulação do ar, o que favorece a infiltração dos dejetos no solo e reduz a volatilização de NH_3 . Além disso, com o parcelamento da dose, a quantidade de N e de líquido, onde se encontra a maior proporção do N amoniacal dos dejetos, é menor do que a sua aplicação em dose única, o que pode facilitar a sua infiltração no solo e reduzir a volatilização de NH_3 . Tem sido demonstrado em inúmeros trabalhos que a volatilização de NH_3 está inversamente relacionada à velocidade de infiltração dos dejetos líquidos no solo, a qual diminui com o aumento do teor de matéria seca dos dejetos e da umidade do solo (SOMMER e JACOBSEN, 1999; SOMMER et al., 2006).

Nos últimos anos, há um aumento no número de publicações envolvendo o uso de inibidores de nitrificação para preservar o N dos dejetos de animais após sua aplicação no campo. Predominam trabalhos em áreas onde ocorre o acúmulo de urina de vacas em lactação (MOIR et al., 2007; DI et al., 2007; DI e CAMERON, 2012) e, em menor número, trabalhos com dejetos (mistura de fezes e urina) de suínos (VALLEJO et al., 2005; DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012) e de bovinos (WILLIAMSON et al., 1998; HATCH et al., 2005), sendo que o inibidor mais empregado em ambos os casos é a dicianodiamida (DCD). Ao inibir temporariamente a ação da enzima amônia mono-oxigenase em *Nitrosomonas* sp., durante a oxidação de amônia (NH_3) para hidroxilamina (NH_2OH) na primeira etapa da nitrificação (SUBBARAO et al., 2006), o produto reduz a emissão de N_2O durante esta etapa,

quando a disponibilidade de O_2 for reduzida (SYLVIA, 1998). Ao retardar o aparecimento de NO_3^- no solo, o produto reduz também a emissão de N_2O pela desnitrificação, em condições de anaerobiose, onde este ânion atua como acceptor alternativo de elétrons de algumas bactérias (SYLVIA, 1998), além de atuar na redução da lixiviação de NO_3^- (WILLIAMSON et al., 1998; VALLEJO et al., 2005;). Apesar desses efeitos benéficos da DCD, constatados na maioria dos trabalhos, o fato de o produto preservar por mais tempo a forma de NH_4^+ , o nitrogênio amoniacal aplicado ao solo com os dejetos também poderá acarretar em maiores perdas de N por volatilização de amônia. Apesar dessa possibilidade, os resultados de pesquisa são inconsistentes, mostrando aumento na volatilização de NH_3 , ausência de efeito e até mesmo redução na emissão de NH_3 (KIM et al., 2012), o que evidencia a necessidade de intensificar os trabalhos de pesquisa nessa área.

Um dos aspectos que pode condicionar os resultados dos diferentes trabalhos refere-se às metodologias empregadas na avaliação da volatilização de NH_3 . Normalmente, as medidas são feitas através de métodos estáticos, em câmaras semiabertas (SMITH et al., 2008; DAMASCENO, 2010; SCHRMAN, 2012) ou métodos dinâmicos, em câmaras (SOMMER e JACOBSEN, 1999; SOMMER et al., 2006) ou túneis com circulação de ar (SMITH et al., 2008; NYORD et al., 2012). Na maioria das situações, as medidas feitas utilizando métodos dinâmicos indicam valores significativamente superiores de NH_3 volatilizada, em relação aos métodos estáticos (SMITH et al., 2007). É importante ampliar os estudos nessa área, correlacionando os valores de NH_3 obtidos pelos dois métodos, nas mesmas condições experimentais. Isso porque a medida precisa das perdas de NH_3 por volatilização é essencial para o estabelecimento de fatores de emissão em escala regional e global e também para identificar estratégias de manejo para reduzir a volatilização de NH_3 após aplicação ao solo de dejetos de suínos (SMITH et al., 2007)

Para que o parcelamento da dose recomendada de dejetos de suínos e o uso de inibidor de nitrificação possam ser eficientemente empregados como estratégias visando reduzir as perdas de N dos dejetos para o ambiente, é preciso avaliar o seu efeito sobre outros processos, além da lixiviação de NO_3^- e da emissão de N_2O . Assim, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação parcelada de dejetos líquidos de suínos e do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 e a quantidade de N mineral do solo nas culturas do milho e do trigo em plantio direto. Outro objetivo foi o de estimar a eficiência das câmaras estáticas semiabertas utilizadas para captar a amônia volatilizada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área, do solo e das condições atmosféricas

A volatilização de amônia foi avaliada no verão de 2010 e no inverno de 2011 em experimentos com as culturas de milho e trigo, respectivamente, ambos localizados na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, estado do Rio Grande do Sul (RS). O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (EMBRAPA, 2006), enquanto o clima da região é classificado pelo sistema de classificação climática como subtropical úmido, tipo Cfa2 (KÖPPEN e GEIGER, 1928).

Antes da implantação dos experimentos a área permaneceu durante cinco anos em pousio, com predomínio de espécies de plantas da família Poaceae. No inverno de 2010, o solo foi preparado com aração e gradagem, além da correção da acidez. Para isso, foi utilizado calcário dolomítico para atingir pH 6,0, conforme recomendação (CQFS, 2004). Foi aplicada a dose de 8,0 Mg ha⁻¹, fracionada em duas aplicações de (4,0 Mg ha⁻¹). A primeira aplicação ocorreu em maio de 2010, sendo incorporada ao solo através de lavração, enquanto a segunda aplicação foi realizada um mês após e foi incorporada ao solo através de gradagem profunda.

Em 14 de junho de 2010, foi semeada na área a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) em linhas espaçadas de 0,17 m entre si, com semeadora específica para semeadura direta. A cultura foi adubada apenas com ureia em cobertura, na dose de 45 kg de N ha⁻¹. Com antecedência de 30 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do milho a aveia foi manejada mecanicamente através de rolo faca. Na instalação do experimento o solo da área apresentava as seguintes características físico-químicas na profundidade de 0-10 cm: argila 22,3 %; pH_{H2O} 5,7; índice SMP 6,2; fósforo 6,8 mg dm⁻³; potássio 48,6 mg dm⁻³; alumínio 0,0 cmol_c dm⁻³; acidez potencial 3,7 cmol_c dm⁻³; CTC efetiva 10,1 cmol_c dm⁻³; saturação por bases 73,2 %; e matéria orgânica 2,7 %.

A temperatura e a umidade relativa do ar durante a realização dos experimentos são mostradas na figura 1.

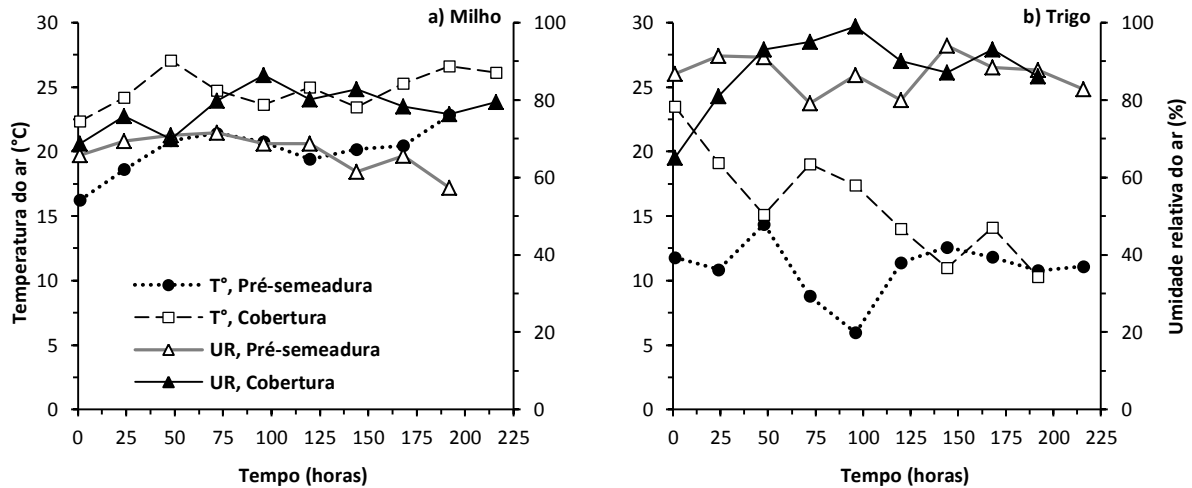


Figura 1 – Temperatura e umidade relativa do ar no período de avaliação da volatilização de amônia após aplicação dos tratamentos em pré-semeadura e em cobertura no milho (a) e no trigo (b). Dados obtidos junto à Estação Climatológica Experimental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com três repetições dos seguintes tratamentos: 1) sem aplicação de dejetos e sem inibidor de nitrificação (testemunha); 2) aplicação de dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu); 3) DLSu com inibidor de nitrificação (DLSu+IN); 4) aplicação de dejetos líquidos de suínos em dose parcelada (DLSp); 5) DLSp com inibidor de nitrificação (DLSp+IN); 6) aplicação de N mineral na forma de ureia (UREIA).

Os tratamentos foram aplicados em 12 de novembro de 2010, 11 dias antes da semeadura do milho (híbrido Pioneer 30K75Y), e reaplicados, nas mesmas parcelas, em 16 de dezembro do mesmo ano, 169 dias antes da semeadura do trigo (cultivar Campo Real). No tratamento com dejetos em dose parcelada aplicou-se 1/3 da dose recomendada na semeadura e 2/3 em cobertura, aos 23 dias após a semeadura do milho e aos 52 dias após a semeadura do trigo. No tratamento com ureia, ela foi aplicada nas mesmas épocas que os dejetos, sendo que as quantidades de N no milho foram de 40 e 94 kg ha⁻¹ na semeadura e em cobertura, respectivamente, enquanto no trigo foram de 35 e 77 kg ha⁻¹. As doses de dejetos e as respectivas quantidades de N aplicadas com os dejetos em aplicação única e parcelada nas culturas do milho e do trigo encontram-se na tabela 1.

2.3 Dejetos utilizados

Os dejetos de suínos foram coletados em esterqueira anaeróbica situada no Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia/UFSM, onde os animais, em fase de crescimento/terminação, são criados em confinamento total. Os dejetos são constituídos pela mistura de fezes e urina dos animais, pelos restos de ração e água desperdiçada nos bebedouros, além da água de lavagem das baias.

Tabela 1 – Composição dos dejetos de suínos e quantidades aplicadas de carbono total (CT), matéria seca (MS) e nitrogênio (N) nas doses utilizadas em aplicação única e parcelada, em pré-semeadura e em cobertura, no milho e no trigo.

Forma de aplicação dos dejetos	Dose	Composição dos dejetos				Quantidade adicionada				C/N
		MS	CT	Nitrogênio		MS	CT	Nitrogênio		
				total	amoniacal			total	amoniacal	
m ³ ha ⁻¹	g kg ⁻¹	kg ha ⁻¹				
Milho										
DLSu ¹	60	23,0	8,5	2,8	2,0	1.378	508	169	120	3,0
DLSp										
<i>Pré-semeadura</i>	20	23,0	8,5	2,8	2,0	459	169	56	40	3,0
<i>Cobertura</i>	42	13,4	3,7	2,6	2,4	565	156	108	99	1,4
Trigo										
DLSu	50	13,0	3,5	2,5	2,0	650	173	127	102	1,4
DLSp										
<i>Pré-semeadura</i>	16	13,0	3,5	2,5	2,0	208	55	41	33	1,4
<i>Cobertura</i>	26	29,3	9,0	4,0	2,7	762	233	104	71	2,3

¹DLSu: dejetos líquidos de suínos em dose única; DLSp: dejetos líquidos de suínos em dose parcelada.

Os dejetos aplicados no milho e no trigo foram analisados quanto aos teores de N e o pH, sem secagem prévia, conforme a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). O teor de carbono total (CT) dos dejetos foi feito após a secagem das amostras a 65 °C, através de combustão seca (DUMAS) em um analisador elementar CHNS (modelo FlashEA 1112, THERMO ELECTRON). Os valores de pH dos dejetos aplicados em pré-semeadura e em cobertura no milho foram de 7,15 e 7,17, respectivamente. No trigo os valores foram de 7,82 e 7,78. As principais características dos dejetos, bem como as quantidades adicionadas ao solo de matéria seca, carbono e nitrogênio no milho e no trigo encontram-se na tabela 1.

2.4 Inibidor de nitrificação utilizado

O inibidor de nitrificação utilizado foi a dicianodiamida (DCD), contida no produto Agrotain® Plus (AP), na concentração de 81 %. Além da DCD o AP, formulado em pó, contém na sua composição 6,5 % de N-(n-butil) tiofosfórico triamida (NBPT), que inibe a ação da enzima urease, e 12,5 % da mistura de corantes e materiais inertes. Como a ureia presente em dejetos de animais é hidrolisada até NH_3 pela urease nos primeiros 2 a 3 dias após a dejeção (VAREL, 1997), considerou-se que, no presente trabalho, o NBPT não teve efeito inibitório, já que os dejetos permaneceram de 3 a 4 dias nas canaletas laterais do chiqueiro antes de serem direcionados à esterqueira, onde permaneceram durante aproximadamente 60 dias, até serem aplicados no campo. Por isso, considerou-se no AP apenas o efeito inibitório da DCD sobre a nitrificação do N amoniacal presente nos dejetos no momento da sua aplicação no campo.

A dicianodiamida (DCD) inibe especificamente a oxidação de amônia (NH_3) para hidroxilamina (NH_2OH) durante a primeira etapa da nitrificação, principalmente em *Nitrosomonas europaea* (SUBBARAO et al., 2006). Trata-se de um produto com ação bacteriostática e não bactericida, agindo apenas no retardamento da nitrificação e sem afetar outros processos microbianos do solo (AMBERGER, 1989). As principais limitações quanto ao seu uso como inibidor da nitrificação referem-se à necessidade de aplicar doses relativamente elevadas para alcançar o efeito desejado (LANA et al., 2008), além de ser um produto orgânico altamente solúvel em água (GILTRAP et al., 2010) e biodegradável, o que pode resultar na sua lixiviação no perfil do solo e na sua mineralização até CO_2 , NH_3 e H_2O (AMBERGER, 1989). Tanto a lixiviação quanto a decomposição da DCD, cuja velocidade é

diretamente proporcional ao aumento da temperatura (KELLIHER et al., 2008), reduzem o seu período de ação como inibidor da nitrificação, exigindo o uso de doses maiores no verão do que no inverno e também em áreas sujeitas a precipitações pluviométricas elevadas.

2.5 Condução dos experimentos nas culturas de milho e trigo

No milho, os tratamentos foram aplicados em 12/11/2010, com 11 dias de antecedência à semeadura da cultura. A dose de dejetos foi estabelecida com base no seu teor de N total e na recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo para os estados de RS e SC (CQFS, 2004), tendo uma expectativa de rendimento de grãos de 6,0 Mg ha⁻¹. Nos tratamentos em dose única aplicou-se a dose recomendada, de 60 m³ ha⁻¹ (169,0 kg ha⁻¹ de N total), em pré-semeadura enquanto nos tratamentos com parcelamento da dose aplicou-se 20 m³ ha⁻¹ (56,0 kg ha⁻¹ de N total) em pré-semeadura e mais 42 m³ ha⁻¹ (108,0 kg ha⁻¹ de N total) em cobertura, em 16 de dezembro de 2010, totalizando 164,0 kg ha⁻¹ de N total. No tratamento com aplicação de dejetos em dose única e inibidor de nitrificação, o Agrotain[®] Plus foi misturado aos dejetos no momento da aplicação destes ao solo, sendo que a dose utilizada foi 7 kg ha⁻¹ (5,7 kg ha⁻¹ do princípio ativo DCD). No tratamento com aplicação de NPK foram aplicados em pré-semeadura 40 kg ha⁻¹ de N, 115 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 90 kg ha⁻¹ de K₂O e mais 94,0 kg ha⁻¹ de N em cobertura, no mesmo dia da aplicação dos dejetos em cobertura. As fontes de N, P e K foram a ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio, respectivamente. Tanto os dejetos quanto a ureia em cobertura foram aplicados manualmente na superfície do solo, no interior dos dispositivos utilizados para avaliar a volatilização de NH₃.

No trigo, os tratamentos foram aplicados em 01 de junho de 2011, dois dias antes da semeadura da cultura, seguindo-se os mesmos procedimentos adotados na cultura do milho. Em dose única de dejetos aplicou-se 50 m³ ha⁻¹ (127,0 kg ha⁻¹ de N total) em pré-semeadura enquanto em dose parcelada aplicou-se 16 m³ ha⁻¹ (41,0 kg ha⁻¹ de N) em pré-semeadura e mais 26 m³ ha⁻¹ (104,0 kg ha⁻¹ de N total) em cobertura, em 25 de julho de 2011. No tratamento com NPK foram aplicados na semeadura 35 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia; 65 kg ha⁻¹ de P₂O₅ como superfosfato triplo e 50 kg ha⁻¹ de K₂O como cloreto de potássio. Em cobertura aplicou-se, somente, ureia em dose equivalente a 77,0 kg de N ha⁻¹, no mesmo momento da segunda aplicação dos dejetos no tratamento com parcelamento da dose. Tanto

as doses de dejetos como de adubo mineral foram estabelecidas para uma produtividade esperada de 3 Mg ha⁻¹ de trigo. No trigo a dose de Agrotain® Plus também foi de 7,0 kg ha⁻¹.

2.6 Avaliação da volatilização de amônia

A avaliação da volatilização de NH₃ foi realizada em câmaras estáticas semiabertas, conforme proposto por NÔMMIK (1973). As câmaras, com dimensão de 32,5 x 32,5 cm de lado e 30,0 cm de altura, foram construídas em cloro-polivinil (PVC). Na parte superior da câmara havia uma tampa, também em PVC, fixada nas paredes internas da câmara e espaçada de 5,4 cm do limite superior desta. Esse espaço aberto entre a câmara e a tampa permitia o fluxo de ar, simulando as trocas gasosas do ambiente externo às câmaras. A tampa tinha a função de evitar que a água das chuvas atingisse o interior da câmara onde estava situada a esponja coletora de NH₃.

Antes de iniciar os experimentos com milho e trigo, foram inseridas no solo, até a profundidade aproximada de 10 cm, bases confeccionadas com ferro galvanizado e com as mesmas dimensões das câmaras. Tais bases serviam de suporte para a colocação das câmaras para avaliação da volatilização de amônia, já que elas possuíam na parte superior uma estrutura lateral com 4,0 cm de altura e 2 cm de largura, a qual era preenchida com água em cada período de avaliação de NH₃. A água servia para isolar o ambiente interno da câmara do ambiente externo, impedindo trocas gasosas entre ambos.

A aplicação dos dejetos e da ureia no interior das bases foi feita manualmente, sendo que os dejetos foram aplicados com uma proveta, buscando obter a maior uniformidade possível. No restante da área das parcelas, os dejetos foram aplicados com regadores. Durante a aplicação dos dejetos ou ureia nas parcelas, as bases permaneceram cobertas, a fim de evitar que parte dos dejetos ou ureia pudesse contaminar o solo do interior das mesmas.

No interior de cada câmara de amônia havia dois suportes em ferro galvanizado e em forma de cruz, com o suporte inferior situado a 15,0 cm e o superior a 30,0 cm da superfície do solo. Sobre cada suporte era colocada uma espuma, com espessura de 2,0 cm e densidade 28. A espuma inferior captava a NH₃ volatilizada do solo de cada tratamento, enquanto a espuma superior captava a NH₃ externa à câmara, evitando a contaminação da espuma inferior.

Cada espuma era embebida com 140 mL de uma solução contendo a mistura de ácido fosfórico (5 %) e glicerina (4 %). Para evitar o gotejamento de ácido no solo do interior da câmara, o excesso de solução da espuma foi retirado através da pressão manual da mesma, tendo o cuidado de deixá-la apenas úmida. As espumas eram assim tratadas no laboratório e imediatamente colocadas dentro de sacos plásticos até o momento de levá-las ao campo para colocação nos suportes no interior das câmaras. Após cada troca de espumas, as mesmas eram também colocadas em sacos plásticos e transportadas ao laboratório para extração da amônia captada e presente na forma de fosfato de amônio. A extração deste das espumas foi realizada por meio de dez lavagens sucessivas das mesmas com KCl 1,0 mol L⁻¹ de modo que ao final destas lavagens o volume final de solução fosse de 1,0 L, aferido em balão volumétrico. Na sequência, do balão contendo 1,0 L de solução, após homogeneização, retirava-se subamostras de 100 mL para serem armazenadas congeladas, sendo que deste frasco retirava-se o volume necessário (20 mL) para análise de nitrogênio em destilador de arraste de vapor semimicro Kjeldahl, após adição de 0,2 g de MgO por amostra. A titulação foi realizada com H₂SO₄ 0,005 N conforme Tedesco et al. (1995).

Em cada troca das espumas, ela era realizada apenas das espumas do suporte inferior das câmaras. As espumas do suporte superior eram mantidas no interior das câmaras e apenas umedecidas com a solução de ácido fosfórico (5 %) e glicerina (4 %) quando necessário, para evitar o seu ressecamento. O número de avaliações da volatilização de NH₃ realizadas nas culturas do milho e do trigo, bem como o intervalo de tempo decorrido ente cada avaliação estão indicados na tabela 2.

Tabela 2 – Número de avaliações da volatilização de N-NH₃ realizadas após aplicação dos dejetos em pré-semeadura e em cobertura no milho e no trigo e intervalo de tempo entre as avaliações.

Cultura	Uso dos dejetos	Avaliações após adição dos dejetos					
		1	2	3	4	5	6
		----- horas -----					
Milho	Pré-semeadura	3	26	75	147	187	-
	Cobertura	6	23	57	103	152	218
Trigo	Pré-semeadura	2	24	67	114	169	216
	Cobertura	3	27	51	122	195	-

No milho, não havia bases disponíveis para avaliar a volatilização de NH_3 em um dos tratamentos implantados em pré-semeadura. Por isso, optou-se por não avaliar o tratamento com ureia em pré-semeadura, onde foi aplicada a menor quantidade de N (40 kg ha^{-1}).

Ao final de cada período de avaliação foram calculados os fluxos de NH_3 , as quantidades acumuladas de NH_3 que volatilizaram e a proporção do N aplicado que foi perdido por volatilização de NH_3 .

O fluxo de NH_3 (F_{NH_3}) volatilizada para a atmosfera em cada intervalo de coleta das espumas foi calculado a partir da seguinte equação:

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

Onde, na Equação 1, F_{NH_3} representa o fluxo de NH_3 (em $\text{g N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) no intervalo de tempo t ; QC a quantidade de NH_3 (em g de N) captada pela espuma inferior da câmara no intervalo de tempo t ; 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:

$$PA_{\text{N-NH}_3} = \frac{QC \times 10}{A} \quad (2)$$

Onde, na Equação 2, PA_{NH_3} representa a perda acumulada dessa forma gasosas de N para a atmosfera (em kg de N ha^{-1}); ΣQC significa a soma das quantidades de NH_3 captadas na espuma inferior da câmara em cada análise realizada (em g de N) e A a área da câmara (em m^2).

As quantidades líquidas de N que volatilizaram como NH_3 em cada tratamento com aplicação de nitrogênio (dejetos e ureia), ao final de cada período avaliado, foram obtidas descontando-se destes as quantidades de NH_3 que volatilizaram no tratamento testemunha, sem aplicação de N.

A proporção do N aplicado com os dejetos de suínos ou com a ureia, que foi perdida por volatilização de amônia foi calculada através da seguinte equação:

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

Onde, na Equação 3, PP_{NH_3} significa a proporção (em %) do nitrogênio aplicado com dejetos líquidos de suínos ou de ureia que foi perdido por volatilização de NH_3 ; $PA_{trat.}$ é a perda acumulada de NH_3 ocorrida nos tratamentos com aplicação de dejetos ou de ureia (em kg de N ha^{-1}); $PA_{test.}$ é a perda acumulada de NH_3 do tratamento testemunha (em kg de N ha^{-1}) e $N-NH_x \text{ adic.}$ é a quantidade de N inorgânico e orgânico adicionada ao solo com os dejetos de suínos e com a ureia, respectivamente, (em kg de N ha^{-1}).

Para avaliar a eficiência do dispositivo semiaberto estático, utilizado para captar a amônia volatilizada, os mesmos tratamentos foram aplicados nas bases que permaneceram cobertas pelas câmaras durante os 8 dias, avaliando a amônia, e nas bases que permaneceram pelo mesmo período abertas, sem câmaras (Figura 2). Ao final do experimento (187 horas) foram coletadas nove subamostras no interior das bases, cobertas e não cobertas por câmaras, nas camadas 0-2 e 2-5 cm de cada uma das repetições. Após a homogeneização manual das nove subamostras, constituiu-se uma amostra única por repetição, a qual foi submetida à extração com KCl para posterior determinação dos teores de N amoniacal ($NH_3 + NH_4^+$) e nítrico ($NO_2^- + NO_3^-$) por destilação em semimicro Kjeldhal (TEDESCO et al., 1995).

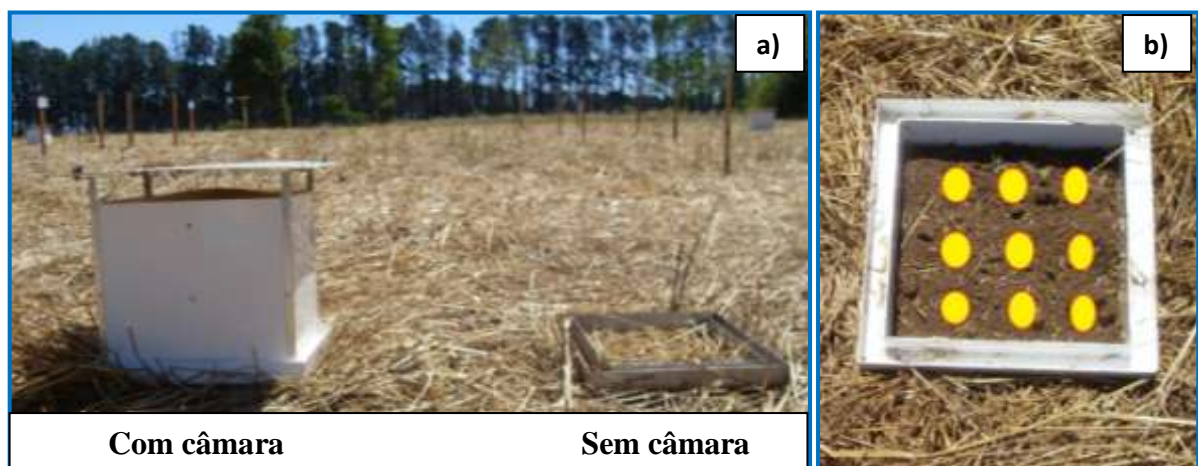


Figura 2 – Vista do experimento: a) base metálica coberta com câmara estática semiaberta para avaliação da volatilização de amônia (Com câmara) e base descoberta, ou seja, exposta às condições ambientais (Sem câmara); b) detalhe do esquema de coleta do solo realizado no interior da base metálica, após o término do experimento e da retirada da palha da superfície.

2.7 Análise estatística

A análise estatística empregada constou da análise da variância (ANOVA) e a comparação das médias foi feita pelo teste LSD de Fisher (Fisher's Least Significant Difference test 0,05) no programa PlotIT (Scientific Programming, Version 3.20e).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fluxos de NH₃ para a atmosfera

Com a aplicação de dejetos no milho e no trigo, tanto em pré-semeadura (Figuras 3a e 3c) quanto em cobertura (Figura 3 b e 3 d) os fluxos de NH₃ superaram aqueles observados no tratamento testemunha sem dejetos, sendo que tais diferenças diminuíram com o tempo. Na primeira avaliação realizada no milho, onde foi captada a amônia liberada durante as primeiras três horas após a aplicação dos dejetos em dose única, em pré-semeadura, a diferença no fluxo médio de NH₃ dos dois tratamentos com dejetos para o tratamento testemunha, sem dejetos, foi de aproximadamente 500 g N ha⁻¹ h⁻¹. No período subsequente de avaliação, entre três e 26 horas após a aplicação dos dejetos, essa diferença diminuiu para apenas 159 g N ha⁻¹ h⁻¹ (Figura 3a). No trigo, o comportamento destes mesmos tratamentos foi semelhante, com a diferença nos fluxos de NH₃ diminuindo de 1.120 g N ha⁻¹ h⁻¹ nas primeiras duas horas para 275 g N ha⁻¹ h⁻¹ no período entre duas e 24 horas após a aplicação dos dejetos (Figura 3 c).

Essa cinética observada para a emissão de NH₃, em que os fluxos aumentaram significativamente nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos e apresentaram forte redução nas horas seguintes, tem sido usualmente descrita pela equação de Michaelis-Menten (SØGAARD et al., 2002; MONACO et al., 2012) e está de acordo com a maioria dos trabalhos realizados com dejetos líquidos (SOMMER e JACOBSON, 1999; MISSELBROOK et al., 2002).

As elevadas taxas iniciais de perda de N dos dejetos por volatilização de NH₃ são atribuídas à elevada concentração inicial de N amoniacal no solo e ao aumento do pH na interface solo/dejetos, quando o pH dos dejetos for elevado (SØGAARD et al., 2002). O rápido decréscimo nas taxas de volatilização de NH₃ acontece em função da redução da concentração de NH₄⁺ na interface solo/dejetos, como resultado da volatilização, da infiltração e da nitrificação (MONACO et al., 2012). Ao adicionarem dejetos de suínos na superfície do solo, Sommer e Jacobsen (1999) constataram que a quase totalidade do N perdido por volatilização de NH₃ durante as 96 horas após a adição dos dejetos ocorreu nas primeiras 24 horas. Esse resultado foi atribuído ao consumo de NH₄⁺ pela nitrificação e ao abaixamento do pH por este processo microbiano, onde a oxidação de cada mol de NH₄⁺ produz dois mols de H⁺ conforme a equação 4:

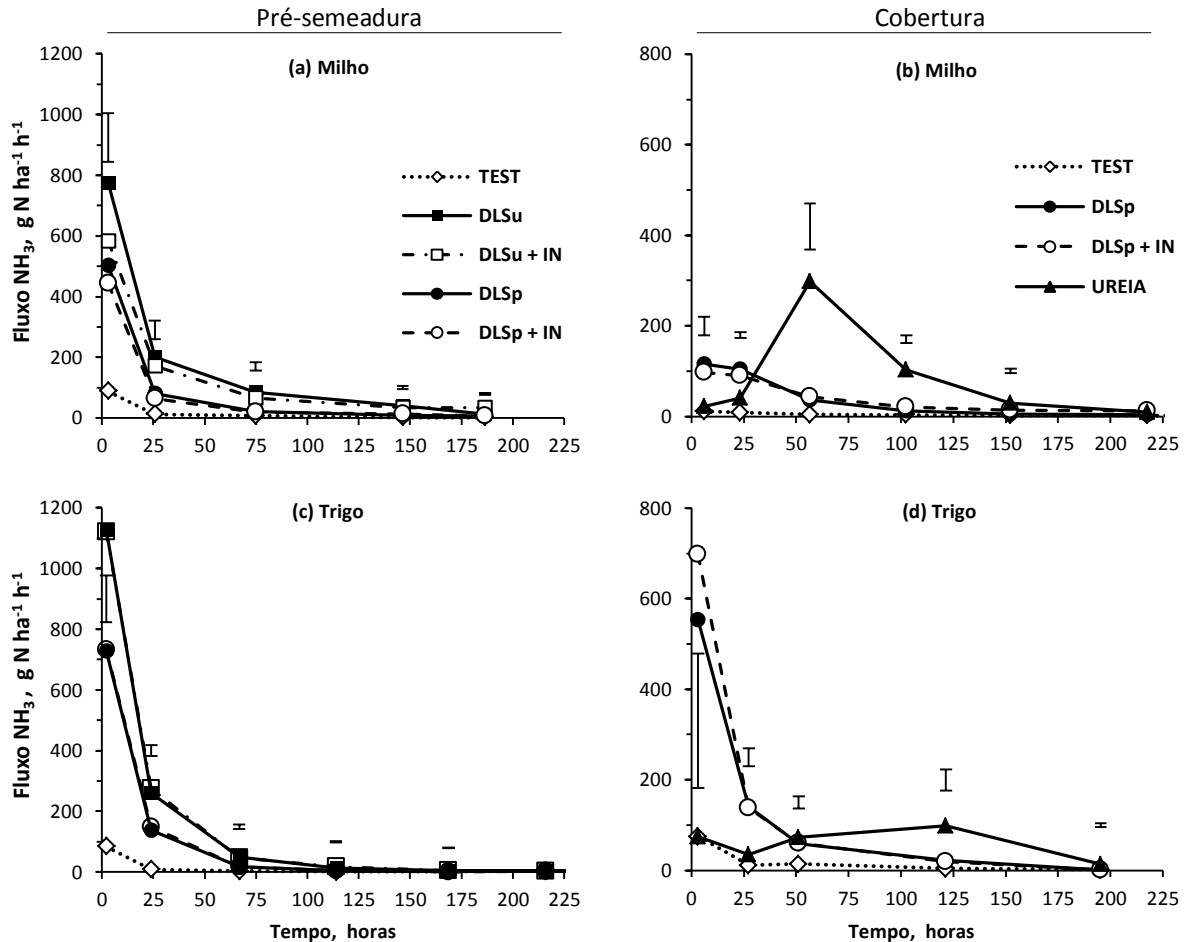


Figura 3 – Fluxo de NH_3 após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu), em pré-semearura no milho (a) e no trigo (c), e em dose parcelada (DLSp), em pré-semearura + cobertura no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (DMS) entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

Em função desse padrão observado na emissão de NH_3 , com taxas elevadas nas primeiras horas após a adição dos dejetos ao solo, é importante e necessário observar as condições ambientais no momento da aplicação dos dejetos no campo. Quando os dejetos são aplicados na superfície do solo a umidade, a temperatura e a velocidade dos ventos são os principais fatores ambientais que controlam as perdas de N por volatilização de NH_3 (HUIJSMANS et al., 2003; SOMMER et al., 2003). Por isso, em plantio direto, deve ser evitada a aplicação dos dejetos nas horas mais quentes do dia, bem como em momentos com a ocorrência de ventos fortes e em condições de solo excessivamente seco ou úmido. No

trabalho de Smith et al. (2008), onde dejetos de suínos, líquidos e sólidos, foram aplicados na superfície do solo, tanto a emissão de NH_3 quanto de maus odores esteve relacionada com as condições atmosféricas, aumentando em relação direta com a temperatura do ar e do solo, com a radiação líquida, com o de déficit da pressão de vapor e com a velocidade do vento.

Um resultado inesperado refere-se à baixa emissão inicial de NH_3 com a aplicação dos dejetos em cobertura no milho (Figura 3b), relativamente à mesma modalidade de aplicação dos dejetos no trigo (Figura 3d). Observa-se que, na primeira avaliação realizada no milho, o fluxo médio de NH_3 dos dois tratamentos com aplicação de dejetos foi aproximadamente cinco vezes menor do que no trigo, embora no milho tenham sido aplicados 39,4 % mais N amoniacal com os dejetos em cobertura do que no trigo (Tabela 1). O fato de que a primeira análise de NH_3 no milho foi realizada no período entre 0 e 6 horas após a aplicação dos dejetos enquanto no trigo essa avaliação ocorreu no período entre 0 e 3 horas (Tabela 2) não explica essa diferença observada nos fluxos de NH_3 .

Algumas condições podem ter determinado as diferenças na emissão de NH_3 com a aplicação dos dejetos em cobertura no milho e no trigo. A primeira delas refere-se ao pH dos dejetos, que no milho foi de 7,1 enquanto no trigo foi de 7,8. A relação direta entre pH dos dejetos e volatilização de NH_3 após a aplicação dos mesmos no campo tem sido relatada em inúmeros trabalhos (PANETTA et al., 2005; SOMMER et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2007; NYORD et al., 2012). No trabalho de Nyord et al. (2012) foi comparada a emissão de NH_3 após a aplicação na superfície do solo de dejetos líquidos de suínos digeridos anaerobicamente (pH=8,6) e de dejetos do mesmo lote de animais, porém in natura (pH=8,0). Apesar dos dois tipos de dejetos terem adicionado ao solo quantidades relativamente próximas de N amoniacal ($132 \times 127 \text{ kg N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$), a emissão de NH_3 no tratamento com os dejetos biodigeridos foi quase o dobro (42,3 % do N amoniacal aplicado) daquela verificada no tratamento com dejetos in natura (24,5 % do N amoniacal aplicado), sendo que essa diferença foi atribuída pelos autores ao maior pH dos dejetos digeridos.

A diferença na quantidade de palha colocada no interior das bases onde foi avaliada a volatilização de NH_3 também pode ter afetado a volatilização diferenciada de NH_3 entre o milho e o trigo. A aplicação dos dejetos em cobertura no milho foi feita sobre $3,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ de palha de aveia enquanto no trigo os dejetos foram reaplicados sobre $10,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de palha de milho. É provável que a quantidade elevada de palha de milho, presente na superfície do solo no momento da aplicação dos dejetos em cobertura no trigo, tenha interceptado maior quantidade de dejetos do que a palha de aveia que estava cobrindo o solo no momento da aplicação dos dejetos no milho. Para Rochette et al. (2001) a presença de resíduos culturais na

superfície do solo usualmente aumenta a emissão de NH_3 pelo fato de retardar a infiltração dos dejetos. Assim, a maior exposição do N amoniacal dos dejetos sobre os resíduos culturais de milho, especialmente nas primeiras horas após a sua aplicação, pode ter favorecido a emissão de NH_3 para a atmosfera. Já no trigo, com a menor quantidade de resíduos culturais de aveia na superfície, os dejetos devem ter atingido mais facilmente o solo, onde infiltraram, ficando o N amoniacal dos dejetos menos tempo exposto aos fatores ambientais que atuam sobre a volatilização de NH_3 . Essa hipótese é reforçada pelos resultados obtidos na aplicação dos dejetos em pré-semeadura, onde a volatilização de NH_3 também foi maior no trigo do que no milho, embora a quantidade de N amoniacal aplicada com os dejetos no milho tenha superado aquela do trigo em $18 \text{ kg de N ha}^{-1}$ (Tabela 1). Essa relação aparente entre volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos com a quantidade de palha é um aspecto interessante a ser investigado em estudos futuros já que, em condições de plantio direto, há, normalmente, grande variação na quantidade de resíduos culturais presentes na superfície do solo.

Um aspecto a destacar refere-se à diferença observada na cinética de volatilização de NH_3 entre os tratamentos com aplicação de dejetos em cobertura e o tratamento com ureia. Enquanto nos tratamentos com dejetos a emissão de amônia diminuiu rapidamente após a primeira avaliação, na ureia ocorreu uma fase “lag”, com emissões de NH_3 próximas ao tratamento testemunha nas primeiras 24 horas e aumento posterior (Figuras 3b e 3d). Esses resultados estão de acordo com aqueles de Rochette et al. (2009) onde, no dia da aplicação, a emissão de NH_3 foi 10 vezes maior com dejetos do que com ureia, enquanto no dia seguinte à aplicação o tratamento com ureia emitiu duas vezes mais NH_3 do que os dejetos. Tais resultados podem ser explicados pelo fato de nos dejetos todo N mineral se encontrar na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) quando da sua aplicação no campo, enquanto na ureia o N se encontra na forma amídica e necessita ser transformado em NH_3 , através da ação da enzima urease. Observa-se na figura 3 que essa ação da uréase foi rápida tanto no milho (Figura 3b) quanto no trigo (Figura 3d), possivelmente em função das condições favoráveis de umidade do solo e de temperatura. Essa rapidez de ação da enzima uréase evidencia a importância de adotar algumas práticas para reduzir as perdas de N da ureia por volatilização de NH_3 em plantio direto, como a sua aplicação antecedendo irrigação ou chuva, além do uso de inibidores de urease. Embora a incorporação da ureia ao solo proteja o N da volatilização de NH_3 , essa prática é incompatível com o plantio direto.

O efeito do modo de aplicação dos dejetos (dose única em pré-semeadura x dose parcelada, em pré-semeadura + cobertura) e do uso de inibidor de nitrificação sobre a

volatilização de NH_3 pode ser comparado mais claramente através das quantidades acumuladas de N perdidas por essa via do que através dos fluxos de NH_3 .

3.2 Perda acumulada de N como NH_3

O inibidor de nitrificação, aplicado ao solo juntamente com os dejetos não afetou a emissão de NH_3 , independentemente do modo de aplicação e da cultura (Figura 4). Observa-se que nos tratamentos com aplicação dos dejetos em dose única, com e sem inibidor de nitrificação, as quantidades acumuladas de NH_3 variaram de 13 a 15 kg de N ha^{-1} no milho (Figura 4 a) enquanto no trigo esse valor foi próximo a 12 kg ha^{-1} (Figura 4 c). Com a aplicação de quantidades elevadas de N amoniacal com os dejetos, especialmente em dose única no milho (120 kg N ha^{-1}) e no trigo (102 kg N ha^{-1}), era de se esperar que o inibidor de nitrificação favorecesse a volatilização de NH_3 . Isso porque a dicianodiamida (DCD) tem ação inibitória sobre a ação das bactérias responsáveis pela primeira etapa da nitrificação, preservando por mais tempo o N mineral na forma amoniacal, o que pode facilitar as perdas de NH_3 , conforme salientado por VanderZaag et al. (2011).

Com exceção da aplicação dos dejetos em pré-semeadura no milho, nas demais épocas, as diferenças observadas na emissão acumulada de NH_3 entre os tratamentos com dejetos foram estabelecidas durante as primeiras 24 horas, o que coincide com os resultados de outros trabalhos (SOMMER e JACOBSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2009). Sommer e Jacobsen observaram que, apesar dos elevados teores de NH_4^+ no solo, após 24 horas a volatilização de NH_3 foi baixa, o que foi atribuído a uma combinação de fatores, incluindo abaixamento do pH, nitrificação e absorção do NH_4^+ à argila e à matéria orgânica.

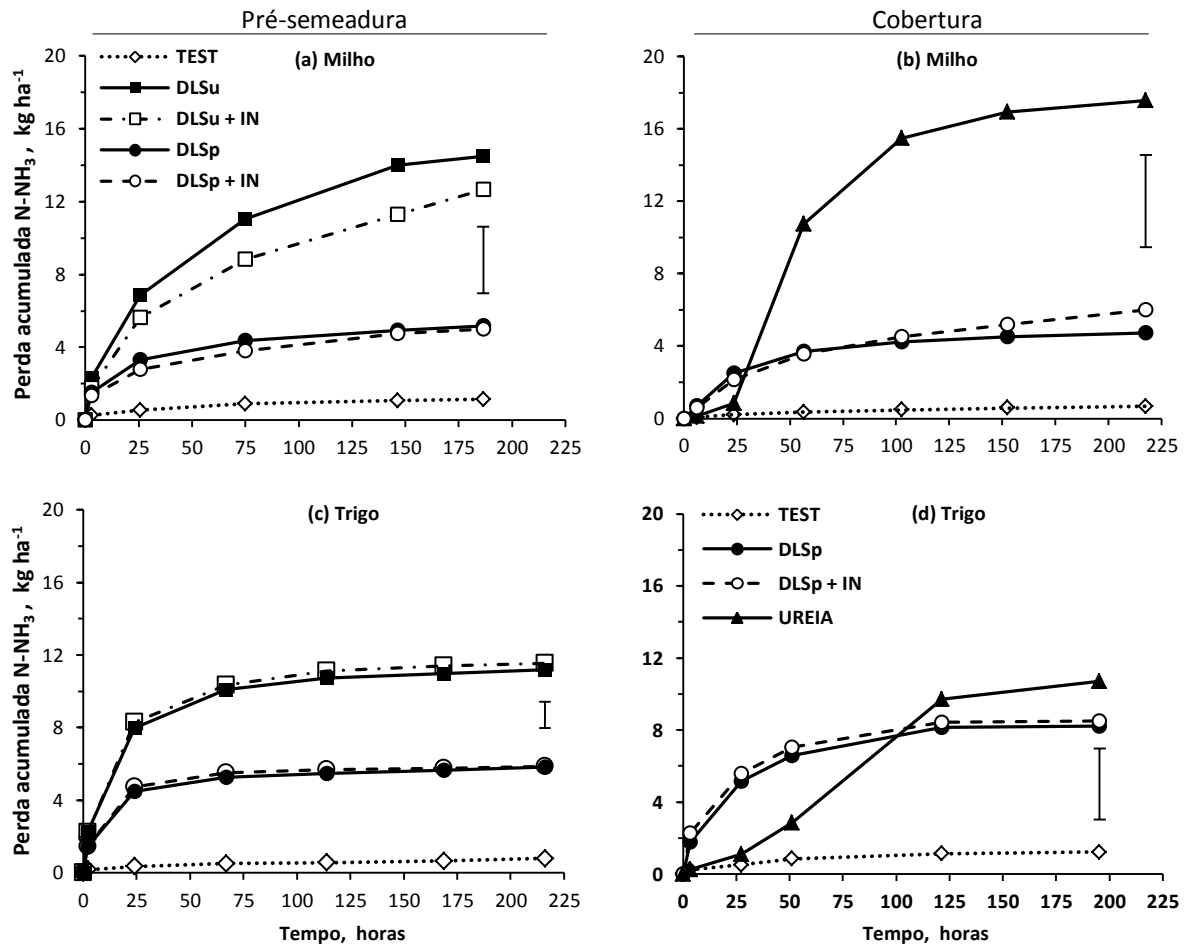


Figura 4 – Perda acumulada de NH_3 (kg N ha^{-1}) após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu), em pré-semeadura do milho (a) e do trigo (c) e em dose parcelada (DLSp), em pré-semeadura + cobertura no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

O efeito da dicianodiamida em inibir a nitrificação do N amoniacal dos dejetos pode ser constatado na tabela 3, onde são mostrados os teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo do interior das bases em que os dejetos foram aplicados no milho. Essa determinação, realizada ao final das avaliações da volatilização de NH_3 do experimento, mostrou que o produto inibiu a nitrificação, tanto no tratamento em que os dejetos foram aplicados em dose única quanto no tratamento com aplicação de apenas 1/3 da dose recomendada. Embora a quantidade de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) encontrada ao final do experimento no solo dos dois tratamentos em dose única tenha sido relativamente próxima ($85,3 \times 89,4 \text{ kg N ha}^{-1}$), a quantidade de N-NO_3^- no tratamento com inibidor de nitrificação foi inferior em $37,9 \text{ kg ha}^{-1}$ (263,2 %). Nos tratamentos com dose parcelada, o uso do inibidor de nitrificação reduziu a quantidade de NO_3^- do solo em $10,6 \text{ kg N ha}^{-1}$. Apesar de o inibidor ter mantido no solo, após 187 horas, 42

kg N ha⁻¹ a mais de NH₄⁺ (127,3 %) no tratamento em dose única e 12,4 kg N ha⁻¹ (68,9 %) no tratamento em dose parcelada, não houve aumento na volatilização de NH₃ em função do uso de inibidor nesses tratamentos, conforme descrito anteriormente.

Tabela 3 – Quantidades de N amoniacal aplicadas no milho nos tratamentos com dejetos em dose única e parcelada e quantidades de N mineral encontradas na camada 0-5 cm do solo no interior das bases ao final de 187 horas de avaliação da volatilização de NH₃.

Tratamentos	N amoniacal aplicado	N mineral no solo após 187 horas		
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻
		----- kg N ha ⁻¹ -----		
Testemunha	0,0	0,3e	16,7d	17,0c
DLSu ⁽¹⁾	120,0	33,0bc	52,3a	85,3a
DLSu+IN	120,0	75,0a	14,4d	89,4a
DLSp	40,0	18,0d	31,2bc	49,2b
DLSp+IN	40,0	30,4c	20,6cd	51,0b

⁽¹⁾DLSu = Dejetos líquidos de suínos em dose única; DLSp= Dejetos líquidos de suínos em dose parcelada; IN= Inibidor de nitrificação. Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem significativamente entre si (LSD 0,05).

Apesar de a dicianodiamida retardar a conversão microbiana do N amoniacal dos dejetos para NO₃⁻, o que aumenta o tempo de permanência no solo do NH₄⁺, conforme observado no presente trabalho (Tabela 3) e naquele de Vallejo et al. (2005) para os dejetos líquidos de suínos e no trabalho de Tao et al. (2008) para os dejetos líquidos de bovinos, não há concordância na literatura quanto aos efeitos do produto sobre as perdas de N por volatilização de NH₃. Em acordo com o presente trabalho, naquele realizado por Mkhabela et al. (2006) a aplicação de DCD aos dejetos de suínos também não afetou a emissão de NH₃, o que foi atribuído pelos autores, que aplicaram o equivalente a 66 kg de DCD ha⁻¹, ao baixo pH dos dois solos (4,7 e 5,7) e também dos dejetos usados (6,0). Todavia, quando o pH do solo foi corrigido, atingindo valores de até 7,4, a aplicação da mesma dose de dejetos e de DCD também não aumentou a volatilização de NH₃. (MKHABELA et al., 2006).

No experimento de Tao et al. (2008) a aplicação na superfície do solo de 120 ton ha⁻¹ de dejetos líquidos de bovinos, juntamente com DCD aumentou a volatilização de NH₃ em

relação à aplicação dos dejetos sem DCD, embora o aumento tenha sido pequeno (57,0 x 59,9 % do N-NH_4^+ aplicado). Convém destacar que no trabalho desses autores a dose de DCD utilizada foi extremamente elevada (72 kg ha^{-1}). Ao aplicarem dose menor de DCD (7 kg ha^{-1}), porém a uma dose elevada de N contido na urina de vacas em lactação (600 kg N ha^{-1}), Zaman et al. (2009) constataram que o uso de DCD aumentou a volatilização de NH_3 em 56, 9 e 17 % nas aplicações realizadas no outono, primavera e verão, respectivamente. Em algumas situações como, por exemplo, no trabalho de Dendooven et al. (1998) o uso de DCD reduziu a volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos de suínos ao solo. Tais resultados contraditórios, relativamente ao efeito da aplicação de DCD juntamente aos dejetos sobre a volatilização de NH_3 , devem estar relacionados às diferentes situações em que os trabalhos foram conduzidos, principalmente daquelas relacionadas às condições ambientais no momento da aplicação dos dejetos, além do pH do solo e dos próprios dejetos. Por isso, a importância em intensificar os trabalhos nessa área, em diferentes condições de solo e clima.

Para comparar o efeito do modo de aplicação dos dejetos (dose única x dose parcelada) no milho e no trigo sobre a volatilização de NH_3 é preciso considerar as quantidades de NH_3 perdidas em dose única com a soma das quantidades perdidas nas duas aplicações de dejetos realizadas em dose parcelada (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura). Essa comparação é mostrada na tabela 2, onde se observa que não houve diferença significativa na quantidade de NH_3 volatilizada entre aplicar os dejetos em dose única ou em dividir a dose recomendada em duas aplicações. Apesar de não diferirem significativamente, a aplicação parcelada dos dejetos no milho reduziu a emissão de NH_3 em $5,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (39,6 %), em relação à aplicação única. Considerando a média dos tratamentos com e sem inibidor de nitrificação, onde a emissão de NH_3 não diferiu entre eles, a aplicação parcelada reduziu a emissão de NH_3 em $3,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ (30,5 %). Todavia, quando a quantidade de NH_3 volatilizada foi calculada como uma proporção do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos, o parcelamento da dose de dejetos resultou em redução significativa da volatilização de NH_3 (Tabela 2). Enquanto no tratamento com aplicação de todo o N dos dejetos na pré-semeadura 11,1 % do N amoniacal aplicado foi emitido para a atmosfera como NH_3 , essa proporção diminuiu para 5,9 % com o parcelamento da dose de dejetos. No trigo, a tendência foi inversa àquela observada no milho, já que a aplicação parcelada dos dejetos emitiu $1,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ (13,5 %) a mais do que a aplicação em dose única. A partir dos atributos que foram avaliados não é possível identificar as causas que determinaram as diferenças observadas na volatilização de NH_3 entre o milho e no trigo com a aplicação dos dejetos em dose única e parcelada.

Tem sido demonstrado, tanto em condições de campo como de laboratório, que as perdas de N por volatilização de NH_3 estão diretamente relacionadas à quantidade de N amoniacal aplicada na superfície do solo com os dejetos (MATSUNAKA et al., 2008; SMITH et al., 2008). No trabalho de Smith et al. (2008) a aplicação, na superfície de um solo do Canadá, do dobro e de cinco vezes a dose recomendada de dejetos de suínos (30 a 36 mil litros ha^{-1}) aumentou a perda de N por volatilização de NH_3 em 62 e 78%, respectivamente. Por isso, a expectativa era de que, tanto no inverno como, principalmente, no verão, o fracionamento da quantidade recomendada de N, através do parcelamento da dose de dejetos, resultasse em maior redução na volatilização de NH_3 do que foi observado, em relação à aplicação de todo o N em pré-semeadura. Além disso, a aplicação do N em cobertura, com as culturas já cobrindo parcialmente o solo, poderia proteger melhor o N amoniacal dos dejetos, em relação à aplicação em pré-semeadura, onde existiam apenas os resíduos culturais na superfície do solo. De acordo com Misselbrook et al. (2002), quanto maior a altura do dossel vegetativo maior a restrição à circulação do ar, o que reduz a evaporação e facilita a infiltração do N amoniacal dos dejetos no solo.

Os resultados do presente trabalho mostram que outros fatores, além da quantidade de N amoniacal aplicada, diferiram nas duas modalidades de uso dos dejetos e condicionaram a perda de N por volatilização de NH_3 . Um destes fatores pode ter sido a temperatura. Observa-se na figura 1 que a temperatura média do ar no primeiro dia após a aplicação dos dejetos em cobertura no milho superou a temperatura observada durante o mesmo período no tratamento com dejetos em pré-semeadura em aproximadamente 6 °C. No trigo, essa diferença foi ainda maior, com a aplicação em cobertura superando a aplicação única, na pré-semeadura, em aproximadamente 10°C. É provável que, com a aplicação de quantidades equivalentes de N amoniacal e em condições similares de temperatura, o parcelamento da dose de dejetos apresente maior eficiência na redução da volatilização de NH_3 , relativamente à aplicação em dose única, do que o observado no presente trabalho.

No tratamento com ureia em cobertura as quantidades de N perdidas por volatilização de NH_3 podem ser comparadas com os tratamentos com aplicação de dejetos em cobertura, já que as quantidades de N adicionadas ao solo com as duas fontes foram relativamente próximas (Tabela 4). Embora no milho tenha sido adicionado ao solo 108 kg de N total ha^{-1} (99 kg de N-NH_4^+) com os dejetos em cobertura, no mesmo momento que a ureia (94 kg N ha^{-1}), observa-se na tabela 4 que, com aplicação da ureia, a volatilização de NH_3 superou a média dos dois tratamentos com dejetos em 12,2 kg de N ha^{-1} (263 %). Esse resultado pode ser

explicado pelo fato de que o N amoniacal dos dejetos encontra-se principalmente na fração líquida, a qual infiltra no solo e protege melhor o N da volatilização de NH_3 do que na ureia, que foi aplicada ao solo na forma sólida.

Tabela 4 – Volatilização líquida de NH_3 e percentual volatilizado no milho e no trigo após o uso de ureia e dejetos líquidos de suínos em dose única (pré-semeadura) e parcelada (pré-semeadura + cobertura), com e sem inibidor da nitrificação.

Cultura	Tratamento	NH ₃ volatilizada			N volatilizado, em relação ao N adicionado [‡]
		Pré-semeadura	Cobertura	Total	
		----- kg N ha ⁻¹ -----			--- % ---
Milho	DLSu [†]	13,4a	n.a.	13,4ab	11,1ab
	DLSu+IN	11,5a	n.a.	11,5ab	9,6 abc
	DLSp	4,0b	4,0c	8,1b	5,9c
	DLSp+IN	3,9b	5,3bc	9,2b	6,7 bc
	Ureia	n.a.*	16,9a	16,9a	12,6a
Trigo	DLSu	10,4a	n.a.	10,4a	10,2a
	DLSu+IN	10,8a	n.a.	10,8a	10,6a
	DLSp	5,1b	7,0c	12,1a	11,6a
	DLSp+IN	5,1b	7,3bc	12,4a	11,9a
	Ureia	n.a.	9,5a	9,5a	8,5a

*n.a., não avaliado; [†]DLSu, dejetos líquidos de suínos em dose única; DLSp, DLS em dose parcelada; IN, inibidor da nitrificação. [‡]Percentual calculado sobre o N amoniacal adicionado. As médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem significativamente (LSD 0,05).

Na tabela 1 observa-se que o teor de matéria seca dos dejetos aplicados em cobertura no milho foi de apenas 1,34 %. A amônia produzida pela hidrólise enzimática da ureia pela urease pode ter permanecido mais superficialmente no solo, o que favoreceu a volatilização de NH_3 . Essa diferença, com maiores perdas de N por volatilização de NH_3 com a aplicação

superficial de ureia do que com dejetos de suínos, também foi verificada por Rochette et al. (2009), embora as perdas acumuladas de N com as duas fontes tenham sido superiores àquelas do presente trabalho, com 64 % do N-Ureia volatilizado como NH_3 contra 50 % do N amoniacal aplicado com os dejetos. Os autores atribuíram a maior volatilização de NH_3 com ureia à atividade excepcionalmente elevada da enzima uréase no início do experimento, justificada à condução do experimento em plantio direto, sobre palha de trigo. Além disso, a alta proporção do N aplicado com ureia e perdido por volatilização de NH_3 foi atribuída ao fato de a avaliação ter sido feita em túneis com circulação de ar, os quais criam condições que podem superestimar as emissões de NH_3 .

Essa diferença na emissão de NH_3 entre ureia e dejetos no milho não foi observada com a mesma intensidade no trigo, onde foram aplicados 104 kg de N total ha^{-1} (71 kg de N- NH_4^+ ha^{-1}) com os dejetos e 77 kg de N ha^{-1} com ureia, e a volatilização de NH_3 foi apenas 33 % (2,3 kg N ha^{-1}) maior na ureia do que nos dejetos aplicados em cobertura. É provável que o pH relativamente elevado dos dejetos (7,8) aplicados no trigo tenha aproximado mais as perdas de N por volatilização de NH_3 entre dejetos e ureia, em relação ao milho. Além disso, o fato de os dejetos que foram aplicados em cobertura no trigo terem apresentado maior teor de matéria seca (2,93 %) pode ter contribuído para manter maior quantidade de dejetos sobre os resíduos culturais de milho na superfície do solo, favorecendo a emissão de NH_3 . Quanto mais elevado for o teor de matéria seca (MS) dos dejetos de suínos maior será a volatilização de NH_3 , conforme mostram os resultados de Smith et al. (2008) em que a emissão de NH_3 foi 32% maior com a aplicação de dejetos sólidos (350 g MS kg^{-1}) do que com os dejetos líquidos (45 g MS kg^{-1}).

Ao expressar as perdas de N por volatilização de NH_3 como uma proporção do N aplicado ao solo com os dejetos e com a ureia (Figura 5) a comparação entre os tratamentos difere daquela em que os resultados são expressos em kg ha^{-1} de N perdido como NH_3 (Figura 4). Na figura 4a percebe-se que a perda de NH_3 em kg N ha^{-1} foi maior nos tratamentos com aplicação de dejetos em dose única do que em dose parcelada. Já a proporção do N amoniacal aplicado e volatilizado como NH_3 (Figura 5a) não diferiu entre as duas modalidades de uso dos dejetos, atingindo o valor médio de 10 % do N amoniacal aplicado.

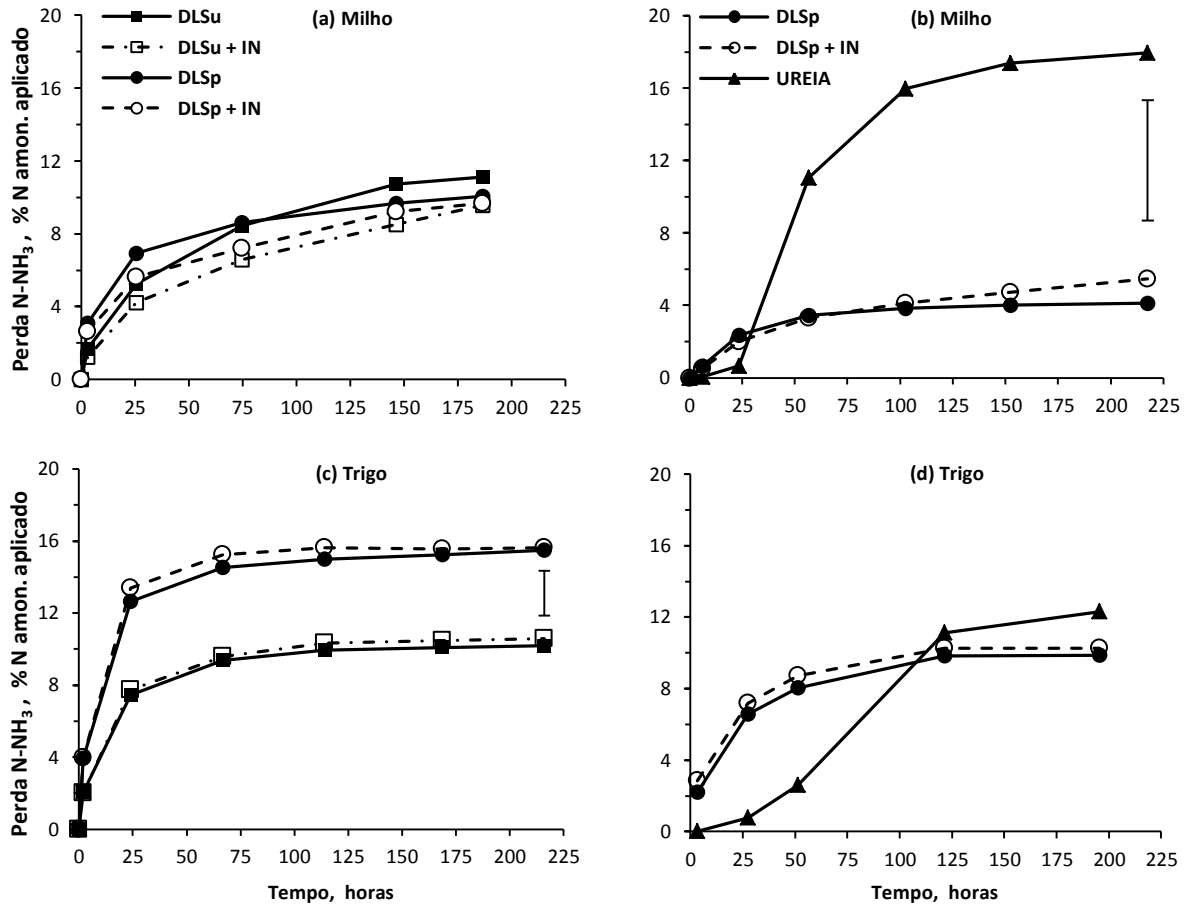


Figura 5 – Perda percentual de amônia (% do N amoniacal dos dejetos ou da ureia) após aplicação de ureia ou dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu) (pré-semeadura) no milho (a) e no trigo (c) e em dose parcelada (DLSp) (pré-semeadura + cobertura) no milho (b) e no trigo (d), com e sem inibidor de nitrificação (IN). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

A proporção do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos e que foi emitida para a atmosfera como NH_3 variou de 4,2 % na aplicação em cobertura no milho (Figura 5 b) a 15,5 % na aplicação em pré-semeadura no trigo (Figura 5 c). No trigo, onde foram aplicados em pré-semeadura 102 kg N ha^{-1} em dose única e 33 kg N ha^{-1} em dose parcelada, a proporção do N amoniacal aplicado que volatilizou como NH_3 aumentou significativamente, de 10,5 % na dose única para 15,5 % na dose parcelada, sem diferenças quanto ao uso do inibidor. Embora esse resultado esteja em desacordo com alguns trabalhos (HUIJSMANS et al., 2003; MATSUNAKA et al., 2008), mostrando que a perda percentual de N por volatilização de NH_3 foi inversamente proporcional à quantidade de N amoniacal aplicado, isso ocorreu parcialmente no milho, onde a volatilização de NH_3 foi independente da quantidade de N amoniacal adicionada ao solo com os dejetos (Figura 5a). Isso evidencia que, além da

quantidade de N amoniacal aplicada, outros fatores podem controlar o processo de perda de N por volatilização de NH_3 .

Nos tratamentos com dejetos, tanto em dose única quanto parcelada e em ambas as culturas, a maior perda do N amoniacal aplicado ocorreu no primeiro dia após a aplicação. Com a aplicação em dose única no trigo, por exemplo, do total de 10,2 % do N amoniacal aplicado que volatilizou como NH_3 em 216 horas, 7,4 % já haviam volatilizado no primeiro dia (Figura 5 c). Na aplicação da dose parcelada em pré-semeadura, 12,6 % do total de 15,5 % do N amoniacal aplicado foi volatilizado como NH_3 no primeiro dia. Por outro lado, com a aplicação da ureia em cobertura no milho e no trigo, a perda de N por volatilização de NH_3 no primeiro dia foi inferior a 1 % do N aplicado. Após esse período, a volatilização de NH_3 aumentou de modo praticamente linear até 103 horas no milho (Figura 5 b) e 122 horas no trigo (Figura 5 d), atingindo 16 % e 11% do N-ureia aplicado, respectivamente. Após esses períodos e até o final dos experimentos do milho (218 horas) e do trigo (195 horas) as perdas de NH_3 foram próximas ao tratamento testemunha, sem aplicação de N. A perda elevada de N por volatilização de NH_3 nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos está de acordo com a maioria dos trabalhos em que os dejetos de suínos foram aplicados na superfície do solo. No trabalho de Rochette et al. (2001), por exemplo, a emissão de NH_3 ocorrida nas primeiras 11 horas representou 60% da quantidade acumulada de NH_3 que volatilizou em 253,6 horas.

A proporção do N amoniacal que foi adicionado ao solo com os dejetos de suínos e que foi perdida por volatilização de NH_3 no presente trabalho está dentro da faixa de perdas encontradas em outros trabalhos com aplicação dos dejetos na superfície do solo. Ao aplicarem dejetos líquidos de bovinos e de suínos nessa condição, Sommer et al. (2006) constataram que a perda acumulada de NH_3 após 96 horas da aplicação de dejetos líquidos variou de 4,9 a 15,2% do amoniacal total aplicado. Após a adição superficial de três tipos de dejetos de suínos (não tratados, digeridos anaerobicamente e com separação de sólidos e líquidos), Nyord et al. (2012) encontraram valores acumulados de NH_3 emitida que variaram de 20 a 40 % do N amoniacal aplicado. Em trabalho semelhante, em que foram avaliados diversos tratamentos aplicados aos dejetos líquidos de suínos (sem tratamento, decantação, digestão anaeróbica, filtração e floculação química), Chantigny et al. (2007) encontraram perdas acumuladas de NH_3 que variaram de 10 a 15% do N amoniacal aplicado com os diferentes tipos de dejetos. Valores superiores de volatilização de NH_3 para a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos têm sido frequentemente relatados como, por exemplo, nos experimento conduzido por Huijsmans et al. (2003), em que 68% do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos foi volatilizado como NH_3 em 96 horas, e no

experimento de Rochette et al. (2009), onde 50% do N amoniacal aplicado foi volatilizado. Essa ampla variação na proporção do N amoniacal aplicado na superfície do solo com os dejetos de suínos que é volatilizada como NH_3 pode ser explicada em função das diferenças tanto nas condições de solo e atmosféricas ambientais em que os experimentos são conduzidos como nas diferenças na composição dos dejetos e nas metodologias empregadas na avaliação da volatilização de NH_3 .

Alguns autores têm evidenciado que o dispositivo estático, utilizado para quantificar as emissões de NH_3 no presente trabalho subestima tais emissões (SMITH et al., 2007). Por outro lado, os métodos dinâmicos podem superestimar as perdas de N por volatilização de NH_3 , conforme destacaram Misselbrook et al. (2005) e Rochette et al. (2009). Na tentativa de avaliar a eficiência do dispositivo utilizado neste trabalho em captar a NH_3 volatilizada no interior das bases que permaneceram permanentemente cobertas por câmaras, os mesmos tratamentos foram aplicados no interior de bases que permaneceram descobertas durante o mesmo período. Ao final do experimento, após 186 horas, foi coletado o solo do interior de todas as bases para determinação dos teores de N mineral nas camadas 0-2 e 2-5 cm. Os resultados desta comparação são mostrados na tabela 5.

A eficiência do sistema coletor de NH_3 foi estimada considerando-se que a volatilização de NH_3 e a nitrificação foram os principais processos que consumiram o N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos. Assumiu-se também que no solo das bases que permaneceram cobertas para a captação de NH_3 volatilizada e nas bases que permaneceram descobertas a eventual ocorrência de imobilização microbiana de N mineral dos dejetos e as emissões de NO_x por desnitrificação foram de intensidade semelhante.

Tabela 5 – Nitrogênio volatilizado (NH_3) e N amoniacal (NH_x) e nítrico (NO_x^-) detectados no solo (0-5 cm de profundidade) de base metálica com ou sem câmara para avaliação da volatilização de amônia após oito dias da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) com inibidor da nitrificação (IN), antecedendo o cultivo de milho.

Tratamentos	NH_x aplicado	NH_3 volatilizada	ΔNH_3	Com câmara				Sem câmara			
				NH_x	ΔNH_x	NO_x^-	ΔNO_x^-	NH_x	ΔNH_x	NO_x^-	ΔNO_x^-
----- kg ha ⁻¹ -----											
TEST†	0	1,1c		0,3eA		16,7dA		0,2eA		24,7abA	
DLSu	120	14,5a	13,4	33,0bcA	32,7	52,3aA	35,6	30,5bA	30,3	37,0aA	12,3
DLSu+IN	120	12,7a	11,6	75,0aA	74,7	14,4dA	-2,3	49,2aB	49,0	24,2abA	-0,5
DLSp	40	5,2b	4,1	18,0dA	17,7	31,2bcA	14,5	10,5dA	10,3	30,8abA	6,1
DLSp+IN	40	5,0b	3,9	30,4cA	30,1	20,6cdA	3,9	19,0cB	18,8	17,2bA	-7,5

†TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em dose parcelada; IN, inibidor de nitrificação; NH_3 , N na forma gasosa de amônia; Δ , valor do tratamento descontado da testemunha; NH_x , nitrogênio amoniacal; NO_x^- , N nítrico. Médias seguidas da mesma letra minúscula, em cada coluna, não diferem significativamente entre si (LSD 0,05). As letras maiúsculas, ao lado das médias, mostram se há diferença significativa com ou sem o uso de câmara, comparando o mesmo tratamento entre as duas colunas.

Outro aspecto a ser considerado e que valida a comparação realizada é que durante todo o período avaliado não houve a ocorrência de chuvas, o que manteve o N mineral dos dejetos na camada de 0-5 cm do solo, nas câmaras descobertas. A ocorrência de chuvas poderia provocar a transferência de N mineral, sobretudo de NO_3^- no perfil do solo, resultando em diferenças importantes na dinâmica do N mineral do solo entre as bases cobertas e descobertas, o que inviabilizaria a comparação realizada. Observa-se na figura 6 que, praticamente todo o NH_4^+ e a maior parte do NO_3^- encontrados no solo até 5 cm de profundidade ao final do experimento estavam localizados na camada mais superficial (0-2 cm), tanto nas bases cobertas quanto nas bases descobertas.

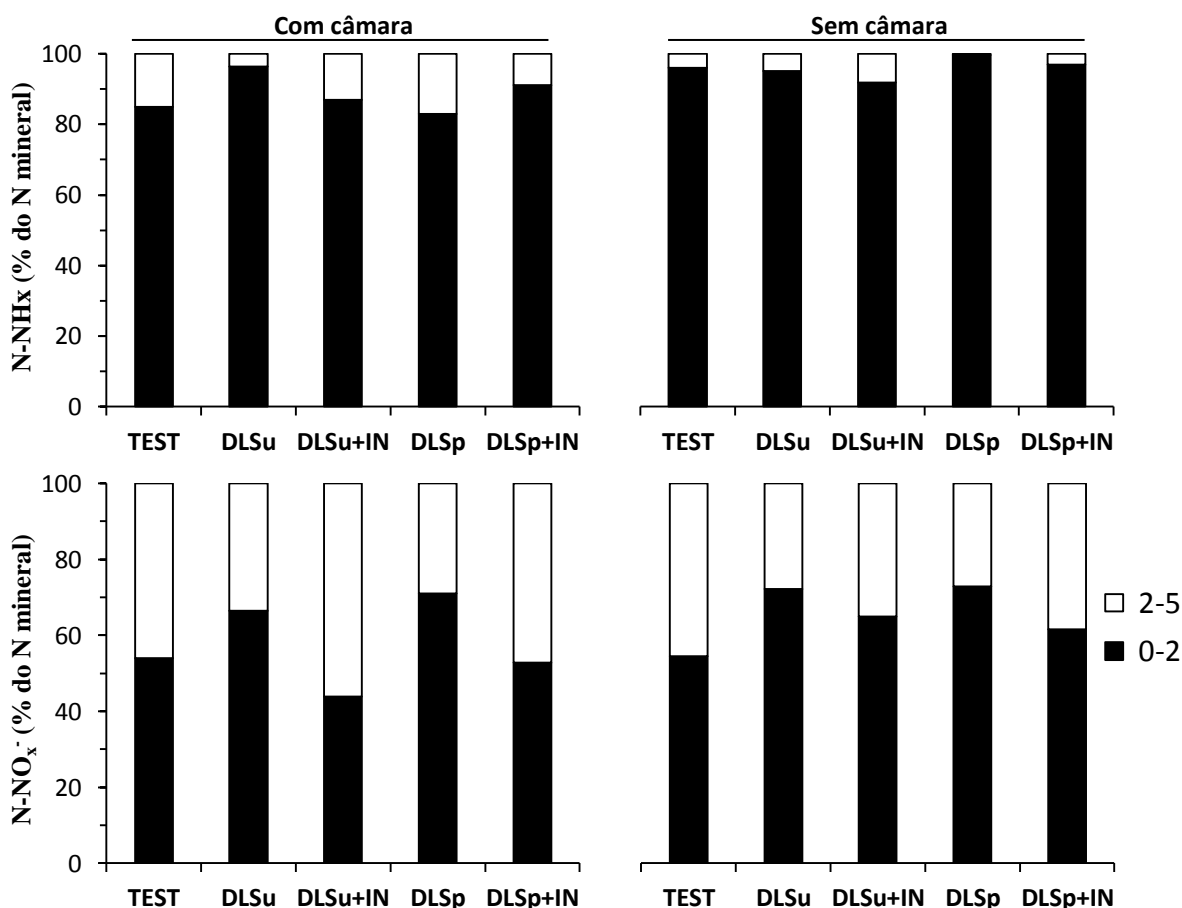


Figura 6 – Porcentagem do N mineral encontrado como N amoniacal (NH_4^+) e nítrico (NO_3^-) nas camadas de 0-2 e 2-5 cm de profundidade do solo oito dias após a aplicação dos tratamentos em bases metálicas com e sem câmara para avaliação da volatilização de amônia. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suínos aplicados em dose única; DLSp, dejetos líquidos de suínos aplicados em dose parcelada; IN, inibidor da nitrificação.

Considerando inicialmente o tratamento com aplicação de dejetos em dose única e sem inibidor de nitrificação (DLSu), observa-se que a soma das quantidades líquidas de NH_4^+ (ΔNH_4^+) e NO_3^- (ΔNO_3^-) ao final do experimento no solo das bases que permaneceram cobertas pelas câmaras foi de $68,3 \text{ kg N ha}^{-1}$. Assumindo que os processos de imobilização de N e desnitrificação não tenham interferido significativamente na dinâmica do N mineral, pode-se considerar que a diferença entre a quantidade de N amoniacal aplicada ao solo com os dejetos (120 kg N ha^{-1}) e a quantidade de N mineral encontrada no solo após 186 horas ($68,3 \text{ kg N ha}^{-1}$) corresponda à perda de N por volatilização de NH_3 , que seria de $51,7 \text{ kg N ha}^{-1}$. Observa-se na tabela 5 que a quantidade de NH_3 que foi captada pelas espumas no interior das câmaras foi de $13,4 \text{ kg N ha}^{-1}$, o que corresponde a apenas 25,9 % da quantidade estimada de N que foi volatilizado como NH_3 . Essa mesma estimativa, feita para o tratamento DLSu+IN, onde a dicianodiamida (DCD) inibiu completamente a nitrificação, já que não houve produção de nitrato (Tabela 5), indica que 25,6 % do N volatilizado ($120 \text{ kg N ha}^{-1} - 74,7 \text{ kg N ha}^{-1} = 45,3 \text{ kg N ha}^{-1}$) foi captado pelo sistema coletor de NH_3 .

No tratamento com aplicação parcelada dos dejetos e sem inibidor (DLSp), onde foram aplicados 40 kg ha^{-1} de N amoniacal com os dejetos em pré-semeadura, a quantidade de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) proveniente dos dejetos e presente no solo após 218 horas foi de $32,2 \text{ kg N ha}^{-1}$. Esse valor, descontado do N amoniacal aplicado com os dejetos (40 kg N ha^{-1}), indica que a perda de N por volatilização de NH_3 foi de $7,8 \text{ kg N ha}^{-1}$. Portanto, a quantidade de NH_3 captada no interior das câmaras ($4,1 \text{ kg N ha}^{-1}$) corresponde a 52,6 % da volatilização de NH_3 ocorrida. No tratamento DLSp a quantidade de N- NH_3 captada equivale a 65,0 % do N amoniacal aplicado. Tais resultados mostram que as câmaras estáticas semiabertas utilizadas para captar a amônia subestimaram a quantidade de amônia volatilizada e que o valor subestimado foi inversamente proporcional à quantidade de N amoniacal aplicada ao solo com os dejetos de suínos.

Acredita-se que a diferença entre a quantidade de N amoniacal aplicada com os dejetos e a quantidade de N mineral encontrada no solo após 187 horas nas câmaras que permaneceram descobertas represente a quantidade real de N perdido por volatilização de NH_3 . Ela seria de $77,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ no tratamento DLSu e de $71,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ no tratamento DLSu + IN. Esses valores são, em média, 53 % superiores à média da volatilização de NH_3 estimada para esses dois tratamentos ($48,5 \text{ kg N ha}^{-1}$), porém cujas câmaras permaneceram cobrindo o solo para captação de NH_3 pelas espumas. Portanto, o dispositivo estático semiaberto utilizado, além de subestimar a volatilização real de NH_3 , relativamente às bases descobertas,

ele também captou apenas 25,8 % e 58,8 % da NH_3 que volatilizou após a aplicação de 120 e 40 kg ha^{-1} de N amoniacal com os dejetos em pré-semeadura, respectivamente.

Algumas hipóteses podem ser sugeridas para explicar a redução da volatilização de NH_3 , causada pela presença permanente das câmaras sobre as bases onde os dejetos foram aplicados. O fato de as câmaras serem abertas na extremidade superior, porém cobertas, dificulta as trocas gasosas com o meio externo (SMITH et al., 2007), reduzindo o efeito que a temperatura e, principalmente, o vento exercem sobre a volatilização de amônia em condições normais de campo, reproduzidas neste trabalho nas bases que permaneceram descobertas. A redução da intensidade destes dois fatores diminui a evaporação da água, tanto do solo como da palha, conforme mostram os resultados da tabela 6 onde, na média dos tratamentos e ao final do experimento, a umidade gravimétrica do solo da camada 0-2,0 cm aumentou de 11,7 % nas bases descobertas para 20,0 % nas bases cobertas pelas câmaras. Na camada 2,0-5,0 cm a interferência da câmara sobre a perda de água do solo foi menos pronunciada do que na camada superior. Na palha, o efeito da câmara sobre a preservação da umidade foi ainda maior do que no solo, já que ela aumentou de 7,7 % nas bases descobertas para 24,2 % nas bases cobertas. Ao compararem a volatilização de NH_3 após aplicação de dejetos no campo através de três métodos (câmaras estáticas, túneis com circulação de ar e uma técnica micrometeorológica) Smith et al. (2007) constataram que o uso de câmaras estáticas subestimou a volatilização de NH_3 de 95 a 99 %. Os autores sugerem que essa limitação das câmaras estáticas em captar a amônia volatilizada está ligada às condições da temperatura atmosférica externa às câmaras durante a noite e no início da manhã. Com o abaixamento da temperatura fora das câmaras nesses períodos pode ocorrer a condensação d'água no interior das câmaras, dificultando a volatilização de NH_3 já que esse gás tem elevada afinidade, além de ser solúvel em água.

Apesar dos resultados do presente trabalho indicarem a subestimação da volatilização de NH_3 através das câmaras estáticas semiabertas, alguns aspectos devem ser considerados nestas estimativas realizadas. A quantidade de NH_4^+ retido pela palha teve relativamente pouco efeito nos cálculos, já que, ao final do experimento, a retenção média de NH_4^+ dos tratamentos com aplicação de 120 e 40 kg N ha^{-1} em pré-semeadura foi de apenas 1,35 e 0,77 kg N ha^{-1} , respectivamente, o que corresponde a apenas 1,1 e 1,9 % do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos. Não foi detectada a presença de NO_3^- retido na palha. Outro aspecto importante é que todo o déficit de N encontrado no presente trabalho (N amoniacal aplicado –

N mineral encontrado no solo) foi atribuído às perdas de N por volatilização de NH_3 , já que a imobilização de N dos dejetos e as perdas de N por desnitrificação não foram quantificadas.

Tabela 6 – Umidade do solo em duas camadas (0-2 e 2-5 cm) e da palha de aveia presente na superfície do solo do interior de bases metálicas abertas ou fechadas por câmaras para avaliação da volatilização de amônia em tratamentos aplicados no milho.

Tratamentos	Umidade do solo				Umidade da palha	
	Com câmara		Sem câmara		Com câmara	Sem câmara
	0-2 cm	2-5 cm	0-2 cm	2-5 cm		
	----- % -----					
Testemunha	19,7	20,4	13,5	18,7	22,2	8,4
DLSu ⁽¹⁾	21,8	20,9	12,6	19,4	33,0	7,0
DLSu+IN	21,6	21,2	10,9	19,7	27,3	7,5
DLSp	18,3	20,8	11,4	19,0	21,9	7,0
DLSp+IN	18,7	20,4	9,9	17,9	16,8	8,3
Média	20,0	20,7	11,7	18,9	24,2	7,7

⁽¹⁾DLSu = dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp = dejetos líquidos de suíno aplicados em dose parcelada; IN = inibidor da nitrificação.

Portanto, as perdas de NH_3 encontradas podem estar superestimadas, em quantidades proporcionais à intensidade dos processos microbianos de imobilização e desnitrificação. Uma estratégia interessante para avaliar com maior grau de precisão a eficiência do sistema estático semiaberto em captar a amônia volatilizada consiste no uso do isótopo ^{15}N para enriquecer o N amoniacal dos dejetos. Isso permitiria comparar as quantidades de NH_3 captadas pelo sistema coletor com aquelas obtidas via balanço isotópico de ^{15}N . Ao utilizarem essa estratégia, porém com ureia marcada (3,413 átomos % ^{15}N), Lara Cabezas e Trivelin (1990) constataram que, para doses de N-ureia entre 60 e 100 kg ha⁻¹, a eficiência do coletor

semiaberto estático, similar ao usado no presente trabalho, foi de 16,2 % na captura da amônia volatilizada.

Os resultados da tabela 5 mostram que o uso das câmaras semiabertas estáticas, além de subestimar as perdas de N por volatilização de NH_3 , também afetam a dinâmica do N mineral do solo. Essa constatação pode ser feita comparando-se, por exemplo, os teores de N mineral do solo do tratamento em que os dejetos foram aplicados ao solo sem o uso de inibidor de nitrificação (DLSu), com e sem câmaras. Embora tenham sido aplicados 120 kg ha^{-1} de N amoniacal com os dejetos em ambas as situações, a quantidade de NO_3^- no tratamento com câmaras foi 2,9 vezes ($23,3 \text{ kg N ha}^{-1}$) maior do que o tratamento sem câmaras. O solo do tratamento com aplicação de 40 kg N ha^{-1} e sem inibidor (DLSp) possuía ao final do experimento 2,4 vezes ($8,4 \text{ kg N ha}^{-1}$) mais NO_3^- com câmara do que sem câmara. Esses resultados podem ser explicados em função da maior volatilização de NH_3 sem a presença das câmaras, o que reduziu a quantidade de substrato (NH_3) disponível às bactérias nitrificadoras. Segundo Sylvia (1998) a taxa de nitrificação é controlada pela quantidade de N amoniacal presente no solo. Além disso, a maior manutenção da umidade do solo, sobretudo da camada 0-2 cm (Tabela 6), em função da presença das câmaras deve ter afetado as biotransformações do N entre as duas situações, especialmente a população e a atividade das bactérias nitrificadoras.

Outro resultado a destacar na tabela 5 refere-se ao efeito da dicianodiamida (DCD) no controle da nitrificação do N amoniacal dos dejetos. Com exceção do tratamento DLSp+IN com câmara, nos demais tratamentos com DCD o produto inibiu completamente a nitrificação no experimento. Os valores negativos de ΔNO_3^- em três dos quatro tratamentos onde os dejetos foram aplicados juntamente com o inibidor de nitrificação significam que, ao final do experimento, os teores de NO_3^- no solo dos referidos tratamentos foram menores do que no tratamento testemunha, sem dejetos e sem inibidor. Esse resultado mostra que a dicianodiamida, contida no Produto Agrotain® Plus, inibiu não apenas a nitrificação do N amoniacal dos dejetos, mas também a nitrificação do N amoniacal produzido pela mineralização microbiana do N contido na matéria orgânica do solo (MOS). Sem o inibidor, o N mineralizado da MOS foi rapidamente oxidado para NO_3^- pelas bactérias nitrificadoras, resultando em maiores teores de NO_3^- no tratamento testemunha do que nos tratamentos com o uso de dejetos e inibidor.

Os resultados deste trabalho mostraram que a dicianodiamida (DCD), contida no produto Agrotain® Plus, e aplicada juntamente com os dejetos, na dose de 5,7 kg DCD ha⁻¹, foi eficiente em inibir completamente a nitrificação do N amoniacal dos dejetos de suínos, durante as primeiras 187 horas após a aplicação dos dejetos no solo, o que comprova resultados de outros trabalhos com dejetos de suínos como, por exemplo, aquele de Vallejo et al. (2005) em que o uso de DCD inibiu a nitrificação do N amoniacal dos dejetos durante 20 a 30 dias. Apesar desse efeito inibitório da nitrificação, o aumento na concentração de NH₄⁺ no solo pela aplicação de DCD, juntamente com os dejetos líquidos de suínos, não afetou as perdas de N por volatilização de NH₃. Além disso, os resultados evidenciaram que o uso de câmaras estáticas semiabertas empregadas para avaliar a volatilização de NH₃ subestima as perdas reais de N por este processo físico-químico não sendo, portanto, adequadas para estimativas quantitativas da volatilização de NH₃, mas apenas para efetuar comparações entre diferentes tratamentos entre si.

4 CONCLUSÕES

- a) Apesar de preservar o N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos no solo, o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) não afeta a volatilização de amônia;
- b) O parcelamento da dose de dejetos recomendada ao milho e ao trigo, aplicando 1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, não reduz as perdas de N por volatilização de NH_3 , quando comparado à aplicação dos dejetos em dose única;
- c) As câmaras estáticas semiabertas subestimam a quantidade de N perdida por volatilização de amônia, além de alterar a dinâmica do N mineral no solo.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMBERGER, A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.20, n.19-20, p.1933-1955, 1989.

AZEEZ, J. O.; AVERBEKE, W. V. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a Sandy Clay loam soil. **Bioresource Technology**. v. 101: 5645-5651. 2010.

BERNET, N.; BÉLINE, F. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. **Bioresource Technology**, v. 100: 5431-5436, 2009.

BORNAY-LLINARES, F. J.; et al. Detection of intestinal parasites in pig slurry: A preliminary study from Five farms in Spain. **Livestock Science**, 103: 237-242, 2006.

CHANTIGNY, M. H. et al. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society American Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004.

CHANTIGNY, M. H.; et al. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **J. Environ. Qual.**, v. 36: 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 de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DENDOOVEN, L.; et al. Injection of pig slurry and its effects on the dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v.27, p.5-8, 1998.

DI, H. J.; CAMERON, K. C. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures?. **Soil Use and Management**. v. 28: 54-61. 2012.

DI, H. J.; CAMERON, K. C.; SHERLOCK, R. R. Comparison of the effectiveness of a nitrification inhibitor, dicyandiamide, in reducing nitrous oxide emissions in four different soils under different climatic and management conditions. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 1-9, 2007.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006, 306 p.

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

GILTRAP, D. L. et al. A preliminary study to model the effects of a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from urine-amended pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, p. 310-317, 2010.

HATCH, D., et al. Laboratory study of the effects of two nitrification inhibitors on greenhouse gas emissions from a slurry-treated arable soil: impact of diurnal temperature cycle. **Biol Fertil Soil**, v. 45: 225-232, 2005.

HUIJSMANS, J. F. M.; HOL, J. M. G.; VERMEULEN, G. G. 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. **Censo Agropecuário**. Produção da pecuária municipal 2009. Disponível em www.ibge.gov.br, acesso em 25 de novembro de 2010.

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. **Nutr Cycl Agroecosyst**. Published online: DOI 10.1007/s10705-012-9498-9. 2012.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. Wall-map 150 cm x 200 cm.

LANA, R. M. Q.; et al. Aplicação de fertilizantes com inibidor de nitrificação e micronutrientes, na cultura do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.7, n.2, p. 141-151, 2008.

LARA, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semiaberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da ureia aplicada ao solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.14: 345-352, 1990.

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.

MATSUNAKA, T.; SENTOKU, A.; MORI, M. and SATOH, S. Ammonia volatilization factors following the surface application of dairy cattle slurry to grassland in Japan: Results from pot and field experiments. **Soil Sci. Plant Nutr.**, 54: 627-637, 2008.

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**, 140:208-217, 2011.

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**. 65: 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 Soil**. 284: 351–361. 2006b.

MISSELBROOK, T. H. et al. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. **Biosystems Engineering**, v. 81, n. 3, p. 313-321, 2002.

MISSELBROOK, T. H.; NICHOLSON, F. A.; CHAMBERS, B. J. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. **Bioresource Technology**, v. 96: 159-168, 2005.

MOAL, J. F. et al. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, 125: 245-252, 1995.

MOIR, J. L.; CAMERON, K. C.; DI, H. J. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on soil mineral N, pasture yield, nutrient uptake and pasture quality in a grazed pasture system. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 111-120, 2007.

MONACO, S. et al. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, v. 150: 65-73, 2012.

NYORD, T.; HANSEN, M. N.; BIRKMOSE, T. S. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, Published online: DOI: 10.1016/j.agee.2013.01.002. 2012.

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.

PANETTA, D. M.; POWERS, W. J.; LORIMOR, J. C. Management strategy impacts on ammonia volatilization from swine manure. **J. Environ. Qual.** v. 34: 1119-1130, 2005.

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

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

ROTZ, C. A. Management to reduce nitrogen losses in animal production. **Journal of Animal Science**. v. 82: E119-E137, 2004.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, SC. EPAGRI, 1996. 46p. (Boletim Técnico, 79).

SCHIRMANN, J. **Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e ao trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nítrico do solo**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

SCHRÖDER, J. J. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer-N on the yield of silage maize in a slurry-based cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 53: 209-218, 1999.

SMITH, E. et al. Management strategies to simultaneously reduce ammonia, nitrous oxide and odour emissions from surface-applied swine manure. **Can. J. Soil Sci.** v. 88: 571-584, 2008.

SMITH, E. et al. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 87, p. 469-477, 2007.

SMITH, E. et al. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 77, n. 3, p. 277-287, 2000.

SOMMER, S. G. et al. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **Europ. J. Agronomy**, v. 19, p. 465-486, 2003.

SOMMER, S. G. et al. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. **Journal of Agricultural Science**, v. 144, 229–235, 2006.

SOMMER, S. G.; JACOBSEN, O. H. Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, 132, 297-303. 1999.

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

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

SUBBARAO, G. V.; et al. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems – Challenges and opportunities. **Crit. Rev. Plant Sci.**, 25: 303-335, 2006.

SYLVIA, D. M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. Pentrice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1998. 550p.

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.; et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

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

VAN RUITEN, A. **Phosphate recovery from animal manure the possibilities in the Netherlands**. CEEP, The Netherlands, p. 36, 1998.

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

VAREL, V.H. Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. **Bioresource Technology**, v. 62, p. 11-17, 1997.

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**. 137: 39-46. 2010.

WILLIAMSON, J. C. et al. Reducing nitrogen leaching from dairy farm effluent irrigated pasture using dicyandiamide: a lysimeter study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 81-88, 1998.

XIAO, L. et al. Prevalence and Identity of *Cryptosporidium* spp. in Pig Slurry. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 6: 4461-4463, 2006.

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.

ARTIGO 2 – INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO E APLICAÇÃO PARCELADA DE DEJETOS DE SUÍNOS NO MILHO E NO TRIGO: EFEITO NA DINÂMICA DO NITROGÊNIO INORGÂNICO NO SOLO

RESUMO

Dejetos líquidos de suínos (DLS) possuem elevada concentração de nitrogênio (N) o que os torna potenciais fertilizantes às culturas agrícolas. No entanto, o uso incorreto dos dejetos torna-os potenciais poluentes do ambiente. Uma alternativa para viabilizar a máxima eficiência fertilizante e o menor potencial poluente dos dejetos de suínos é realizar a aplicação de forma parcelada no solo. Outra estratégia é a inibição do processo de nitrificação, por meio de um inibidor de nitrificação (IN). Dessa forma, os nutrientes dos dejetos estariam disponíveis para as culturas em época onde há maior demanda, especialmente de N, e este seria preservado na forma amoniacal. Visando investigar as consequências do parcelamento da aplicação dos DLS e do uso conjunto de IN sobre a dinâmica do nitrogênio inorgânico e o deslocamento de nitrato no perfil do solo este estudo foi realizado no período de um ano, durante o verão de 2010/2011 e o inverno de 2011, com as culturas de milho e trigo, respectivamente. O trabalho foi conduzido na área experimental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em um Argissolo. Nessa área, foram avaliados seis tratamentos em delineamento blocos ao acaso, com 3 repetições: a testemunha sem adição de DLS e IN (TEST); a aplicação de DLS em dose única (DLSu) ou em doses parceladas (DLSp) e aplicação desses dois tratamentos junto com um inibidor de nitrificação (DLSu+IN e DLSp+IN); além da aplicação de fertilizante nitrogenado sintético (UREIA). O IN utilizado neste estudo foi dicianodiamida (DCD), presente no produto Agrotain® Plus. DCD foi aplicado no solo, juntamente com os dejetos, na dose de 5,7 kg ha⁻¹. Todos os tratamentos foram aplicados sobre a superfície do solo poucos dias antes da semeadura das culturas em plantio direto, sendo que nos tratamentos com as doses parceladas de DLS e com a ureia os 2/3 restantes de N foram aplicados em cobertura. O IN obteve eficiência elevada em preservar o N amônio e retardar a formação de N nítrico no solo por quase um mês, obtendo maior eficiência até 15 dias. Não foi possível identificar o real efeito do parcelamento da dose sobre a percolação de nitrato no solo. Os resultados deste trabalho evidenciam que o uso de IN junto com o parcelamento na dose de dejetos de suínos é uma alternativa ambientalmente viável para reduzir os riscos de poluição pelo uso dos dejetos de suínos como fertilizante às culturas agrícolas.

Palavras-chave: nitrificação, DCD, percolação de nitrato, *Zea mays*, *Triticum aestivum*.

**ARTICLE 2 – NITRIFICATION INHIBITOR AND SPLIT
APPLICATION OF PIG SLURRY IN CORN AND WHEAT:
EFFECT IN THE INORGANIC NITROGEN DYNAMIC IN SOIL**

ABSTRACT

Pig Slurry (PS) has a high concentration of nitrogen (N) which turns them into potential fertilizers to agricultural crops. However, improper use of manure makes them potential environmental pollutants. An alternative for achieving maximum fertilizer efficiency and lower polluting potential of pig slurry is to apply it in the soil in split doses. Another strategy is the inhibition of the nitrification process by means of a nitrification inhibitor (NI). Thus, the nutrients from slurries would be available to the crops in times where there is greater demand, especially N, which would be preserved as ammonium. In order to investigate the consequences of split doses of PS and the joint use of NI on the dynamics of inorganic nitrogen and nitrate movement in the soil profile, the study was conducted over the period of one year, during summer of 2010/2011 and winter of 2011, with maize and wheat, respectively. The research was conducted in the experimental area of Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) in an Ultisol. In this area, six treatments in a randomized block design with four replications were evaluated: a control without addition of PS and NI (TEST); single dose PS application (PSsd) or in multiple doses (PSmd), and application of these two treatments along with a nitrification inhibitor (PSsd + NI and PSmd + NI), besides the application of synthetic nitrogen fertilizer (UREA). NI used in this study was dicyandiamide (DCD), present in the product Agrotain® Plus. DCD was applied to the soil together with slurry in a dose of 5.7 kg ha⁻¹. All treatments were applied on the soil surface a few days before sowing of crops in no-tillage, and in treatments with multiple doses of PS and urea the remaining 2/3 of N were applied in coverage. The NI achieved high efficiency in preserving N ammonium and in slowing down the formation of nitric N in the soil for almost a month, achieving higher efficiency up to day 15. It was not possible to identify the actual effects of split doses on the percolation of soil nitrate. The results of this study show that the use of NI with the multiple doses of pig slurry is an environmentally viable alternative to reduce the risk of pollution by the use of swine manure as fertilizer to agricultural crops.

Keywords: nitrification, DCD, nitrate leaching, *Zea Mays*, *Triticum aestivum*.

1 INTRODUÇÃO

A intensificação da suinocultura brasileira, em sistemas de confinamento, gera alta concentração de dejetos em pequenas áreas, os quais apresentam elevada carga orgânica e de nutrientes, principalmente de nitrogênio (N) e fósforo. O uso destes dejetos em áreas de lavoura tem sido uma importante fonte de nutrientes, e às vezes a única, às culturas comerciais (BARROS, 2011). Todavia, como a suinocultura situa-se, normalmente, em regiões cuja topografia não é favorável à distribuição mecânica dos dejetos, eles são aplicados anualmente sobre as áreas de menor declividade e em doses excessivas, o que resulta na sua saturação com metais, fósforo e nitrogênio, principalmente.

O N presente nos dejetos de suínos no momento da sua aplicação no campo e o N acumulado no solo, proveniente de aplicações sucessivas dos dejetos nas mesmas áreas, representam um elevado potencial poluidor do ambiente. Quando da sua aplicação na superfície do solo, em sistema plantio direto, e nas primeiras horas após essa operação, quantidades significativas de N podem ser emitidas para a atmosfera na forma de amônia (NH_3) (ROCHETTE et al., 2001; ROCHETTE et al., 2009) o que pode provocar a formação de chuva ácida (FERN et al., 1999; SMITH et al., 2007), além de aumentar indiretamente a emissão de N_2O quando esta amônia retorna ao solo (SMITH et al., 2007). Quando os dejetos líquidos são submetidos à digestão anaeróbica, como acontece em biodigestores e também durante o seu armazenamento em esterqueiras ou lagoas anaeróbicas aumentam o teor de N amoniacal e o pH dos dejetos (MONACO et al., 2012). Após a aplicação dos dejetos de suínos esse N amoniacal é rapidamente nitrificado no solo (AITA et al., 2007), o que pode resultar em perdas de N por lixiviação de nitrato (VALLEJO et al., 2005) e desnitrificação (CHANTIGNY et al., 2007), cujo intermediário óxido nitroso (N_2O) apresenta um potencial de aquecimento global 296 vezes maior do que o dióxido de carbono (CO_2) (SUBBARAO et al., 2006). Quanto ao N orgânico acumulado ele é mineralizado e, dependendo das condições climáticas, também pode ser perdido através de emissões gasosas e/ou de NO_3^- . Portanto, o N dos dejetos de suínos precisa ser cuidadosamente manejado a fim de preservar o seu valor fertilizante e de reduzir o seu potencial poluidor do solo, ar e água. Há consenso por parte da pesquisa de que mantendo o N amoniacal aplicado ao solo pelo maior período de tempo possível nesta forma é possível reduzir o potencial poluidor dos fertilizantes relativamente ao N já que o NH_4^+ é mais estável do que o NO_3^- e, por isso, menos susceptível a perdas (SUBBARAO et al., 2006).

Diversas alternativas tecnológicas estão sendo avaliadas pela pesquisa para reduzir o impacto negativo do N dos dejetos sobre o ambiente (VANDERZAAG et al., 2011). Entre estas cabe destacar a sua injeção no solo, para reduzir a volatilização de NH_3 e as perdas de N via escoamento superficial (NYORD et al., 2012). Todavia, alguns resultados de pesquisa indicam que a injeção dos dejetos concentra carbono disponível e água no sulco da injeção, o que favorece a emissão de N_2O (DOSCH e GUTSER, 1996). O parcelamento da dose recomendada de dejetos tem sido avaliado quanto a sua eficácia em fornecer o N em maior sincronia com a demanda das culturas, em relação à aplicação dos dejetos em dose única, em pré-semeadura (SCHRÖDER, 1999). Através disso, busca-se reduzir a quantidade de NO_3^- disponível no solo em momentos onde a sua absorção pelas culturas é pequena, já que o NO_3^- pode ser lixiviado, se a evapotranspiração for menor do que a taxa de infiltração da água no solo, e/ou desnitrificado, se existirem zonas de anaerobiose no solo.

Nos últimos anos, nota-se um aumento no número de trabalhos envolvendo o uso de inibidores de nitrificação no momento da aplicação dos dejetos no solo, com destaque para a dicianodiamida (DCD), a qual bloqueia o sítio ativo da enzima amônia mono-oxigenase, responsável pela primeira etapa da nitrificação (KIM et al., 2012), principalmente por *Nitrosomonas europaea* (MOIR et al., 2007). Em sua maioria, os trabalhos envolvendo o uso de DCD foram realizados em áreas onde ocorre o acúmulo de urina de vacas em lactação (WILLIAMSON et al.; ZAMAN e BLENNERHASSETT, 2010; DI e CAMERON, 2012). O número de trabalhos realizados com a aplicação de DCD em dejetos de suínos ainda é bastante limitado tanto no exterior (VALLEJO et al., 2005; MKHABELA et al., 2006 a; MKHABELA et al., 2006 a; MEIJIDE et al., 2007) como, principalmente, no Brasil (DAMASCENO, 2010; SCHIRMANN, 2012). Em geral, os resultados desses trabalhos indicam que o inibidor de nitrificação reduz as emissões de N_2O e a lixiviação de NO_3^- (DI e CAMERON, 2005; ZAMAN e BLENNERHASSETT, 2010) com resultados variáveis quanto ao seu efeito na volatilização de NH_3 , bem como no acúmulo de N e na produtividade das culturas (SINGH et al., 2008; TAO et al., 2008; ZAMAN et al., 2009).

É preciso intensificar os trabalhos nessa área, especialmente em situações onde os dejetos são aplicados na superfície do solo, em sistema de plantio direto. Além de avaliar os efeitos de diferentes estratégias de uso dos dejetos sobre as emissões gasosas de N, é necessário avaliar outros processos do ciclo interno do N. Relativamente poucos resultados existem sobre os efeitos da aplicação parcelada de dejetos de suínos e do uso de inibidores de nitrificação sobre a dinâmica do N mineral no solo em condições de campo.

O controle da velocidade de nitrificação do N amoniacal dos dejetos após a sua aplicação irá determinar a quantidade e o momento em que o NO_3^- irá aparecer no solo. Se a velocidade deste processo microbiano for elevada, o teor de NO_3^- aumentará rapidamente e estará disponível no solo quando a demanda de N pelas culturas ainda não existe ou é muito pequena, dependendo do intervalo de tempo entre a aplicação dos dejetos e a semeadura. Se ocorrerem chuvas intensas nesse período, pode ocorrer perdas significativas de NO_3^- , tanto através de formas gasosas resultantes da desnitrificação como por escoamento superficial e lixiviação, em função da elevada mobilidade deste ânion na água por fluxo de massa (SUBBARAO et al., 2006). Por isso, pode-se formular a hipótese de que a manutenção do N dos dejetos na forma amoniacal no solo, através do controle da nitrificação, tenha consequências positivas tanto do ponto de vista econômico, por preservar o valor fertilizante dos dejetos como fonte de N às culturas, como também ambientais, pela redução do efeito estufa provocado pelo N_2O e pela redução da contaminação das águas pelo NO_3^- .

Com base nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito do momento de aplicação de dejetos líquidos de suínos (aplicação em dose única e em dose parcelada) e do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) sobre a dinâmica do N inorgânico do solo, com ênfase à manutenção de N na forma de amônio no solo e ao deslocamento de nitrato no perfil do solo, durante o ciclo das culturas do milho e do trigo cultivadas em plantio direto.

2 MATERIAL & MÉTODOS

2.1 Descrição geral

Este trabalho foi realizado no período de um ano, iniciando com o cultivo de milho, no verão (2010/2011), e seguindo com o cultivo de trigo, no inverno (2011), na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 29°43'S e 53°43'O, em Santa Maria/RS, a 105 m de altitude. Ambos os cultivos foram em plantio direto logo após o uso de um inibidor de nitrificação (IN) adicionado aos dejetos líquidos de suínos (DLS) no momento da aplicação destes ao solo.

O solo da área utilizada para o estudo é classificado como Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (EMBRAPA, 2006), enquanto o clima da região é classificado pelo sistema de classificação climática como subtropical úmido, tipo Cfa2 (KÖPPEN & GEIGER, 1928). Essa área utilizada no experimento não havia sido manejada anteriormente, permanecendo em campo nativo por vários anos contendo, especialmente, espécies de plantas da família Poaceae. Para a realização dos experimentos propostos neste trabalho optou-se por manejar o solo da área experimental.

A correção da acidez do solo foi realizada pela aplicação de 8,0 Mg ha⁻¹ de calcário, para atingir pH 6,0 no solo, conforme recomendação do manual de adubação e calagem utilizado nos estados do RS e de SC (CQFS, 2004), sendo essa aplicação de calcário dividida em dois momentos: 4,0 Mg ha⁻¹ em maio e, após incorporação, em junho aplicou-se os restantes 4,0 Mg ha⁻¹ sobre a superfície do solo. Para a produção de massa vegetal, necessária à cobertura e proteção do solo em plantio direto, em 14 de junho foi semeada em linha a cultura da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) com semeadora específica para plantio direto. Durante o cultivo de aveia preta foi realizada adubação somente em cobertura, com ureia (45 kg ha⁻¹). Previamente à implantação da cultura do milho, as plantas de aveia foram manejadas com rolo faca, a fim de manter o solo coberto com palha.

Após esse manejo do solo a área de estudo apresentou, no momento inicial da realização do experimento, as seguintes características físico-químicas na profundidade de zero a dez centímetros: pH_{H2O} 5,7; índice SMP 6,2; fósforo 6,8 mg dm⁻³; potássio 48,6 mg dm⁻³; matéria orgânica 2,7 %; areia, silte e argila, respectivamente, 39,8, 37,9 e 22,3 %; e, ausência de alumínio. A temperatura média diária do ar e as precipitações que ocorreram

durante período experimental, para o milho e o trigo, são mostradas, respectivamente, nas Figuras 1a e 2a.

2.2 Delineamento experimental e tratamentos utilizados

O delineamento experimental utilizado neste trabalho foi o delineamento em blocos ao acaso (DBA), com três repetições e seis tratamentos: sem a adição de dejetos e inibidor de nitrificação (IN), isto é, a testemunha do estudo (TEST); aplicação de dejetos líquidos de suínos em dose única no solo (DLSu); DLSu com IN (DLSu+IN); aplicação dos dejetos em dose parcelada (DLSp); DLSp com IN (DLSp+IN); e, aplicação de fertilizante mineral, com ureia como fonte de nitrogênio (UREIA).

O produto utilizado como inibidor do processo microbiano da nitrificação neste estudo foi dicianodiamida (DCD) contido, em 81 %, na forma comercial de Agrotain® Plus. O Agrotain® Plus contém em sua fórmula dois tipos de inibidores: N-(n-butil) tiofosfórico triamida (NBPT) e dicianodiamida (DCD). NBPT é um inibidor da enzima urease, atuando na inibição da transformação da molécula de ureia em amônia. No entanto, este inibidor não foi avaliado. Já, o inibidor da nitrificação *dicianodiamida* (DCD) é usado para controlar a oxidação de íons amônio a íons nitrito. DCD é classificado como um inibidor específico, sendo a sua ação direcionada sobre a inativação temporária da enzima amônia mono-oxigenase (SUBBARAO et al., 2006). Esta enzima é sintetizada por bactérias da espécie *Nitrosomonas europaea* e está envolvida na oxidação de amônia (NH₃) a hidroxilamina (NH₂OH), durante o processo de nitrificação. Com essa interrupção no processo ocorre a preservação de N na forma amoniacal, em detrimento das formas nítricas.

2.3 Condições experimentais

O experimento teve início com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos previamente a semeadura da cultura do milho (*Zea mays*), em 12 de novembro de 2010 ou 11 dias antes da semeadura do milho, utilizando um híbrido simples (Pioneer, 30K75Y), sobre o resíduo cultural (palha) de aveia preta (3,8 Mg ha⁻¹ de MS); e seguiu com a aplicação dos dejetos

líquidos de suínos sobre o solo, em 1º de junho de 2011, exatamente dois dias antes da semeadura de trigo (*Triticum aestivum*, cultivar Campo Real). Essa aplicação de dejetos no inverno foi executada sobre a palha de milho do cultivo anterior (10 Mg ha⁻¹ de MS).

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) usados para aplicação no solo, tanto no experimento do milho quanto do trigo, foram retirados em momentos diferentes de esterqueira anaeróbica do Setor de Suinocultura, também do Departamento de Zootecnia/UFSM. Os suínos, em fase de crescimento/terminação, são criados em confinamento convencional e o termo “*dejetos*”, neste trabalho, refere-se à mistura de fezes e urina dos animais, bem como aos restos de ração e água desperdiçados pelos porcos durante a dessedentação e, ainda, à água de lavagem das baias. A composição dos dejetos líquidos de suínos utilizados nos experimentos, para cada cultura, é apresentada na Tabela 1.

Tabela 2 – Composição dos dejetos de suínos e quantidades aplicadas de matéria seca, carbono e nitrogênio nas doses utilizadas em aplicações única e parceladas, em *pré-semeadura* e *cobertura*, nas culturas do milho e do trigo.

Forma de aplicação	Dose	Composição dos dejetos*				Quantidade adicionada				C/N
		MS [†]	CT	NT	NHx	MS	CT	NT	NHx	
	..m ³ ha ⁻¹ g kg ⁻¹ kg ha ⁻¹				
Milho										
DLSu [‡]	60	23,0	8,5	2,8	2,0	1.378	508	169	120	3,0
DLSp										
<i>Pré-semeadura</i>	20	23,0	8,5	2,8	2,0	459	169	56	40	3,0
<i>Cobertura</i>	42	13,4	3,7	2,6	2,4	565	156	108	99	1,4
Trigo										
DLSu	50	13,0	3,5	2,5	2,0	650	173	127	102	1,4
DLSp										
<i>Pré-semeadura</i>	16	13,0	3,5	2,5	2,0	208	55	41	33	1,4
<i>Cobertura</i>	26	29,3	9,0	4,0	2,7	762	233	104	71	2,3

*Resultados expressos em base úmida; [†]MS, matéria seca; CT, carbono total; NT, nitrogênio total; NHx, nitrogênio amoniacal; [‡]DLSu, dejetos líquidos de suínos aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas: em pré-semeadura e em cobertura.

Foi avaliado ainda o pH dos dejetos líquidos de suínos (TEDESCO et al., 1995), com leitura diretamente na amostra líquida, para o qual se obteve valores aproximados a 7,2 nas aplicações em pré-semeadura e cobertura do milho e próximo de 7,8 no trigo.

Os dejetos de suínos foram adicionados ao solo em uma única vez, por isso chamado de aplicação total dos dejetos ou dose única (*DLSu*), e também em dois momentos com o parcelamento da aplicação dos dejetos (*DLSp*): 1/3 do nitrogênio necessário à cultura em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, quando a planta já estava estabelecida.

A dose de dejetos aplicada foi calculada com base na composição de N total dos dejetos e na expectativa de produtividade do milho ($6,0 \text{ Mg ha}^{-1}$) e do trigo ($3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$).

O volume de dejetos líquidos de suínos aplicado nos tratamentos é mostrado na tabela 1. Nos tratamentos com a presença de inibidor da nitrificação, o produto Agrotain® Plus foi misturado aos dejetos e aplicado ao solo, juntamente com os mesmos, de modo a obter uma dose de 7 kg ha^{-1} , de Agrotain® Plus, o que representa dose de $5,7 \text{ kg ha}^{-1}$ do princípio ativo DCD. A aplicação dos dejetos de forma parcelada (tratamentos “Dose Parcelada” e “Parcelado+IN”) foi efetuada da mesma maneira que no tratamento “Dose Única”, com exceção do volume aplicado de dejetos.

2.4 Avaliações da dinâmica do N e da percolação de nitrato no solo

Após a aplicação dos dejetos, foram avaliados os teores de N inorgânico, ou mineral, constituído por N amoniacal (N-NH_x (ASMAN, et al., 1998), ou a soma de N-NH_4^+ e N-NH_3) e por N nítrico (N-NO_x^- , ou a soma de N-NO_2^- e N-NO_3^-) no solo.

As coletas de solo foram realizadas em cada parcela das três repetições dos tratamentos, com 4 a 5 subamostragens, em oito datas no experimento com milho e em seis datas no trigo (Tabela 2). As datas de coleta de solo em profundidade, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, tiveram início no mesmo dia da aplicação dos tratamentos e seguiram por 15, 28, 35, 38, 40, 55 e 80 dias durante experimento com a cultura do milho e 9, 14, 29, 54 e 65 dias na cultura do trigo.

Na tabela 2, também é mostrado a soma da precipitação que ocorreu entre cada período de coleta de solo, durante experimento com o milho e com o trigo.

Tabela 2 – Precipitação pluviométrica ocorrida em cada período que houve coleta de solo, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos como fertilizante ao milho e ao trigo.

Cultura		Período de coleta de solo									Total
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Milho	DAA*	sc [†]	15	28	35	38	40	55	sc	80	
	Precipitação (mm)		55,4	89,0	31,2	37,4	0,0	85,1		111,0	409
Trigo	DAA	9	14	29	sc	sc	sc	54	65	sc	
	Precipitação (mm)	23,8	0,0	85,2				76,9	104,2		290
	Δ PC	-23,8	+55,4	+3,8	+31,2	+37,4	0,0	+8,2	-104,2	+111,0	+119

*DAA, dias após aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo; Δ PC, diferença (delta) de precipitação entre as culturas em cada período; [†]sc, sem coleta de solo no período.

As análises de umidade e N mineral no solo foram realizadas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Essas duas análises puderam ser executadas a partir da mesma coleta de solo com trado calador, visto que para cada uma há necessidade de pouco volume de solo.

A umidade do solo foi obtida pela secagem de uma amostra de solo em estufa à 105 °C durante 24 horas. Após a secagem as amostras de solo eram retiradas da estufa e colocadas em dessecador para esfriarem sem absorver umidade. Posteriormente, as amostras eram pesadas e por meio de cálculo se obtinha o teor de umidade do solo (Equação 1).

$$Ug = \frac{(su - ss)}{ss} \times 100 \quad (1)$$

Onde, Ug , representa a umidade gravitacional do solo (em %); SU , é o peso do solo úmido (em g); SS , é o peso do solo seco (em g); e, 100 , é um fator de ajuste de unidade da equação.

A análise do N mineral do solo, após extração com KCl 1 M, era feita mediante destilação das amostras em destilador de arraste de vapores semimicro Kjeldahl e posterior titulação (TEDESCO et al., 1995).

Neste estudo, os termos utilizados para expressar diferentes formas de nitrogênio referem-se, respectivamente, à: amoniacal (NH_3), ou a soma de amônia e amônio ($NH_3 +$

NH_4^+); nítrico (NO_x^-), ou a soma de nitrito e nitrato ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$); mineral/inorgânico (Ni), ou a soma de NH_x e NO_x^- . Portanto, o cálculo do nitrogênio inorgânico total (Nit) pode ser escrito da seguinte forma (Equação 2):

$$\text{Nit} = \text{NH}_x + \text{NO}_x^- \quad (2)$$

O cálculo do delta nitrogênio (ΔN) foi realizado a partir da subtração do valor do tratamento pelo valor encontrado na testemunha.

As quantidades de N mineral encontradas no solo foram expressas em kg ha^{-1} , considerando-se a concentração de N mineral e a densidade do solo de cada camada. A densidade do solo foi avaliada em três camadas, 0-10, 10-20 e 20-40 cm, no perfil do solo pelo método do anel volumétrico, obtendo os respectivos valores de 1,39, 1,41 e $1,34 \text{ g cm}^{-3}$.

2.5 Análise estatística

A análise estatística empregada foi análise da variância (ANOVA) e quando havia diferença significativa entre os tratamentos era realizada comparação das médias pelo teste LSD de Fisher a 5 % de probabilidade (Fisher's Least Significant Difference test 0,05) no programa PlotIT (Scientific Programming, Version 3.20e).

3 RESULTADOS & DISCUSSÃO

A avaliação do efeito da adição de um inibidor da nitrificação aos dejetos líquidos de suínos (DLS), aplicados ao solo em dose única e parcelada, permitiu inferir sobre a dinâmica do nitrogênio inorgânico e a percolação de nitrato no solo durante os cultivos de milho e de trigo.

3.1 Dinâmica do nitrogênio inorgânico no solo

Logo após a aplicação dos dejetos em dose única na cultura do milho, o teor de N amoniacal do solo da camada 0-10 cm (Figura 1b) aumentou significativamente em relação ao tratamento testemunha, em função do N amoniacal aplicado com os dejetos. Todavia, o aumento foi menor do que o esperado, já que a quantidade de N amoniacal aplicada foi de 120 kg N ha⁻¹ e, na média dos dois tratamentos com dejetos em dose única (DLSu e DLSu + IN), a quantidade de N recuperada no solo na forma amoniacal no tempo zero foi de apenas 54 kg ha⁻¹. Isso também foi detectado com a aplicação parcelada dos dejetos, onde foram aplicados 40 kg ha⁻¹ de N amoniacal e recuperados apenas 18,5 kg N-NH_x ha⁻¹ (46 %) na camada 0-10 cm logo após a aplicação dos dejetos, no tempo zero. O fato de ter sido recuperado no tempo zero apenas 45 % do N amoniacal dos dejetos, na média das aplicações em dose única e parcelada, está de acordo com os resultados de Rochette et al. (2001) e pode ser explicada em função da fixação de NH₄⁺ na fração coloidal do solo e, principalmente, da retenção pela palha de parte do líquido dos dejetos, onde está concentrada a maior proporção do N amoniacal aplicado. Por isso, essa barreira física imposta pela palha na superfície do solo retarda ou impede que parte da fração líquida dos dejetos atinja e infiltre no solo, o que pode aumentar as perdas de N por volatilização de NH₃. Fato esse que foi observado por Port et al. (2003) ao aplicarem dejetos de suínos sobre 4,0 Mg ha⁻¹ de palha de aveia preta. Além disso, a redução da quantidade de NH₄⁺ na primeira amostragem não pode ser atribuída a sua oxidação pelas bactérias nitrificadoras já que não houve aumento na quantidade de NO₃⁻ (Figura 1c) pelo fato da amostragem ter sido realizada menos de 24 horas após a aplicação dos dejetos no solo.

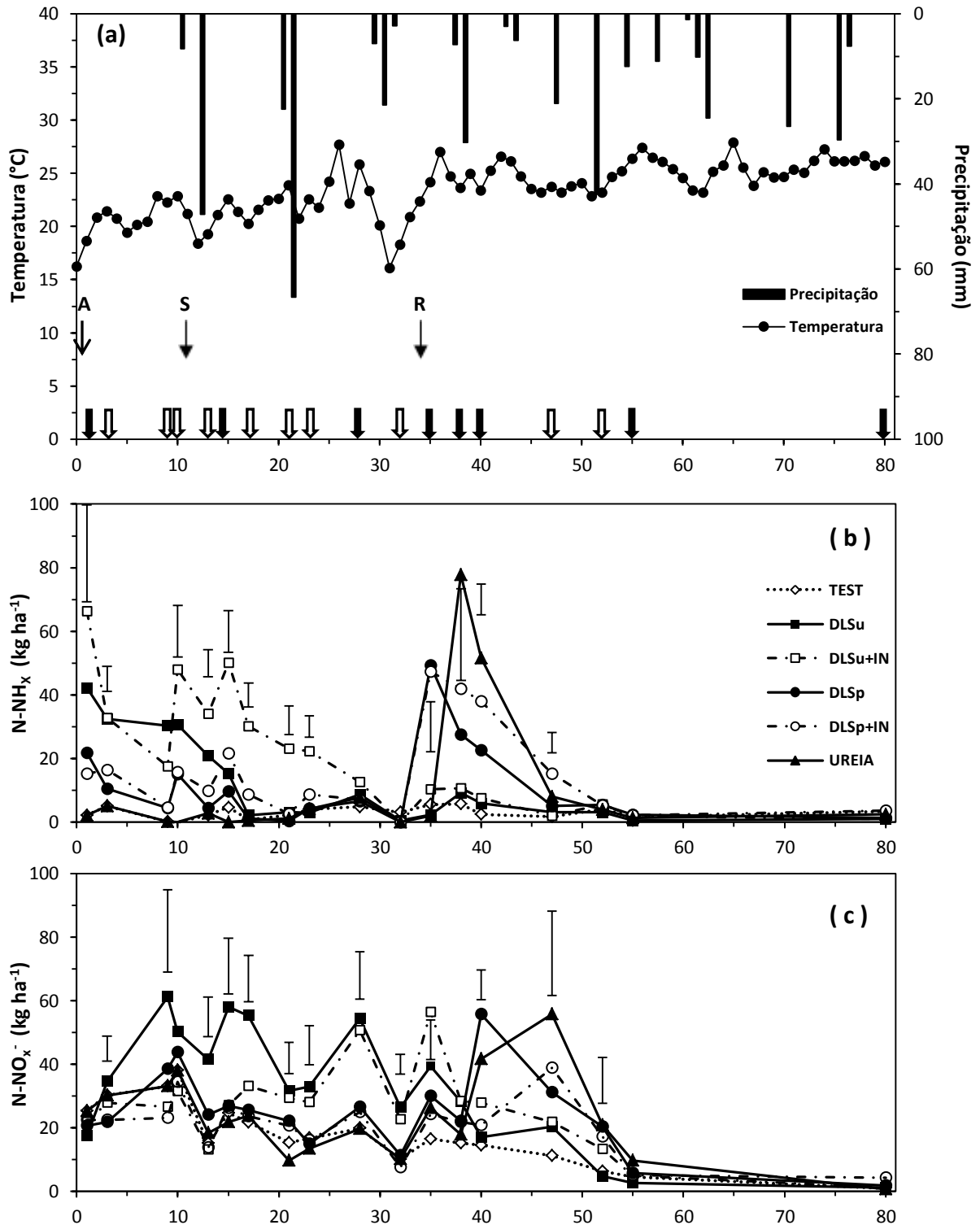


Figura 1 – Condições de temperatura média diária e precipitação pluviométrica (a) e teores de N amoniacal ($N-NH_4^+$) (b) e N nítrico ($N-NO_3^-$) (c) durante 80 dias de condução do estudo com o uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) em doses única (DLSu) e parcelada (DLSp), associadas ou não com inibidor de nitrificação (IN), e de ureia para o cultivo de milho. As setas vazadas indicam as datas em que houve coleta de solo de 0-10 cm, enquanto nas setas preenchidas as coletas foram realizadas em diferentes camadas até 40 cm de profundidade. A, aplicação de DLS; S, semeadura da cultura; R, reaplicação dos DLS; TEST, testemunha. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

O efeito da dicianodiamida (DCD) no retardamento da nitrificação do N amoniacal, aplicado no milho (Figura 1) e no trigo (Figura 2) pode ser avaliado comparando-se os teores de N amoniacal (NH_x) e N nítrico (NO_x^-) no solo. Observa-se na figura 1a que, durante as primeiras três amostragens de solo, realizadas nos primeiros nove dias após a aplicação dos dejetos no milho, não ocorreram chuvas e, portanto, não deve ter havido deslocamento vertical de N mineral no solo, para além da camada 0-10 cm. Nesse período, a quantidade de NH_x desta camada diminuiu de 42,3 para 30,4 kg N- NH_x ha^{-1} enquanto a quantidade de N- NO_x^- aumentou de 17,5 para 61,2 kg N- NO_x^- ha^{-1} (Figuras 1b e 1c), evidenciando claramente a ocorrência do processo de nitrificação. O fato de a quantidade de N- NO_x^- ter aumentado em 43,7 kg N ha^{-1} em nove dias, enquanto a quantidade de N- NH_x diminuiu em apenas 11,9 kg N ha^{-1} pode ter ocorrido em função da mineralização (amonificação) de N orgânico dos dejetos e da subsequente oxidação do N amoniacal produzido até NO_3^- , além do efeito priming sobre a matéria orgânica do solo devido à adição dos dejetos de suínos ao mesmo.

A comparação dos resultados das figuras 1b e 1c, relativamente aos tratamentos em que os dejetos foram adicionados ao solo com (DLSu+IN e DLSp+IN) e sem o inibidor (DLSu e DLSp) permitem inferir sobre o efeito da dicianodiamida (DCD) em inibir a nitrificação do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos. Isso pode ser visto comparando-se o acúmulo de NO_x^- na camada 0-10 cm nos primeiros nove dias, já que neste período não choveu e, por isso, o NO_x^- produzido pela nitrificação não deve ter saído desta camada. Enquanto no tratamento DLSu a quantidade de N- NO_x^- aumentou em 43,7 kg N ha^{-1} em nove dias, no tratamento DLSu+IN esse aumento foi de apenas 4,6 kg N ha^{-1} (Figura 1c), evidenciando o efeito da DCD em inibir a oxidação do N amoniacal para NO_x^- , o que ocorre pelo fato do produto bloquear temporariamente o sítio ativo da enzima amônia mono-oxigenase, principalmente em *Nitrosomonas europaea* (MOIR et al., 2007).

Na figura 1b se observa que o inibidor de nitrificação não teve efeito perceptível na manutenção do N amoniacal no solo, nos primeiros nove dias, contrariamente ao esperado. A redução da quantidade de N- NH_x do tratamento DLSu+IN nesse período foi, inclusive, mais acentuada do que no tratamento sem inibidor (DLSu). A volatilização de NH_3 não explica esse resultado, uma vez que ela não diferiu entre os tratamentos com e sem inibidor, conforme mostram os resultados do ARTIGO I. Uma possibilidade para explicar esse resultado é que, pelo fato do inibidor manter maior quantidade de N amoniacal no solo, o processo microbiano de imobilização desta forma de N tenha sido favorecido, conforme destacam Subbarao et al. (2006). Embora a presença de C solúvel em maior concentração na palha na fase inicial de

decomposição possa provocar a imobilização de N, essa hipótese do inibidor (DCD) favorecer esse processo microbiano com a sua adição aos dejetos de suínos sobre resíduos culturais, em plantio direto, carece de confirmação em estudos futuros.

Com a ocorrência da primeira chuva, no décimo dia após a aplicação dos dejetos, observa-se que houve um aumento na quantidade de NH_x no solo do tratamento DLSu+IN, o que pode ser atribuído ao efeito da chuva, transferindo NH_x retido na palha para o solo. Esse efeito não foi observado no tratamento em que os dejetos foram aplicados ao solo sem DCD (DLSu) uma vez que a nitrificação deve ter ocorrido mesmo junto à palha, com a transferência do NO_x^- ao solo através da chuva.

A partir do décimo dia, a quantidade de NH_x no solo do tratamento DLSu continuou diminuindo e atingiu valores próximo ao tratamento testemunha aos 16 dias, indicando que o N amoniacal dos dejetos foi totalmente oxidado para NO_x^- neste período, o que está de acordo com os resultados de Aita et al. (2007). Já no tratamento com adição de DCD (DLS + IN) aos dejetos a quantidade de NH_x no solo superou aquela do tratamento sem DCD (DLSu) até o vigésimo terceiro dia e atingiu valores próximos do tratamento testemunha somente após 28 dias (Figura 1b).

Ao comparar as quantidades de NO_x^- entre os tratamentos com e sem adição de DCD aos dejetos (Figura 1c), observa-se que no tratamento com DCD a quantidade de NO_x^- foi menor do que no tratamento sem DCD somente até o décimo sétimo dia. A dificuldade em avaliar o efeito do inibidor de nitrificação através das quantidades acumuladas de NO_x^- na camada 0-10 cm é que, em função da elevada mobilidade das formas aniônicas de N mineral (NO_2^- e NO_3^-) e da ocorrência de chuvas, pode ter ocorrido a percolação de NO_x^- no solo e a sua migração para camadas mais profundas. Assim, considerando conjuntamente os resultados relativos à redução das quantidades de NH_x (Figura 1b) e o acúmulo de NO_x^- (figura 1c) pode-se inferir que a aplicação de DCD retardou a nitrificação do N amoniacal dos dejetos no solo e que este efeito inibitório ocorreu durante os primeiros 23 dias do experimento com milho. Esse período de inibição da nitrificação em dejetos de suínos é menor do que aquele relatado por Meijide et al. (2007) e semelhante ao encontrado por Vallejo et al. (2005). Tais diferenças podem ser atribuídas a diversos fatores, com destaque para as quantidades de DCD adicionadas aos dejetos e à temperatura do ambiente em que os trabalhos foram conduzidos, uma vez que o aumento da temperatura acelera a biodegradação da DCD no solo (IRIGOYEN et al., 2003).

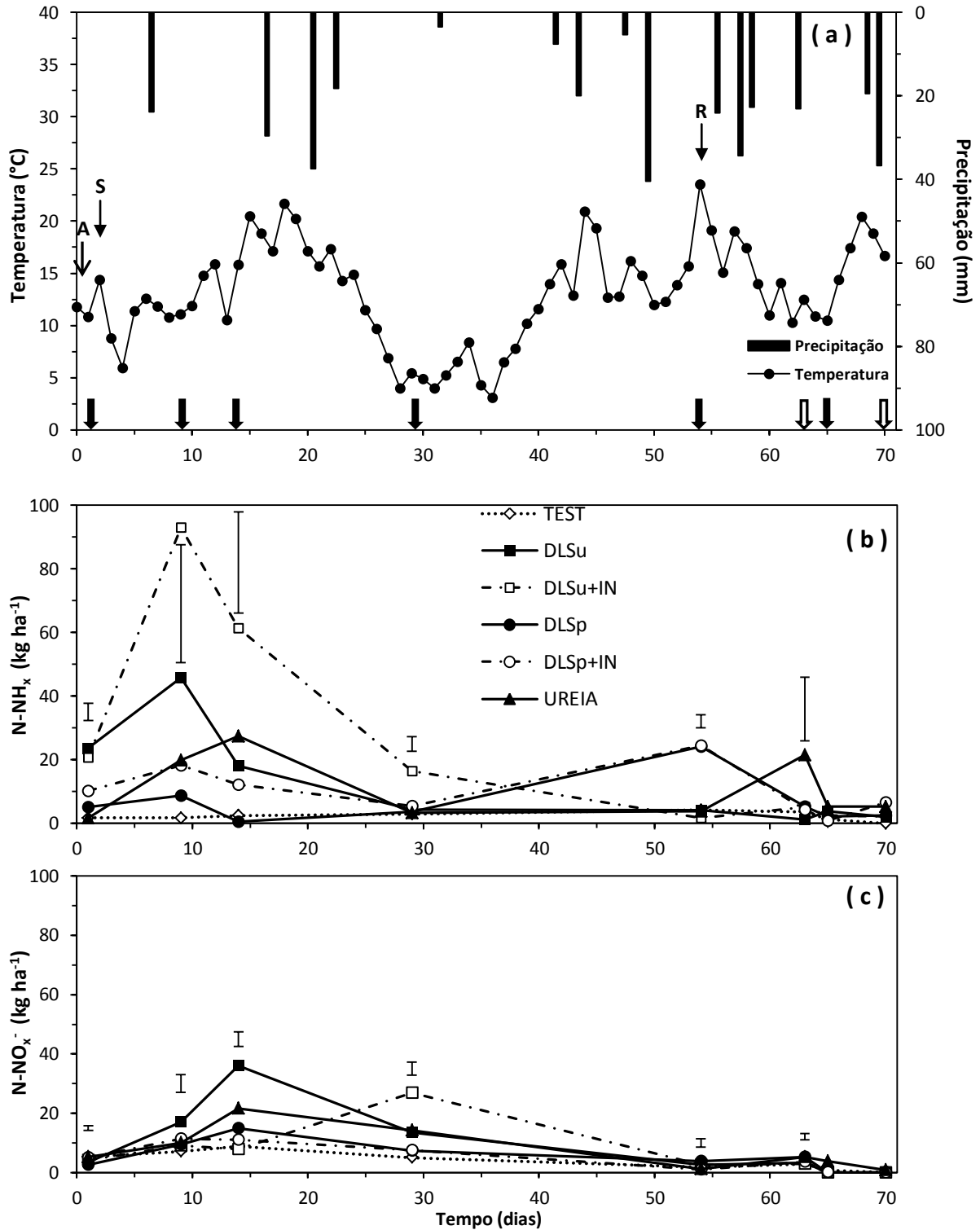


Figura 2 – Condições de temperatura média diária e precipitação pluviométrica (a) e teores de N amoniacal (N-NH_x) (b) e N nítrico (N-NO_x⁻) (c) durante 70 dias de condução do estudo com o uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) em doses única (DLSu) e parcelada (DLSp), associadas ou não com inibidor de nitrificação (IN), e de ureia para o cultivo de trigo. As setas vazadas indicam as datas em que houve coleta de solo de 0-10 cm, enquanto nas setas preenchidas as coletas foram realizadas em diferentes camadas até 40 cm de profundidade. A, aplicação de DLS; S, semeadura da cultura; R, reaplicação dos DLS; TEST, testemunha. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

Quando os dejetos foram reaplicados em cobertura no milho, nos tratamentos DLSp e DLSp+IN, a quantidade de N amoniacal recuperada no tempo zero na camada 0-10 cm do solo dos dois tratamentos foi próxima entre e si e, em média, de 48,3 kg N ha⁻¹ (Figura 1b). Embora a recuperação do N amoniacal tenha sido próxima entre os dois tratamentos, ela foi baixa, pois corresponde a apenas 48,8 % do N amoniacal aplicado com os dejetos, que foi de 99 kg N ha⁻¹ (Tabela 1). Novamente, a retenção de líquido dos dejetos pela palha de aveia presente na superfície do solo deve ter sido a causa principal dessa baixa recuperação do N amoniacal logo após a aplicação dos dejetos no solo.

Nas três amostragens realizadas após a reaplicação dos dejetos em cobertura, em duas delas, a quantidade de N amoniacal do tratamento DLSp+IN foi maior do que o tratamentos DSLsp (Figura 1 b), o que pode ser atribuído ao efeito inibidor da nitrificação pela dicianodiamida. Como choveu nesse período, fica difícil avaliar esse efeito do inibidor a partir das quantidades acumuladas de N-NO_x⁻ na camada 0-10 cm, já que ele pode ter sido transferido para camadas mais profundas do perfil do solo. Desde a reaplicação dos dejetos e da ureia e até 47 a 52 dias, a quantidade de N mineral da camada 0-10 cm do solo, representada pela soma de NH_x e NO_x⁻ e potencialmente disponível ao milho, aumentou em relação ao tratamento testemunha e aos tratamentos com aplicação dos dejetos em dose única. Após os 52 dias as quantidades de N mineral na camada superficial do solo (0-10 cm) não diferiram entre os tratamentos e foram próximas de zero, o que pode ser explicado pela elevada absorção do N pelo milho, já que a referida camada deve concentrar a maior proporção do sistema radicular da cultura.

A avaliação do efeito dos tratamentos no trigo (Figuras 2b e 2c), através do acompanhamento da dinâmica do N mineral no solo da camada 0-10 cm, é mais difícil do que no milho, em função do número relativamente menor de coletas de solo realizadas. De maneira geral, a tendência é a mesma observada para o milho. A recuperação, no tempo zero, do N amoniacal aplicado com os dejetos foi ainda menor do que aquela verificada no milho, uma vez que somente 22 % da quantidade de N amoniacal aplicada foi encontrada na camada 0-10 cm logo após a adição dos dejetos. A menor recuperação no solo do N amoniacal aplicado com os dejetos no trigo do que no milho se deve a maior presença de resíduos culturais na superfície do solo. Enquanto no milho os dejetos foram aplicados sobre 3 Mg ha⁻¹ de resíduos culturais de aveia, no trigo os dejetos foram aplicados sobre 10 Mg ha⁻¹ de resíduos culturais de milho.

De modo similar ao observado no milho, a ocorrência de chuva nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos no trigo aumentou a quantidade de NH_x na camada 0-10 cm do solo. Da primeira para a segunda amostragem a quantidade de NH_x aumentou em aproximadamente 70 kg N ha^{-1} no tratamento DLSp + IN e em 26 kg N ha^{-1} no tratamento DLSu (Figura 2 b). O maior aumento na quantidade de NH_x , verificado na camada 0-10 cm do tratamento com DCD, se deve ao efeito inibidor do produto sobre a nitrificação, o qual pode ser confirmado através dos resultados da figura 2c, onde não houve acúmulo de NO_x^- no solo do tratamento DLSu+IN durante os primeiros 14 dias. Já no tratamento com aplicação dos dejetos em dose única e sem DCD (DLSu) a diminuição do NH_x (Figura 2b) nesse período foi acompanhada do acúmulo de NO_x^- (Figura 2c) em função da nitrificação, o qual chegou a $36 \text{ kg N-NO}_x^- \text{ ha}^{-1}$ aos 14 dias. A ausência de amostragens do solo entre 14 e 29 dias prejudica a análise mais detalhada dos resultados, sobretudo quanto ao período de duração do efeito inibitório da DCD sobre a nitrificação. Todavia, o aparecimento de NO_x^- no solo somente a partir de 14 dias indica que o produto inibiu completamente a nitrificação neste período.

O fato de a quantidade de NH_x ter diminuído no tratamento DLSu + IN, de 90 kg N ha^{-1} aos 9 dias para cerca de 18 kg ha^{-1} aos 29 dias, sem o correspondente aumento na quantidade de N-NO_x^- , já que ele foi de apenas 26 kg N ha^{-1} (Figura 2 c) indica que outros processos atuaram na redução da quantidade de NH_x nesse tratamento. Novamente, a volatilização de NH_3 está descartada, pois não houve diferença entre os tratamentos com e sem inibidor (capítulo I). Por isso, acredita-se que, tanto no milho quanto no trigo, a preservação do N amoniacal dos dejetos pelo uso de DCD tenha favorecido a imobilização microbiana desta forma de N.

O enriquecimento da fração amoniacal dos dejetos com o isótopo ^{15}N e a posterior determinação da retenção de ^{15}N orgânico do solo pode ser uma estratégia interessante para comprovar esta hipótese. No tratamento sem DCD, a imobilização e a nitrificação devem ter sido os principais processos responsáveis pelo consumo de NH_x . Em ambos os tratamentos em que os dejetos foram aplicados em dose única, com e sem DCD, a absorção de N mineral pelo trigo também concorreu para a redução das quantidades de NH_x e NO_x^- na camada 0-10cm. O NO_x^- de ambos os tratamentos também pode ter percolado no perfil do solo juntamente com a água das chuvas. O efeito do inibidor de nitrificação não foi claramente percebido na reaplicação dos dejetos em cobertura, já que a primeira amostragem foi realizada no mesmo dia após a reaplicação e a posterior somente nove dias depois, além desta ter sido feita num momento de alta demanda de N pelo trigo.

3.2 Deslocamento de N mineral no perfil do solo

O N amoniacal, representado no presente trabalho por NH_x e correspondente à soma de NH_3 e NH_4^+ , é pouco móvel no solo, o que é comprovado pelos resultados mostrados nas figuras 3 e 4, nas culturas do milho e do trigo, respectivamente. Observa-se nessas figuras que, de maneira geral, a quantidade de NH_x aumentou apenas na camada superficial do perfil (0-10 cm) e logo após a aplicação dos dejetos em pré-semeadura e em cobertura no milho (Figuras 3a e 3d) e no trigo (Figuras 4a e 4e).

A amostragem realizada aos 40 dias no milho (Figura 3 f), seis dias após a aplicação dos dejetos em cobertura, mostra que a quantidade de NH_x do tratamento com dejetos em dose única (DLSp) foi maior do que o tratamento testemunha nas três camadas de solo analisadas. No tratamento em que os dejetos foram adicionados ao solo juntamente com DCD (DLSp + IN) a quantidade de NH_x também superou aquela do tratamento testemunha na camada mais profunda do solo (20-40 cm).

Tais resultados sugerem que o N amoniacal aplicado com os dejetos pode ter percolado no solo, já que, desde a aplicação dos dejetos em cobertura e até a data da coleta do solo, houve duas precipitações totalizando aproximadamente 40 mm (Figura 1a). Todavia, no trigo, onde a análise do solo foi efetuada no dia da aplicação dos dejetos em cobertura e sem a ocorrência de chuva, a quantidade de NH_x dos dois tratamentos com dejetos (DLSp e DLSp + IN) também superaram o tratamento testemunha na camada mais profunda do solo (Figura 4e). Por isso, é provável que essas diferenças observadas na quantidade de NH_x no perfil, logo após a aplicação dos dejetos, se devam a artefatos ligados à coleta do solo, principalmente à transferência de N amoniacal em profundidade, provocada pela tráfegem durante a coleta das amostras de solo

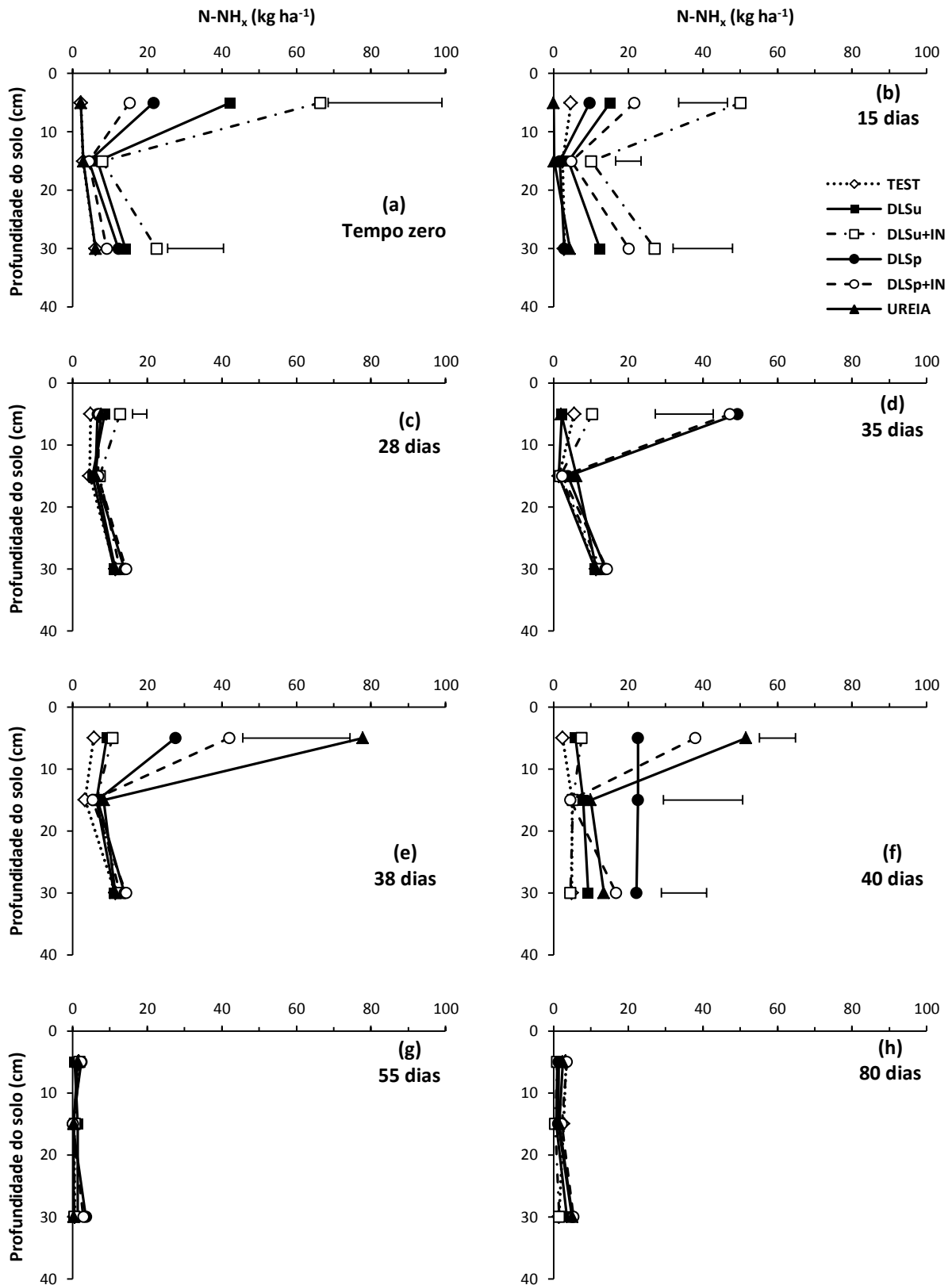


Figura 3 – Evolução de N amoniacal ($N-NH_x$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 15, 28, 35, 38, 40, 55 e 80 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do milho. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-plantio e 2/3 em cobertura, aos 35 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).

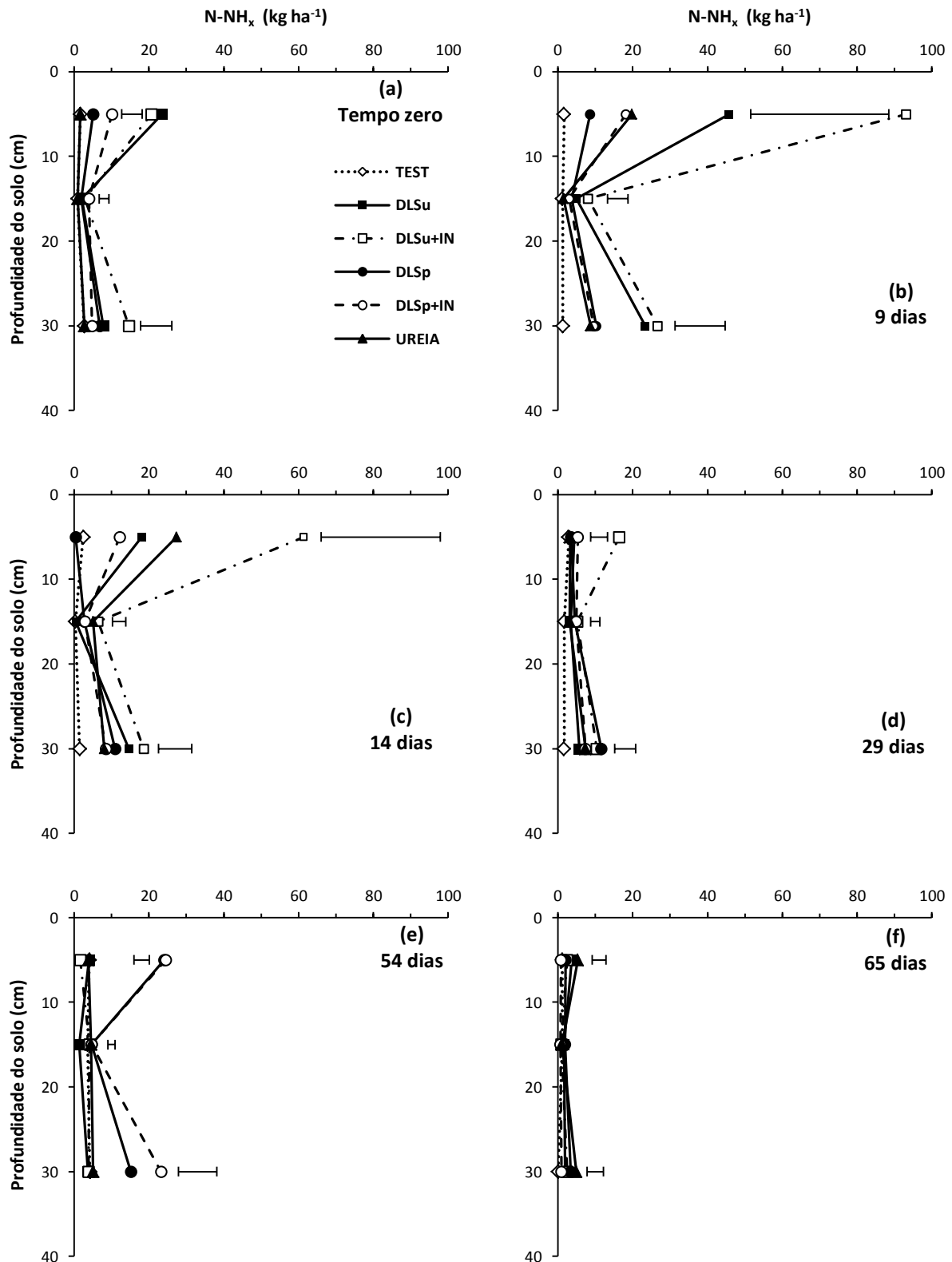


Figura 4 – Evolução de N amoniacal ($N-NH_x$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 9, 14, 29, 54 e 65 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do trigo. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 54 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).

Os resultados relativos às quantidades de NO_x^- e ao deslocamento das formas aniônicas de N mineral no solo na cultura do milho (Figura 5) mostram que, com a aplicação dos dejetos em dose única e sem DCD (DLSu) o NO_x^- apareceu precocemente no solo, superando os demais tratamentos na camada superficial (0-10 cm) e já sendo transferido às camadas mais profundas aos 15 dias após a aplicação dos dejetos (Figura 5 b), comprovando a elevada mobilidade do NO_x^- no solo (SUBBARO et al., 2006; SINGH et al., 2008). Nessa amostragem, também fica evidente o efeito do inibidor de nitrificação, já que a quantidade de NO_x^- do tratamento DLSu+IN não diferiu do tratamento testemunha em nenhuma das três camadas de solo avaliadas.

Na amostragem realizada aos 28 dias (Figura 5 c) percebe-se que as quantidades de NO_x^- já não diferiram entre os dois tratamentos com aplicação de dejetos em dose única, com (DLSU+IN) e sem (DLSu) inibidor, indicando que a dicianodiamida (DCD) já perdeu a capacidade de retardar a oxidação de NH_3 até NO_x^- pelas bactérias nitrificadoras. Isso pode ter ocorrido em função da dose relativamente baixa de DCD ($5,7 \text{ kg ha}^{-1}$) aplicada ao solo com o produto Agrotain Plus, associada à possibilidade de ter ocorrido a lixiviação do produto no perfil, já que a DCD é altamente solúvel em água (SINGH et al., 2008), e/ou a sua biodegradação, favorecida pela temperatura elevada do verão (IRIGOYEN et al., 2003). Não foram efetuadas amostragens de solo entre 15 e 28 dias, o que poderia permitir identificar com maior precisão o momento em que a DCD perdeu a sua eficácia em retardar a nitrificação do N amoniacal dos dejetos.

Na amostragem realizada 35 dias após a aplicação dos dejetos no milho, a quantidade de NO_x^- do tratamento DLSu+IN foi significativamente maior do que aquela do tratamento DLSu na camada superficial, embora os dois tratamentos não tenham diferido em profundidade (Figura 5 d). A absorção NO_3^- pela cultura do milho, associada à ocorrência de chuvas (37,4 mm, Tabela 2) entre as amostragens realizadas entre 35 e 40 dias, devem ter sido as causas responsáveis pela redução da quantidade de NO_x^- na camada superficial e pelo seu aumento na camada mais profunda, onde foram encontrados aproximadamente $55 \text{ kg de N-NO}_x^- \text{ ha}^{-1}$ nos dois tratamentos com aplicação dos dejetos em dose única (Figura 5 f).

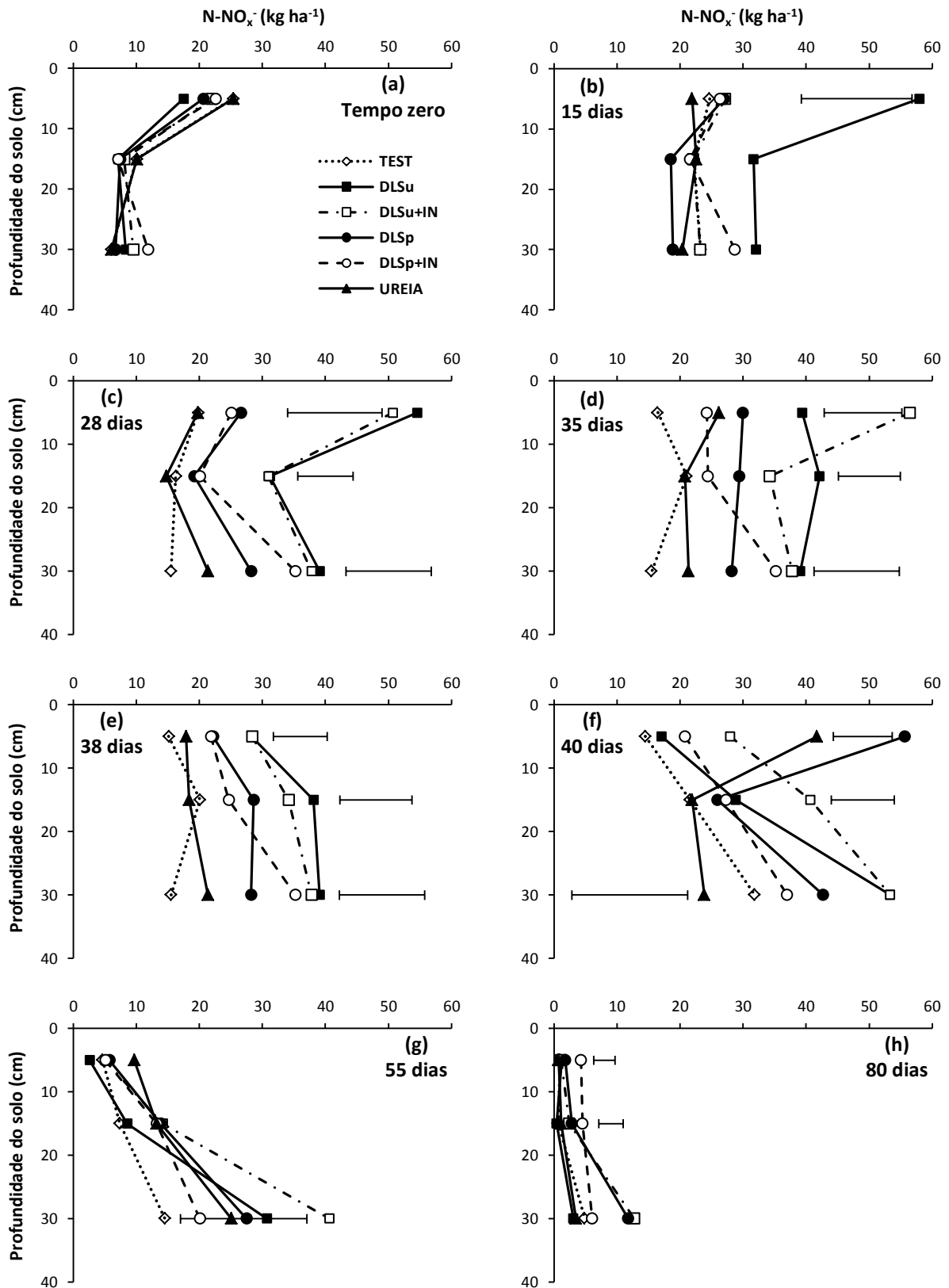


Figura 5 – Evolução de N nítrico ($N-NO_x^-$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 15, 28, 35, 38, 40, 55 e 80 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do milho. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 35 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).

Mesmo aos 55 dias (Figura 5g) após a aplicação dos dejetos, no estágio de elevada demanda de N mineral pelo milho, a quantidade de NO_x^- dos dois tratamentos com dose única de dejetos na camada de 0-40 cm ainda superou aquela do tratamento testemunha. Embora isso indique um maior potencial de lixiviação de NO_3^- com a aplicação dos dejetos em dose única, tanto na presença como na ausência do inibidor de nitrificação, não é possível afirmar que o NO_3^- encontrado na camada mais profunda do perfil aos 55 dias irá atingir o lençol freático causando a sua contaminação. Isso irá depender da capacidade do sistema radicular do milho em absorver esse NO_3^- em profundidade.

Esse conjunto de resultados, relativos à distribuição do NO_x^- nos primeiros 40 cm do solo, indicam que a adição de dicianodiamida (DCD) aos dejetos de suínos para inibir a nitrificação do N amoniacal presente nestes reduz a quantidade de NO_3^- no perfil, embora esse efeito seja efêmero. Na dosagem utilizada e nas condições experimentais do presente trabalho a sua duração foi inferior a 28 dias. Assim, a estratégia de aplicar os dejetos de suínos juntamente com DCD não reduziu a percolação de NO_x^- na camada 0-40 cm do solo, em relação ao uso dos dejetos sem DCD. Todavia, o retardamento da nitrificação nos primeiros 15 dias após a aplicação dos dejetos (Figura 5b) tem consequências positivas importantes do ponto de vista ambiental, já que a menor concentração de NO_x^- no solo nesta fase resulta em emissões de N_2O para a atmosfera significativamente menores do que o uso dos dejetos sem DCD, conforme demonstrado por Schirmann (2012) neste mesmo experimento. Para aliar esse efeito da DCD na redução da emissão de N_2O , à redução da percolação de NO_x^- no perfil do solo, parece que o aumento da dose de inibidor no verão, quando da aplicação dos dejetos no milho, é uma estratégia interessante e que deve ser investigada em trabalhos futuros.

Quanto à comparação entre aplicar os dejetos em dose única ou parcelada no milho observa-se que a aplicação parcelada proporcionou quantidades de NO_x^- no perfil do solo intermediárias aos tratamentos em que os dejetos foram aplicados em dose única, em pré-*semeadura*, e o tratamento testemunha. Com a aplicação dos dejetos em cobertura aos 34 dias da aplicação de DLS em pré-*semeadura* e a análise do solo aos 40 dias (Figura 5 f), observa-se que o uso de DCD resultou em quantidades de NO_x^- na camada superficial cerca de 2,75 vezes menores do que na aplicação parcelada dos dejetos e sem DCD. Novamente, a ausência de amostragem no perfil do solo entre 40 e 55 dias, impede a avaliação do deslocamento do NO_x^- nestes período. Embora se observe a tendência da aplicação parcelada em reduzir as quantidades de NO_x^- na camada 0-40 cm, em relação à aplicação em dose única, não é possível indicá-la como estratégia para redução no potencial de lixiviação de NO_3^- quando da aplicação de dejetos de suínos no milho.

No trigo, apesar da menor frequência de coletas de solo em relação ao milho, é possível verificar que o comportamento do NO_x^- (Figura 6) seguiu um padrão similar ao observado no milho, com a aplicação dos dejetos em dose única e sem DCD (DLSu) resultando em acúmulo de NO_x^- na camada superficial na fase inicial do experimento e a sua rápida percolação no perfil onde, aos 29 dias, a quantidade de NO_x^- na camada 20-40 cm superou aquela do tratamento testemunha em aproximadamente 10 kg N ha^{-1} (Figura 6d).

Como a aplicação do inibidor de nitrificação, juntamente com os dejetos em dose única (DLSu+IN), praticamente não se observa produção e deslocamento de NO_x^- até os 14 dias. Porém dos 14 aos 29 dias a quantidade de NO_x^- na camada superficial aumentou em aproximadamente 20 kg N ha^{-1} . Além desse acúmulo de NO_x^- observado na camada 0-10 cm, observa-se que houve também transferência de NO_x^- para a camada 20-40 cm, já que a quantidade de NO_x^- desta camada aumentou de 18 kg N ha^{-1} aos 14 dias (Figura 6 c) para 28 kg N ha^{-1} aos 29 dias (Figura 6d). Esse deslocamento do NO_x^- até a camada 20-40 cm deve ter sido proporcionado pela ocorrência de três chuvas no período, cujo volume totalizou 85 mm (Figura 2a).

No período entre 29 e 54 dias as quantidades de NO_x^- diminuíram em todos os tratamentos e camadas do solo, como consequência da sua absorção pelo sistema radicular do trigo e/ou pela sua transferência para camadas inferiores a 40 cm do solo. É provável que essa percolação de NO_x^- nesse período tenha sido pequena ou mesmo nula. Isso porque de 29 até 40 dias não houve drenagem no solo, já que ocorreu apenas uma chuva inferior a 05 mm e de 40 até 54 dias houve apenas uma chuva de maior intensidade (40 mm) aos 49 dias (Figura 2a). Quando foi feita a segunda aplicação de ureia e de dejetos nos tratamentos com aplicação parcelada, aos 54 dias, a quantidade de NO_x^- em todos os tratamentos e camadas de solo avaliadas era inferior a 10 kg N ha^{-1} (Figura 6e). Não foi possível inferir sobre as quantidades e o deslocamento do N aplicado em cobertura no trigo, já que a única amostragem de solo foi realizada apenas 11 dias após a aplicação. A elevada demanda de N pelo trigo naquele estágio de desenvolvimento e a ocorrência de quatro chuvas, cujo volume totalizou cerca de 100 mm no período de 54 a 65 dias (Figura 2a) fizeram com que as quantidades de NO_x^- aos 65 dias (Figura 6f) fossem inferiores a 5 kg N ha^{-1} em todos os tratamentos e camadas de solo. Apesar disso, observa-se na figura 6f que o tratamento com ureia em cobertura foi aquele que, aos 65 dias, resultou em maiores quantidades de NO_x^- nas três camadas de solo avaliadas.

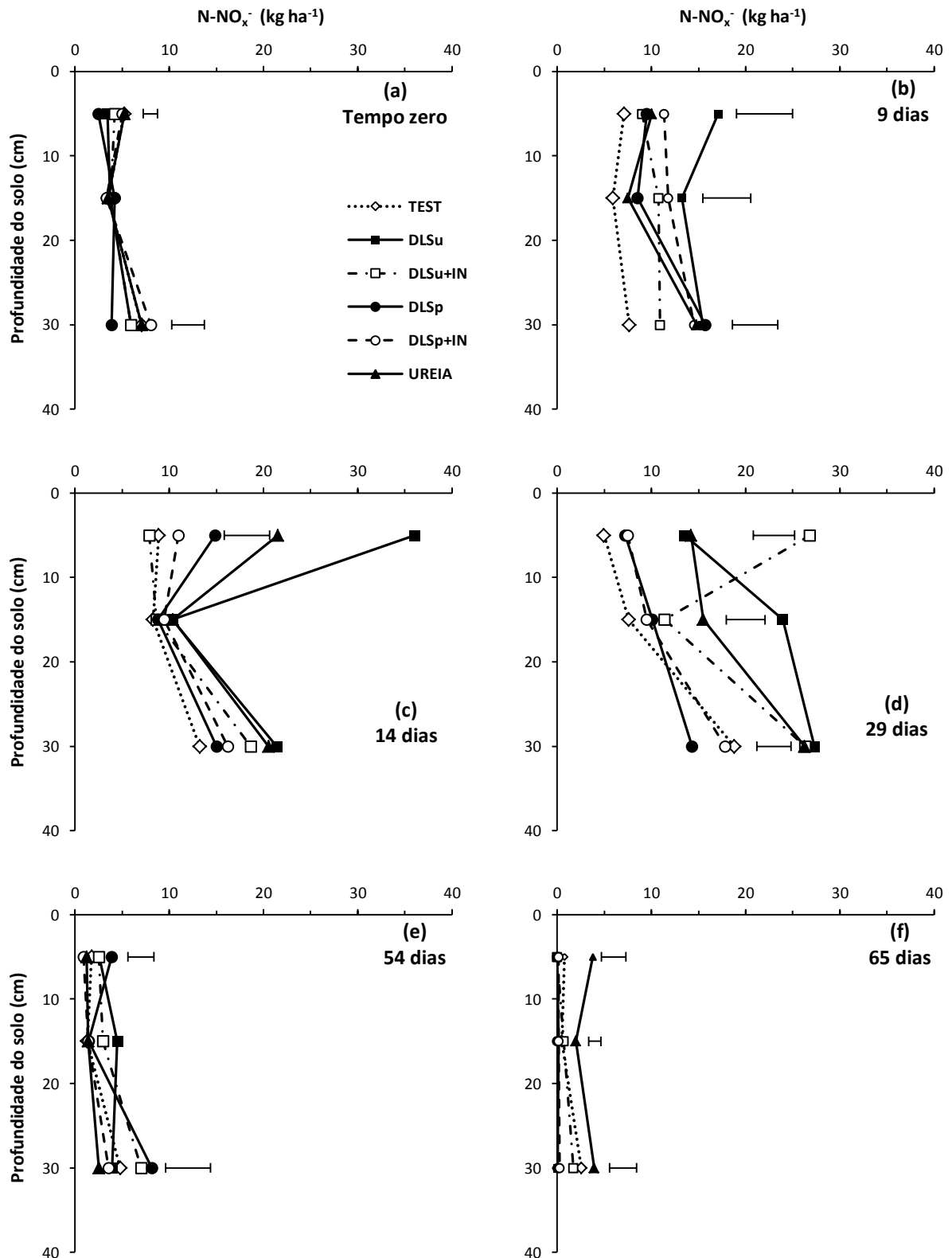


Figura 6 – Evolução de N nítrico ($N-NO_x^-$) em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm) no início (tempo zero) e após 9, 14, 29, 54 e 65 dias da aplicação dos tratamentos na cultura do trigo. TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, aos 54 dias); IN, inibidor de nitrificação. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (LSD 0,05).

3.3 Quantidades de N inorgânico no perfil do solo

O efeito dos tratamentos sobre as quantidades de N mineral total do solo durante os primeiros 80 dias no milho e 65 dias no trigo é mostrado nas figuras 7a e 7e, onde se observa que houve diferenças significativas entre os tratamentos em todas as amostragens realizadas. Descontando, em cada data de avaliação, a quantidade de N inorgânico do tratamento testemunha dos tratamentos com aplicação de dejetos e de ureia, é possível estimar as quantidades de N mineral provenientes dos tratamentos com aplicação de N. O resultado deste cálculo, denominado no presente trabalho de delta N inorgânico total (ΔNit), e mostrado na figura 7b indica que, para o milho, a maior quantidade de N inorgânico total presente no solo até a adubação de cobertura foi proporcionada pelos dois tratamentos com dejetos em dose única, sem diferenças entre aplicar ou não o inibidor de nitrificação. Ao final do primeiro mês após a aplicação dos dejetos, as quantidades de Nit nestes dois tratamentos já eram inferiores a 30 kg N ha^{-1} .

Analisando conjuntamente a variação líquida das quantidades de N inorgânico total (Figura 7 b), NH_x (Figura 7c) e NO_x^- (Figura 7 d) percebe-se que, apesar de aumentar a quantidade de N durante o primeiro mês, a aplicação da dose total dos dejetos em pré-semeadura resulta em baixos valores de N inorgânico, principalmente de NH_x (Figura 7c) no período de maior demanda de N pelo milho. Por isso, parece que com o parcelamento da dose recomendada de dejetos, aplicando 1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura, o fornecimento, tanto de NH_x (Figura 7c) como, principalmente de NO_x^- (Figura 7d) ocorre em maior acordo com a curva de demanda em N do milho do que a aplicação dos dejetos em dose única, na pré-semeadura.

Comparando os tratamentos com aplicação ou não de DCD em cada modalidade de uso dos dejetos (dose única e parcelada) se percebe que o uso do inibidor não alterou significativamente a variação líquida do N inorgânico total (Figura 4b). Todavia, o uso do inibidor quando os dejetos foram aplicados em dose única aumentou a quantidade de NH_x nos primeiros 30 dias (Figura 7c) e apresentou uma tendência em aumentar a quantidade de NO_x^- após este período (Figura 7d). A aplicação dos dejetos em cobertura, associada ao inibidor de nitrificação, não afetou a quantidade de NH_x e reduziu a quantidade de NO_x^- em duas das quatro amostragens realizadas. No trigo (Figuras 7e, 7f, 7g e 7h) a tendência dos resultados é a mesma observada para o milho, tanto no que se refere ao parcelamento dos dejetos quanto ao uso do inibidor de nitrificação.

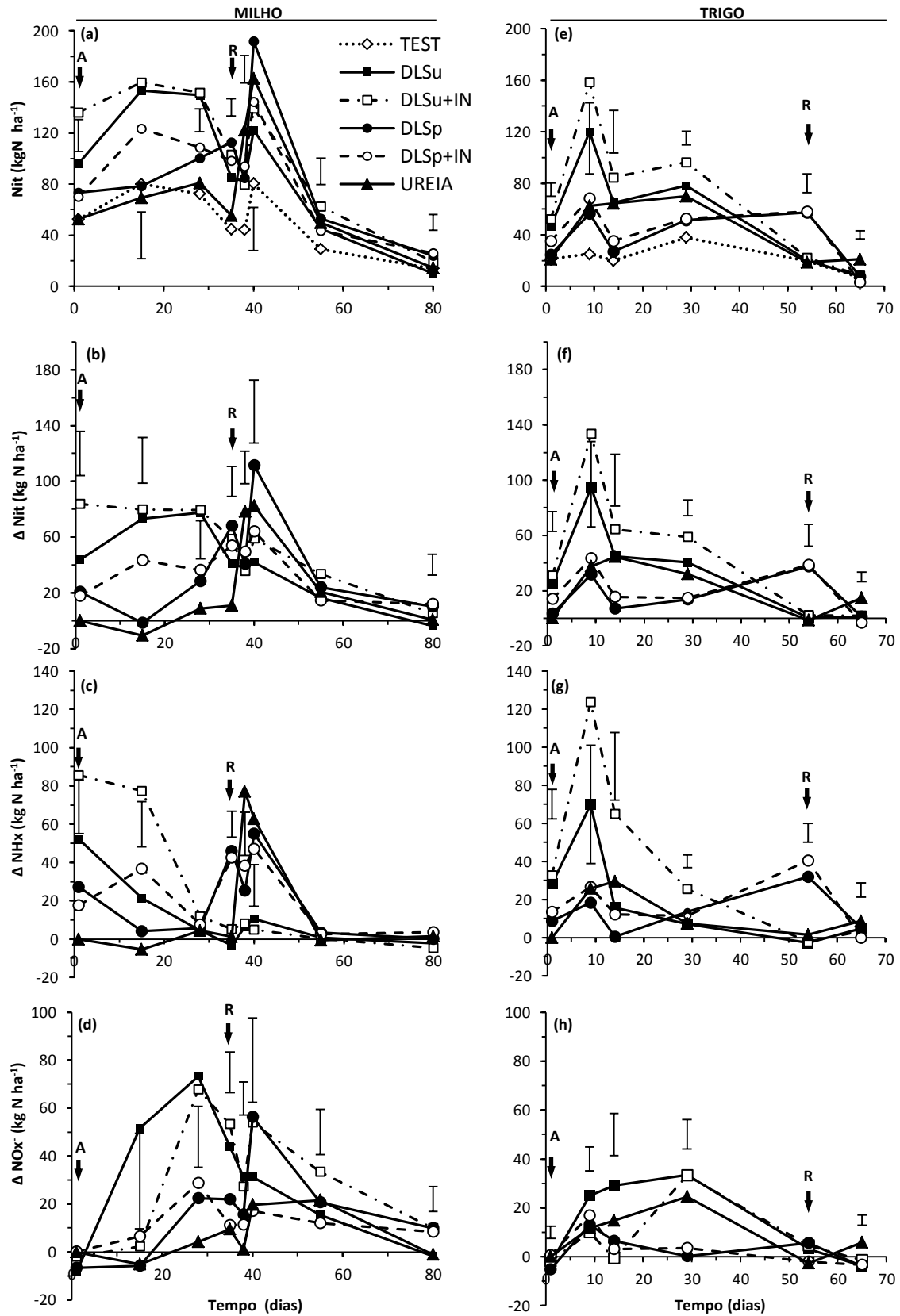


Figura 7 – Quantidade de nitrogênio inorgânico total (Nit) e valores de delta (Δ) Nit, Δ N amoniacal (NH_x) e Δ N nítrico (NO_x^-) no solo (0-40 cm) após aplicação (A) e reaplicação (R) de tratamentos no milho (a, b, c e d) e no trigo (e, f, g e h). TEST, testemunha; DLSu, dejetos líquidos de suíno aplicados em dose única; DLSp, dejetos aplicados em doses parceladas (1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura); IN, inibidor de nitrificação. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias dos tratamentos (LSD 0,05).

Esse conjunto de resultados indica que o parcelamento da dose recomendada de dejetos e o uso da dicianodiamida para inibir a nitrificação do N amoniacal destes são estratégias que podem fornecer N em maior sincronia com a demanda deste nutriente tanto pelo milho quanto pelo trigo, além de reduzir o potencial de perdas de NO_x^- para o ambiente. Os resultados obtidos indicam que uma alternativa interessante para melhorar esses aspectos, especialmente a manutenção do N na forma de amônio por período prolongado no solo, consiste em testar o aumento da dose de DCD a ser misturada aos dejetos no momento da sua aplicação no campo e o uso de outros inibidores do processo de nitrificação.

4 CONCLUSÕES

Com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, em dose única ou parcelada, juntamente com inibidor de nitrificação (DCD) no solo pode-se concluir que:

- 1) O processo de nitrificação foi inibido parcialmente pelo uso de DCD, permitindo a manutenção de teores elevados de NH_x no solo durante os primeiros 15 dias após a aplicação dos dejetos de suínos;
- 2) O parcelamento da dose de dejetos permite que o nitrogênio inorgânico do solo fique disponível por maior período para absorção de N pelo milho e pelo trigo, na camada 0-40 cm, do que quando a aplicação dos dejetos é realizada em dose única;
- 3) A estratégia conjunta de aplicar DCD e parcelar a dose de dejetos recomendada ao milho e ao trigo reduz o potencial de perdas de NO_x^- por percolação.

5 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. **Pesq. agropec. bras.**, 42: 95-102, 2007.

CHANTIGNY, M. H.; et al. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **J. Environ. Qual.**, v. 36: 1864-1872, 2007.

DI, H. J.; CAMERON, K. C. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures?. **Soil Use and Management**. v. 28: 54-61. 2012.

DI, H. J.; CAMERON, K. C. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 109: 202-212, 2005.

DOSCH, P.; GUTSER, R. Reducing N losses (NH_3 , N_2O , N_2) and immobilization from slurry through optimized application techniques. **Fertilizer Research**, 43: 165-171, 1996.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006, 306 p.

FERM, M. et al. Emission of NH_3 and N_2O after spreading of pig slurry by broadcasting or band spreading. **Soil Use and Management**, 15: 27-33, 1999.

IRIGOYEN, I. et al. Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. **Australian Journal of Soil Research**, 41: 1177-1183, 2003.

KIM, D. G.; SAGGAR, S.; ROUDIER, P. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soil: a meta-analysis. **Nutr Cycl Agroecosyst**. Published online: DOI 10.1007/s10705-012-9498-9. 2012.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. Wall-map 150 cm x 200 cm.

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**. 121: 383-394, 2007.

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**. 65: 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 Soil**. 284: 351-361. 2006b.

MOIR, J. L.; CAMERON, K. C.; DI, H. J. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on soil mineral N, pasture yield, nutrient uptake and pasture quality in a grazed pasture system. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 111-120, 2007.

MONACO, S. et al. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, v. 150: 65-73, 2012.

NYORD, T.; HANSEN, M. N.; BIRKMOSE, T. S. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, Published online: DOI: 10.1016/j.agee.2013.01.002. 2012.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 857-865, 2003.

ROCHETTE, P.; et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residue. **Canadian Journal of Soil Science**. 81: 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 Agroecosystem**, v. 84, p. 71-80, 2009.

SCHIRMANN, J. **Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e ao trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

SCHRÖDER, J. J. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer-N on the yield of silage maize in a slurry-based cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 53: 209-218, 1999.

SINGH, J. et al. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. **Developments in Soil Science**, 32: 329-362, 2008.

SMITH, E. et al. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 87, p. 469-477, 2007.

SUBBARAO, G. V.; et al. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems – Challenges and opportunities. **Crit. Rev. Plant Sci.**, 25: 303-335, 2006.

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.; et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

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

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

WILLIAMSON, J. C. et al. Reducing nitrogen leaching from dairy farm effluent irrigated pasture using dicyandiamide: a lysimeter study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 81-88, 1998.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSET, 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**, 136: 236-246, 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.

DISCUSSÃO GERAL

As taxas elevadas de volatilização de amônia observadas logo após a aplicação de dejetos de suínos ao solo nos tratamentos com dose única de dejetos, tanto na cultura do milho quanto do trigo, reforçam a ideia de que a concentração de N e o pH do solo estão entre os principais fatores relacionados a esse evento (SØGAARD et al., 2002). Inclusive, esses fatores podem ter apresentado maior efeito sobre a volatilização de NH_3 do que a temperatura e outros fatores abióticos, visto que a temperatura média no dia da aplicação dos dejetos no verão (16,2 °C), no cultivo de milho, foi 4,4 °C maior do que a média do dia da aplicação no inverno (11,8 °C), no trigo. Era de se esperar, portanto, que o pico inicial de volatilização de amônia no milho fosse maior do que no trigo, já que também foi adicionado mais N amoniacal na primeira cultura. Todavia ocorreu o contrário com uma taxa de volatilização de amônia 66 % maior (Figura 3a e 3c, ARTIGO I) nas primeiras três horas após aplicação de dejetos na cultura do trigo.

A elevada taxa de volatilização de amônia nas primeiras horas no cultivo do trigo não se refletiu na perda acumulada de N por volatilização de NH_3 . Pelo contrário, foram perdidos 1,9 kg ha⁻¹ a mais de N- NH_3 no milho do que no trigo, após aplicação de dejetos líquidos de suínos, na média das doses única com e sem IN, em pré-semeadura de cada cultura (Tabela 1), provavelmente atreladas às maiores temperaturas detectadas no verão.

Para equacionar as perdas totais de amônia quando os dejetos líquidos de suínos foram aplicados parceladamente é necessário considerar tanto as perdas iniciais, após aplicação de 1/3 da dose, quanto às perdas finais, na reaplicação dos dejetos, considerando os 2/3 do volume restante. Com a soma dessas duas aplicações parceladas de dejetos (adição de 1/3 + 2/3 da dose de dejetos), a emissão acumulada de NH_3 foi elevada e não diferiu dos tratamentos com aplicação única dos dejetos, em ambas as culturas (Tabela 4, ARTIGO I). Ou seja, o efeito real de perda de N por volatilização de amônia esteve atrelado às doses de dejetos que foram utilizadas no estudo, sendo a quantidade total de N aplicada ao solo a definidora do total de N perdido na forma gasosa de NH_3 .

De forma similar, o uso de inibidor de nitrificação (IN) dicianodiamida (DCD) não afetou a volatilização de amônia em momento algum do experimento, independente da cultura avaliada. Esse aspecto reforça a importância de utilizar o inibidor para preservar o nitrogênio no solo na forma amoniacal, já que esta é facilmente absorvida e rapidamente assimilada por

plantas e também por microrganismos e possui menor risco de provocar contaminação ambiental do que as formas nítricas de N, devido à presença de carga positiva na molécula de amônio (NH_4^+) e a interação que possui com os coloides do solo, geralmente com carga líquida negativa o que permite adsorção desse cátion no solo.

Tabela 1 – Transformações do nitrogênio amoniacal adicionado ao solo com dejetos líquidos de suínos (DLS), nas culturas de milho e trigo, e percentuais de N amoniacal (NH_x) remanescentes no solo aos 15 e 14 dias, respectivamente, após aplicação de DLS.

Cultura	Tratamento	NH_{xi}^\dagger	Transformações no nitrogênio				N amoniacal no solo	
			$\frac{\text{Perda de N}}{\Delta \text{NH}_3}$	ΔNit	$\frac{\Delta \text{NH}_3}{\Delta \text{Nit}}$	NH_{xr}	$\frac{\Delta \text{NH}_x}{\Delta \text{Nit}}$	$\frac{\text{NH}_x}{\text{NH}_{xi}}$
			----- kg N ha ⁻¹ -----				----- % -----	
Milho	DLSu*	120	13,4	73,1	86,5	-33,5	29,4	17,9
	DLSu+IN	120	11,5	79,6	91,1	-28,9	97,1	64,4
	DLSp	40	4,0	-1,5	2,5	-37,5	-	-
	DLSp+IN	40	3,9	43,2	47,1	7,1	85,0	91,8
Trigo	DLSu	102	10,4	44,9	55,3	-46,7	35,2	15,5
	DLSu+IN	102	10,8	64,5	75,3	-26,7	100,0	63,2
	DLSp	33	5,1	6,9	12,0	-21,0	5,8	1,2
	DLSp+IN	33	5,1	15,5	20,6	-12,4	78,7	37,0

*DLSu, dejeito líquido de suínos aplicado em dose única ao solo; DLSp, dejeito aplicado em dose parcelada; IN, inibidor de nitrificação. $^\dagger \text{NH}_{xi}$, N amoniacal aplicado com DLS no início do experimento; ΔNH_3 , perda acumulada de N por volatilização de amônia em cada tratamento, descontado da testemunha; ΔNit , teor no solo de N inorgânico total subtraído do valor da testemunha; NH_{xr} , N amoniacal remanescente no solo [$= \Sigma (\Delta \text{NH}_3 + \Delta \text{Nit}) - \text{NH}_{xi}$]; NH_x , N amoniacal.

Os teores de nitrogênio inorgânico total (Nit), descontados da testemunha (ΔNit), detectados no solo após aplicação de dejetos de suínos durante experimento com milho e trigo (Figuras 7b e 7f, ARTIGO II) foram usados para verificar as transformações que ocorreram com o N amoniacal aplicado ao solo desde a pré-semeadura até 15 dias de experimento de cada cultura. Nota-se, na tabela 1, que houve déficit de N no solo ao considerar o N amoniacal remanescente ($\text{NH}_{x\text{reman.}}$) no solo após 15 dias da aplicação dos dejetos. Em quase todos os

tratamentos, exceto para o uso de inibidor de nitrificação junto com o parcelamento da dose de dejetos (DLSp+IN) no milho, e em ambas culturas esse déficit entre a soma da quantidade de amônia volatilizada com o nitrogênio inorgânico total detectado no solo, considerando os seus teores líquidos (Equação 1), para o N amoniacal aplicado ao solo no início do experimento (NH_{xi}) foi superior a 12 kg ha^{-1} . Outros processos, não avaliados neste estudo, como a desnitrificação, a imobilização microbiana e a absorção pelas plantas, especialmente na cultura do trigo que foi semeada dois dias após aplicação dos dejetos, podem ser os responsáveis pelo consumo desse N. Também, poderia ser considerado a possibilidade de ter havido subestimação dos teores de NH_3 emitidas para atmosfera, devido ao uso do método de câmaras estáticas semiabertas para avaliar a emissão desse gás. Um outro processo que, no entanto, neste estudo não deve ser considerado para explicar o déficit de N amoniacal no solo é a percolação do N no perfil do solo, pois os valores de N inorgânico aqui considerados se referem a coleta de solo, em diferentes camadas, até 40 cm de profundidade. É impossível que o N aplicado na superfície do solo, e sobre palhadas de aveia e milho, seja capaz de infiltrar para além de 40 cm de profundidade do solo em apenas 15 dias e com precipitação máxima, nesse intervalo, de 55,4 mm no milho e 23,8 mm no trigo (Figuras 1a e 2a, no ARTIGO II, respectivamente).

$$NH_{xreman.} = \Sigma (\Delta NH_3 + \Delta Nit) - NH_{xi} \quad (1)$$

No milho, o tratamento DLSp+IN foi o único que manteve no solo quantidade de N similar ao que havia sido aplicado com os dejetos líquidos de suínos, em pré-semeadura, ocorrendo inclusive um excedente de $7,1 \text{ kg ha}^{-1}$. Além do N que foi preservado no solo e da emissão inferior a 4 kg ha^{-1} de NH_3 para atmosfera, tanto pela aplicação de menor dose de dejetos quanto pelo uso do inibidor, possivelmente tenha ocorrido mineralização do N dos dejetos, baixa desnitrificação e ausência de escoamento superficial pela quantidade elevada de palha sobre o solo e baixa de precipitação pluviométrica. Entretanto não houve repetição desse efeito no trigo. Nesse caso único, supõe-se que tenha ocorrido eficácia do IN em manter o N amoniacal no solo por mais tempo. Contudo, os teores de nitrogênio inorgânico total consideram a soma das formas amoniacais e nítricas de N no solo, não devendo ser levado em conta, diretamente, para avaliar o efeito do IN. Para isso, o percentual de N amoniacal é capaz de refletir exatamente a eficiência do inibidor.

Na tabela 1, ao comparar o percentual de N amoniacal (NH_x) em relação ao total de nitrogênio inorgânico líquido (ΔNit) detectado em 40 cm de solo e ao total de N amoniacal

que foi aplicado com os dejetos de suínos no início do experimento (NH_{xi}) nota-se o efeito do inibidor de nitrificação. O DCD manteve quase cem por cento (97 %) do Nit na forma amoniacal em 15 dias do experimento com milho e exatos 100 % no trigo, quando os dejetos foram aplicados em dose única junto do inibidor, ou seja, o IN inibiu totalmente o processo de nitrificação nesse tratamento.

O inibidor de nitrificação foi capaz, ainda, de preservar durante 15 dias, em média, aproximadamente 64 % do N que havia sido aplicado com os dejetos de suínos no tratamento DLSu no milho e no trigo. Com o parcelamento da dose de dejetos esse percentual variou, de apenas 37 % no trigo para 92 % no milho. As razões que levaram a essa oscilação na eficiência do IN, entre as culturas, somente na aplicação parcelada não puderam ser bem explicadas neste trabalho, o que dá ênfase a importância de estudos futuros que congreguem o parcelamento da dose de dejetos de suínos com o uso de inibidor de nitrificação.

CONCLUSÃO GERAL

O parcelamento da dose de dejetos líquidos de suínos (DLS) não afeta a volatilização total de amônia na cultura do milho e do trigo. Embora na aplicação em pré-semeadura de 1/3 da dose de dejetos a emissão de NH_3 seja inferior à dose completa (única) de dejetos, esse efeito torna-se nulo na mitigação da volatilização quando os outros 2/3 da dose são aplicados em cobertura.

O inibidor de nitrificação (IN) dicianodiamida (DCD), quando aplicado junto aos dejetos líquidos de suínos, preserva o N amoniacal dos dejetos no solo e, mesmo assim, não afeta a volatilização de amônia.

O uso conjunto de IN com dejetos líquidos de suínos, aplicados em doses parceladas, é uma excelente alternativa técnica para disponibilizar N, na forma amoniacal, no solo às culturas agrícolas justamente quando há maior demanda desse nutriente, sem provocar impactos nas perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e, ainda, sendo capaz de retardar o aparecimento de nitrato e o deslocamento deste no perfil do solo.