

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

Felipe Tonetto

**EMISSIONES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
DE BOVINOS NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA NA SUCESSÃO
TRIGO/MILHO EM PLANTIO DIRETO**

**Santa Maria, RS
2016**

Felipe Tonetto

**EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
DE BOVINOS NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA NA SUCESSÃO
TRIGO/MILHO EM PLANTIO DIRETO**

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

Orientador: Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS
2016**

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

Tonetto, Felipe

Emissões de amônia e óxido nitroso após aplicação de dejetos de bovinos na semeadura e ureia em cobertura na sucessão trigo/milho em plantio direto / Felipe Tonetto.- 2016.

67 f.; 30 cm

Orientador: Celso Aita

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2016

1. Injeção de dejetos 2. perdas de nitrogênio 3. efluente da bovinocultura de leite 4. N₂O 5. dicianodiamida I. Aita, Celso II. Título.

Felipe Tonetto

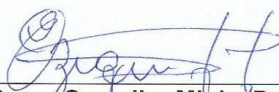
**EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
DE BOVINOS NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA NA SUCESSÃO
TRIGO/MILHO EM PLANTIO DIRETO**

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

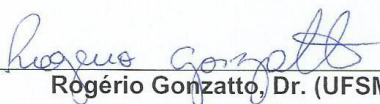
Aprovado em 25 de novembro de 2016:



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



Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)



Rogério Gonzatto, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2016

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado a vida, por ter me guiado e pela sua proteção. Agradeço a ele também todas as coisas que ocorrem em minha vida e por tudo o que possuo.

Aos meus pais, Helvio e Celia, pelos conselhos, sugestões, carinho e todo o apoio que me deram em minha vida. Ao meu irmão, Gilnei, pelo seu apoio, amizade e companheirismo em minha jornada.

Ao professor e orientador Celso Aita, pela orientação, conselhos, compreensão e pelo exemplo de dedicação e responsabilidade com a pesquisa.

Ao Ezequiel e ao Gonzatto por aceitarem fazer a avaliação do trabalho e por suas contribuições para a melhoria deste e de trabalhos futuros.

Ao PPGCS/UFSM pela oportunidade de realizar o curso de Mestrado, pelo conhecimento que me foi transmitido e por tudo que aprendi em cada momento do curso.

Aos demais professores do PPGCS, pelos ensinamentos, exemplos e auxílios durante as disciplinas e demais atividades no curso de Mestrado nesse período.

Aos colegas do LABCEN, pelo auxílio nas tarefas do laboratório, pelo aprendizado e pela amizade, nesses dois anos de convivência e pelos bons momentos de trabalho, diversão e lazer nessa fase da minha vida.

Aos funcionários de campo do Departamento de solos pelo auxílio na execução das atividades de campo e de laboratório.

Um agradecimento especial ao Gonzatto, Stefen Barbosa Pujol e Rafael da Rosa Couto pelo auxílio e ensinamentos nesta etapa da minha vida.

A todos que de uma forma ou de outra colaboraram para a conclusão deste trabalho.

A todos, muito obrigado!

A maior recompensa para o trabalho do homem
não é o que ele ganha com isso, mas o que ele
se torna com isso.

(John Ruskin)

RESUMO

EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO EM PLANTIO DIRETO

AUTOR: Felipe Tonetto

ORIENTADOR: Celso Aita

A distribuição dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) na superfície do solo em plantio direto pode resultar na emissão para a atmosfera de amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O), com reflexos negativos tanto do ponto de vista agrônômico quanto ambiental. A magnitude destas emissões pode reduzir os benefícios esperados com o uso agrícola dos dejetos como fonte de nitrogênio (N) às culturas. O objetivo do trabalho foi avaliar a emissão de N_2O e NH_3 em função do modo de aplicação dos DLB no solo, em superfície ou injetado, com e sem o uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) na semeadura, associado com a aplicação de ureia em cobertura. O trabalho foi desenvolvido na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico. O delineamento experimental foi blocos ao acaso com 4 repetições. Os tratamentos foram os seguintes: T1- Testemunha, sem aplicação de fertilizantes; T2- Adubação mineral (NPK) aplicada na superfície do solo + ureia em cobertura (NPK + U); T3- DLB na superfície do solo + ureia em cobertura (DLBs + U); T4- DLB com DCD na superfície do solo + ureia em cobertura (DLBs + DCD + U); T5- DLB injetado no solo + ureia em cobertura (DLBi + U) e T6- DLB com DCD injetado no solo + ureia em cobertura (DLBi + DCD + U). Os tratamentos foram aplicados no trigo e reaplicados no milho. A emissão de N_2O foi avaliada usando câmaras estáticas, desde a aplicação dos tratamentos no trigo até 22 dias após a colheita do milho, totalizando 364 dias de avaliação. A amônia foi avaliada no trigo através de câmaras semi-abertas estáticas e no milho através de coletores semi-abertos. A injeção dos DLB em pré-semeadura no trigo e no milho, com aplicação de ureia em cobertura, aumentou a emissão anual de $\text{N-N}_2\text{O}$ em 2.198 g ha^{-1} (56%), em relação ao modo tradicional de uso da ureia nas culturas, aplicando-se 1/3 do N na semeadura e 2/3 em cobertura. A adição de DCD aos DLB não afetou a emissão anual de N_2O quando os DLB foram aplicados na superfície do solo em pré-semeadura do trigo e do milho, porém reduziu a emissão anual em 39% quando os DLB foram injetados, não diferindo do tratamento com uso exclusivo de ureia. Os resultados do estudo indicam que a menor emissão de N_2O ocorreu com o uso combinado de DCD aos DLB antes da sua injeção no solo, na pré-semeadura das culturas. A volatilização acumulada de NH_3 nos tratamentos em que os dejetos de bovinos foram aplicados em pré-semeadura associados à aplicação de ureia em cobertura não diferiu do modo tradicional de uso exclusivo de ureia nas culturas. Os resultados indicam que o fator de emissão de N_2O e NH_3 preconizado pelo IPCC está superestimado para a aplicação de dejetos de bovinos e ureia no trigo e no milho no Rio Grande do Sul.

Palavras chaves: Injeção de dejetos, perdas de nitrogênio, efluente da bovinocultura de leite, N_2O , dicianodiamida, NH_3 .

ABSTRACT

AMMONIA AND NITROUS OXIDE EMISSIONS AFTER DAIRY SLURRY APPLICATION IN NO-TILL WHEAT/MAIZE SOWING AND UREA SIDEDRESSED

AUTHOR: Felipe Tonetto

ADVISOR: Celso Aita

The application of dairy slurry (DS) to the soil surface in no-till can result in the ammonia (NH_3) and nitrous oxide (N_2O) emission to atmosphere, with negative repercussions both agronomical and environmentally. The magnitude of these emissions may reduce the expected benefits from the agricultural use of dairy slurry as a nitrogen (N) source to crops. The objective of this work was to evaluate the N_2O and NH_3 emission according to the method of DS application in soil (surface broadcast vs. shallow injection), with and without the use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) at sowing, associated with the application of urea sidedress. The work was developed in the experimental area of the Department of Soils of the Federal University of Santa Maria (UFSM), in a Hapludalf. The experiment was established in a randomized complete block design with four replications and plots with dimensions of 33 m^2 (5,5 m x 6 m). The treatments were: T1- Control; T2- Surface application of mineral fertilization in sowing and urea sidedress (NPK + U); T3- DS broadcast and urea (DSs + U); T4- DSs broadcast with DCD and urea (DSs + DCD + U); T5- DS injected and urea (DSi + U) and T6- DS injected with DCD and urea (DLBi + DCD + U). The N_2O evaluations were performed using static chambers and the ammonia was evaluated in the wheat through semi-open static chambers and in the corn through semi-open collectors. Dairy slurry injection in sowing increase N_2O emission in $2,198 \text{ g ha}^{-1}$ (56%) in relation to the traditional way of urea use, applying 1/3 of the N at sowing and 2/3 in sidedress. The DCD addition to dairy slurry did not affect the annual N_2O emission when the dairy manure was applied on the soil surface in sowing of wheat and corn, compare with exclusive use of urea. The results showed that the lower N_2O emission occurred with the use combined of DCD with dairy slurry before its injection into the soil, in sowing of the cultures. NH_3 cumulative emissions did not differ between the application of dairy manure in pre-sowing associated with sidedress urea from the traditional mode of exclusive use of urea. The results suggest that N_2O and NH_3 emissions factors preconized by IPCC are overestimated for dairy manure for Southern Brazil.

Keywords: slurry injection, nitrogen losses, dairy effluent, N_2O , dicyandiamide, NH_3 .

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1. Emissão de N_2O (a), concentrações de NH_4^+ (b) e NO_3^- (c) e espaço poroso saturado por água (EPSA) na camada 0-10 cm (d) após a aplicação dos tratamentos no trigo e no milho e durante o período pós-colheita (PC). NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetos líquidos bovinos aplicados em superfície; DLBi: dejetos líquidos bovinos injetados; DCD: dicianodiamida. Setas indicam o momento da aplicação dos tratamentos na semeadura (A), da adição de palha dentro das bases após a colheita do trigo (P), da aplicação de ureia em cobertura (U) e da colheita na maturação fisiológica (C).40

Figura 2. Emissão anual acumulada (a) e emissão anual acumulada líquida (b) de N_2O avaliadas durante os cultivos de trigo e milho e nos períodos pós-colheita (PC). NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetos líquidos bovinos aplicados em superfície; DLBi: dejetos líquidos bovinos injetados; DCD: dicianodiamida. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.41

ARTIGO II

Figura 1. Fluxos de amônia (NH_3) após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs), e injetados (DLBi) e NPK na pré-semeadura do trigo e do milho e ureia (U) em cobertura.....60

Figura 2. Volatilização acumulada de NH_3 após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs) e injetados (DLBi) na pré-semeadura do trigo e do milho e ureia (U) em cobertura.....61

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

- Quadro 1. Principais características dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e quantidades de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) aplicadas com os dejetos e com fertilizante mineral em cada cultura.37
- Quadro 2. Emissão acumulada de N-N₂O por período em cada cultura e nos períodos pós-colheita (PC).....38
- Quadro 3. Emissão acumulada de N-N₂O em cada cultura e no período pós-colheita (PC) e fator de emissão (FE) de N₂O.....39

ARTIGO II

- Tabela 1. Principais características dos dejetos líquidos de bovinos (DLB), dose de DLB e quantidades de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) aplicadas com os dejetos e com o fertilizante mineral em cada cultura.....57
- Tabela 2. Fator de emissão (FE) de amônia (NH₃) e amônia volatilizada após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs) e injetados (DLBi) e aplicação de ureia na semeadura das culturas (sem.) e em cobertura (cob.) na sucessão trigo/milho.....58
- Tabela 3. Média diária da temperatura do ar e velocidade do vento durante o período de avaliação da volatilização de amônia.59

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	14
2.1. HIPÓTESES.....	14
2.2. OBJETIVO	14
2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3. ARTIGO I – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO NO TRIGO E MILHO AFETADA PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA	15
3.1. RESUMO	15
3.2. INTRODUÇÃO	16
3.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
3.5. CONCLUSÕES.....	30
3.6. REFERÊNCIAS.....	31
4. ARTIGO II – VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA AFETADA PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS NA SEMEADURA DO TRIGO E DO MILHO E UREIA EM COBERTURA	42
4.1. RESUMO	42
4.2. INTRODUÇÃO	43
4.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	44
4.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.5. CONCLUSÃO	52
4.6. REFERÊNCIAS.....	53
5. DISCUSSÃO GERAL	62
6. CONCLUSÕES GERAIS	64
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui sua economia alicerçada no setor agropecuário, o qual em 2014 foi responsável por 23% do PIB total da economia brasileira, por 37% das exportações e por um terço de todos os empregos formais (MAPA, 2014). De 1960 a 2010, a produção brasileira de grãos aumentou 774%, enquanto a área do país ocupada pela agricultura passou de 22 milhões de hectares para 47,5 milhões (MAPA, 2014). Além da agricultura, a pecuária de forma intensiva, semi-confinada e confinada, também vem crescendo nos últimos anos no Brasil, sendo que no período de 2008 a 2016 a criação de bovinos de leite aumentou em 14%. No ano de 2015, o rebanho bovino em lactação no Rio Grande do Sul era de 1,5 milhões (IBGE, 2015), gerando em torno de 75 milhões de litros de dejetos líquidos.

A bovinocultura de leite apresenta diversos modelos de produção, que vão desde a manutenção das vacas no pasto e o seu recolhimento para a ordenha duas vezes ao dia, até o confinamento total e permanente das vacas em lactação. Em ambas as situações, com destaque para o confinamento total, são produzidas quantidades expressivas de dejetos, que necessitam de um destino final, já que a capacidade de estocagem dos mesmos nas propriedades é limitada. Os dejetos produzidos pelos animais em confinamento ou semi-confinados possibilitam a substituição parcial ou até mesmo total da adubação química e a ciclagem de macronutrientes, como o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K), servindo como fonte de nutrientes às culturas anuais e perenes, especialmente na grande maioria dos solos brasileiros que apresentam baixos teores destes nutrientes. Geralmente, a distribuição dos dejetos é feita nas áreas de pastagem e cultivos anuais, como o milho e o trigo. Todavia, com a forte expansão do sistema de plantio direto (SPD) no Sul do Brasil, a aplicação dos dejetos é realizada na superfície do solo, já que a mobilização deste para a incorporação dos dejetos é uma prática incompatível com o SPD. Esse modo de aplicação dos dejetos, sobre os resíduos culturais, apresenta impactos potencialmente negativos para o ambiente (SILVEIRA et al., 2011; TIMOFIECSYK et al., 2012, HOODA et al., 2000; LEIP et al., 2015). Em um Argissolo com aplicação de dejetos líquidos de bovinos em superfície, CIANCIO (2015) observaram aumento dos teores de N-mineral na solução escoada superficialmente e também percolada. Tais perdas de N podem acarretar na

eutrofização de corpos d'água superficiais e em subsuperfície. Além disso, a aplicação superficial de dejetos de animais resulta em perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) (ROCHETTE et al., 2001; MAGUIRE et al., 2011; AITA et al., 2014; HÄNI et al., 2015; MARLON, 2016).

Por ser um gás, a NH_3 pode ser rapidamente volatilizada, mesmo em condições normais de temperatura e pressão atmosférica (BASSO et al., 2004). Assim, com a aplicação dos dejetos líquidos de bovinos, provenientes da limpeza das instalações, parte do N pode ser perdida para a atmosfera na forma de NH_3 , sobretudo em condições de SPD, o que representa não apenas uma redução do potencial de fornecimento de N às culturas pelos dejetos, mas também a possibilidade de poluição ambiental, já que a NH_3 volatilizada pode reagir com substâncias presentes na atmosfera, retornando ao solo na forma de chuva ácida. Ao retornar para o solo, dependendo das condições climáticas, a NH_3 pode ser nitrificada e posteriormente desnitrificada, gerando óxido nitroso (N_2O), que é um gás de efeito estufa, com potencial de aquecimento global (PAG) cerca de 296 vezes superior ao dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2014). Cada kg de N- NH_3 que retorna ao solo depois de ser volatilizado poderá gerar indiretamente, via nitrificação/desnitrificação, a emissão para a atmosfera de 100 g de N- N_2O (IPCC, 2006).

Em diversos estudos, foi demonstrado que a incorporação e a injeção dos dejetos no solo reduzem as perdas de N na forma de amônia para a atmosfera. Em um Argissolo no sul do Brasil, com aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, GONZATTO (2012) observou que a injeção subsuperficial dos dejetos, na profundidade de 8 a 11 cm, reduziu as emissões de NH_3 em até 97,5%, em relação ao tratamento com aplicação superficial. No Reino Unido, PAHL et al. (2001) também observaram redução na emissão de NH_3 com a injeção dos dejetos de suínos na profundidade de 5 a 7 cm, em comparação à aplicação em superfície. As perdas de N por volatilização estão relacionadas a fatores intrínsecos do ambiente como a ação do vento, temperatura do ar (SOMMER et al., 1991), umidade e temperatura do solo (SMITH et al., 2000) e capacidade de troca de cátions (KIM et al., 2012). A redução na volatilização de N, quando os dejetos são injetados no solo, ocorre devido à redução da área superficial em contato com o ar, além da adsorção do amônio devido ao maior contato dos dejetos com solo (AITA et al., 2014).

O efeito positivo da injeção dos dejetos líquidos de animais no solo na redução da volatilização de NH_3 pode ser contrabalanceado pelo aumento nas emissões de N_2O , conforme constatado em trabalhos que compararam a injeção com a aplicação superficial de dejetos líquidos de bovinos (VELTHOF e MOSQUERA, 2011) e de suínos (AITA et al., 2014) em plantio direto de milho. Isso ocorre porque no sulco de injeção aumentam o espaço poroso saturado por água (EPSA) e as concentrações de carbono (C) solúvel e N disponível, o que favorece a produção de N_2O durante os processos microbianos de nitrificação e, principalmente, de desnitrificação (KLEIN et al., 1996; WEBB et al., 2010). Como a injeção apresenta essa tendência em aumentar a emissão de óxido nitroso, estudos vêm sendo realizados avaliando produtos que inibem a nitrificação para diminuir esse problema, sendo a dicianodiamida (DCD) o mais utilizado.

A DCD, que atua especificamente sobre as bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp., tem ação temporária na inibição da enzima amônia monooxigenase, que é responsável pela oxidação do amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) na primeira etapa da nitrificação (SINGH e VERMA, 2007). A DCD mostrou-se eficiente no controle da lixiviação do nitrato (CARNEIRO et al., 2011) e nas emissões de N_2O (SCHIRMANN, 2012; AITA et al., 2014; MARLON, 2016). No entanto, a eficiência e a duração da DCD na inibição da nitrificação dependem das condições ambientais, principalmente da temperatura (KELLIHER et al., 2008) e da umidade do solo, já que a DCD é solúvel em água e biodegradável. Assim, a utilização de inibidores de nitrificação precisa ser mais estudada para compreender sua dinâmica e efeito em condições subtropicais e com dejetos líquidos de bovinos. Isso porque, até o momento, o foco dos estudos realizados no sul do Brasil foi dado aos dejetos líquidos de suínos.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1. HIPÓTESES

a) Injetando no solo parte do N recomendado ao trigo e milho com os DLB juntamente com o inibidor de nitrificação DCD no momento da semeadura e complementando a dose de N com ureia em cobertura é possível reduzir as emissões de N_2O em relação ao uso exclusivo de ureia na semeadura e cobertura.

b) A injeção dos DLB no momento da semeadura associada à aplicação de ureia em cobertura reduz a volatilização de NH_3 em relação à aplicação dos DLB em superfície na semeadura com ureia em cobertura e também à aplicação exclusiva de ureia na semeadura e cobertura.

2.2. OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do modo de aplicação dos DLB (injeção x aplicação superficial) na semeadura, com e sem adição de dicianodiamida (DCD), e da complementação com ureia em cobertura, sobre as emissões de NH_3 e N_2O na sucessão trigo/milho em plantio direto.

2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Comparar as emissões anuais de N_2O entre dois métodos de aplicação dos DLB, injetado e em superfície, na semeadura do trigo e milho com e sem adição de inibidor de nitrificação.

b) Comparar a emissão de N_2O com o uso exclusivo de N-ureia no trigo e no milho (1/3 na semeadura + 2/3 em cobertura) com a aplicação combinada de dejetos de bovinos e ureia, aplicando-se 1/3 do N com DLB na semeadura e 2/3 com ureia em cobertura.

c) Comparar a emissão de NH_3 resultante da aplicação superficial e da injeção dos DLB no solo no trigo e no milho e também do uso associado dos DLB na semeadura (1/3 do N) com a ureia em cobertura (2/3 do N), em relação ao uso exclusivo da ureia (1/3 + 2/3 do N).

3. ARTIGO I – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO NO TRIGO E MILHO AFETADA PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS DE BOVINOS E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SEMEADURA E UREIA EM COBERTURA¹

3.1. RESUMO

O impacto causado pelo uso dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) em plantio direto nas emissões de óxido nitroso (N_2O) ainda é pouco conhecido. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito sobre as emissões de N_2O do modo de aplicação dos DLB no solo (injeção e aplicação superficial) na semeadura do trigo e do milho, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), complementando-se a necessidade em nitrogênio (N) das culturas com ureia em cobertura. O experimento foi conduzido em Argissolo sob plantio direto e os tratamentos, aplicados no trigo e reaplicados no milho, foram os seguintes: T1- Testemunha, sem aplicação de fertilizantes; T2- Adubação mineral (NPK) + ureia (U) em cobertura (NPK + U); T3- DLB na superfície do solo + U (DLBs + U); T4- DLB com DCD na superfície do solo + U (DLBs + DCD + U); T5- DLB injetado no solo + U (DLBi + U) e T6- DLB com DCD injetado no solo + U (DLBi + DCD + U). A emissão de N_2O foi avaliada usando câmaras estáticas, desde a aplicação dos tratamentos no trigo até 22 dias após a colheita do milho, totalizando 364 dias. A aplicação superficial e a injeção no solo de DLB na semeadura de trigo e milho, associadas à aplicação de ureia em cobertura, aumentaram a emissão média anual de N- N_2O em 2.461 (109%) e 3.887 g ha⁻¹ (172%), respectivamente, em relação à ausência de fertilização das culturas. A injeção dos DLB na semeadura no trigo e no milho, com aplicação de ureia em cobertura, aumentou a emissão anual de N- N_2O em 2.198 g ha⁻¹ (56%), em relação ao modo tradicional de uso da ureia nas culturas, aplicando-se 1/3 do N na semeadura e 2/3 em cobertura. A adição de DCD aos DLB não afetou a emissão anual de N_2O quando os DLB foram aplicados na superfície do solo na semeadura do trigo e do milho, porém reduziu a emissão anual em 39% quando os DLB foram injetados, não diferindo do tratamento com uso exclusivo de ureia. Os resultados deste trabalho indicam que os melhores resultados do uso combinado de DLB e ureia no trigo e milho em plantio direto ocorrem com a adição de DCD aos DLB antes da sua injeção no solo, na semeadura das culturas.

Palavras-chave: Dicianodiamida, DCD, dejetos líquidos de bovinos, plantio direto.

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo

3.2. INTRODUÇÃO

O Brasil é o sexto maior produtor de leite bovino do mundo, com um rebanho de aproximadamente 40 milhões de animais (ANUALPEC, 2014), o que gera quantidades elevadas de dejetos líquidos nas proximidades dos locais de ordenha das vacas em lactação. Tais dejetos são constituídos, principalmente, da mistura de fezes e urina, além da água de lavagem das instalações e representam não apenas uma fonte de nutrientes às culturas (Jokela et al., 2014; Barcellos, 1991), mas também um elevado potencial poluidor do ambiente (Burkhart and James, 1999; Dalal e Wang, 2003).

Uma das características dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) é a sua baixa concentração em N total. Ao analisar 47 amostras de DLB, coletadas no estado do Rio Grande do Sul, sendo 41 oriundas da bovinocultura de leite, Barcellos (1991) encontrou ampla variação na concentração de N total (0,15 a 3,67 kg N m⁻³), com valor médio de apenas 1,42 kg N m⁻³. Com a expansão atual da produção agroecológica de leite no sul do Brasil (Balem and Machado, 2014), os teores de N nos dejetos devem ser ainda menores, em função de que, nesse sistema, a alimentação das vacas é baseada no uso de pastagens perenes em campo nativo melhorado e numa dieta complementar na forma de ração seca durante as ordenhas, cuja concentração proteica depende do teor de proteína das pastagens.

O teor médio de 1,42 kg N m⁻³ nos dejetos líquidos da bovinocultura de leite, encontrados por Barcellos (1991), evidencia a dificuldade em suprir a demanda em N das gramíneas, especialmente do milho, exclusivamente com os dejetos. Tomando como exemplo a dose recomendada de 120 kg N ha⁻¹, a ser aplicada no milho em sucessão a gramíneas, para uma expectativa de produtividade de grãos de 6 Mg ha⁻¹ em solos com teores de matéria orgânica ≤ 2,5% (CQFSRS/SC, 2004) e considerando o índice de 50% de eficiência para o N dos DLB, isso implicaria em aplicar 240 kg de N total ha⁻¹ (169 m³ ha⁻¹ de dejetos), o que se torna inviável tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Portanto, o uso de doses excessivas de DLB em gramíneas poderia ser evitado associando-se os DLB a fertilizantes nitrogenados minerais ou sintéticos, aplicando-se, por exemplo, o N da semeadura com os dejetos e o restante do N em cobertura, com a ureia. Não foram encontrados

resultados de pesquisa no Brasil envolvendo essa estratégia de fertilização em gramíneas.

No sistema de plantio direto (SPD), que ocupa aproximadamente 80% da área agrícola do Sul do Brasil (Amado et al., 2006), os dejetos líquidos de animais devem ser aplicados, obrigatoriamente, na superfície do solo. Antes de serem aplicados, os dejetos produzidos são armazenados principalmente em esterqueiras anaeróbicas, onde o N mineralizado permanece na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), podendo atingir de 40 a 50% do N total dos dejetos (Thompson e Meisinger, 2002). Já é sabido que a distribuição dos dejetos na superfície do solo e sem incorporação potencializa as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) (Carozzi et al., 2013; Aita et al., 2014), o que reduz o potencial dos dejetos em fornecer N às culturas (Gonzatto et al., 2016), além de contribuir, indiretamente, com as emissões de N_2O (IPCC, 2006). A proporção do N amoniacal dos DLB que volatilizou como NH_3 foi de 44% quando os dejetos foram aplicados sobre resíduos culturais de milho (Carozzi et al., 2013), de 22 a 34% no inverno (Martínez-Lagos et al., 2013) e de 82% no verão (Salazar et al., 2014), quando a aplicação superficial dos DLB foi realizada em pastagem permanente.

Embora a incorporação mecânica dos DLB no solo logo após a sua aplicação reduza a ação da temperatura e do vento, protegendo o N amoniacal da volatilização (Carozzi et al., 2013), essa prática é incompatível com o SPD (Rochette et al., 2009; Maguire et al., 2011). Assim, uma alternativa que vem sendo avaliada pela pesquisa consiste na injeção dos dejetos líquidos de animais no solo em SPD, com redução na volatilização de NH_3 de 70% após injeção de dejetos líquidos de suínos em milho (Aita et al., 2014) e de 76% após injeção de DLB em pastagem nativa (Häni et al., 2016).

O efeito positivo da injeção dos dejetos líquidos de animais no solo na redução da volatilização de NH_3 pode ser contrabalanceado negativamente pelo aumento nas emissões de N_2O , conforme constatado em trabalhos que compararam a injeção com a aplicação superficial de dejetos líquidos de bovinos (Velthof and Mosquera, 2011) e de suínos (Aita et al., 2014) em plantio direto de milho. Isso ocorre porque no sulco de injeção aumentam o espaço poroso saturado por água (EPSA) e as concentrações de carbono (C) solúvel e N disponível, o que favorece a produção de N_2O durante os processos microbianos de nitrificação e, principalmente, de desnitrificação (Klein et al., 1996; Webb et al., 2010). Embora em

termos quantitativos, a emissão de N_2O após a aplicação de DLB no solo seja, geralmente, inferior a 2% (Louro et al., 2015; Bell et al., 2015; van der Weerden et al., 2016), ela é importante do ponto de vista ambiental. Isso porque, além de ser um potente gás de efeito estufa, com poder de aquecimento global cerca de 310 vezes superior ao do CO_2 (Cui et al., 2011), o N_2O também está associado à depleção da camada de ozônio (Stocker et al., 2013). Portanto, é preciso buscar estratégias que possam mitigar a produção e emissão de N_2O com o uso agrícola dos dejetos de animais, sobretudo em condições de plantio direto, pela importância deste sistema de preparo do solo em diversos países, com destaque para o Brasil.

Uma das estratégias que tem sido avaliada, tanto no Brasil com dejetos líquidos de suínos (Aita et al., 2014) como em outros países (Vallejo et al., 2006; Dell et al., 2011), e com resultados positivos na redução das emissões de N_2O quando os dejetos são injetados no solo, consiste na adição de inibidores de nitrificação aos dejetos, com destaque para a dicianodiamida (DCD). Ao ocupar o sítio ativo da enzima amoniamonooxigenase (AMO), responsável pela primeira etapa da nitrificação, a DCD reduz a produção de N_2O durante a nitrificação desnitrificante, quando a baixa disponibilidade de O_2 é acoplada à baixa disponibilidade de C (Wrage et al., 2001) e, principalmente, durante a desnitrificação, quando, na ausência de O_2 , algumas bactérias podem respirar utilizando o nitrato (NO_3^-) como acceptor final de elétrons (Morley e Baggs, 2010). No Brasil, não foram encontrados relatos envolvendo o efeito da adição da DCD aos dejetos líquidos de bovinos sobre as emissões de N_2O do solo.

O objetivo do trabalho foi avaliar a emissão de N_2O em função do modo de aplicação (injeção x aplicação superficial) dos DLB na semeadura do trigo e do milho, com e sem o uso do inibidor de nitrificação DCD, complementando-se a exigência em N das culturas através da aplicação de ureia em cobertura. Essa estratégia de fertilização nitrogenada foi comparada ao modo tradicional de fertilização das culturas com ureia, aplicando-se 1/3 do N recomendado na semeadura e 2/3 em cobertura.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, RS

(29°42'50.92"S, 53°42'25.55"O; altitude de 80 m). O clima da região é subtropical úmido (Cfa), com médias anuais de temperatura de 19,3°C e precipitação de 1.561 mm. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico - Hapludalf (Embrapa, 2013; Soil Survey Staff, 2006). Na instalação do experimento o solo possuía na camada de 0-10 cm os seguintes atributos: 147 g kg⁻¹ de argila; 687 g kg⁻¹ de areia; pH em água de 5,3; 13,2 mg dm⁻³ de P e 72 mg dm⁻³ de K (ambos extraídos por Mehlich-1); saturação de bases de 41,9%; 6,5 cmol_c dm⁻³ CTCpH7 e densidade do solo de 1,64 g dm⁻³. Os teores de C total (7,6 g kg⁻¹) e N total (0,7 g kg⁻¹) foram determinados por combustão seca em analisador elementar (FlashEA 1112, Termo Electron Corporation, Milan, Italy).

A área permaneceu um ano em pousio antes de iniciar o experimento, sendo que nos dois anos anteriores ao pousio ela foi cultivada em plantio direto, com soja (*Glicine max* [L.] Merr.) no verão e azevém (*Lolium multiflorum* L.) no inverno. Após a roçada mecânica e dessecação química da área com aplicação do herbicida glyphosate, iniciou-se o experimento em junho de 2015, com a aplicação dos tratamentos na cultura do trigo (*Triticum aestivum* L.), sendo concluído em maio de 2016 após a colheita do milho (*Zea mays* L.). O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso com quatro repetições e parcelas com área de 33 m² (6 x 5,5 m). Foram avaliadas duas modalidades de aplicação de dejetos líquidos de bovinos (DLB) no solo (aplicação superficial e injeção), com e sem a adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLB, além de um tratamento com adubação mineral (NPK) e de outro sem o uso de fertilizantes (testemunha). Os tratamentos aplicados no trigo e reaplicados no milho foram os seguintes: T1 - Testemunha; T2 - Adubação mineral (NPK) aplicada na superfície do solo na semeadura + ureia em cobertura (NPK + U); T3 - DLB na superfície do solo na semeadura + ureia em cobertura (DLBs + U); T4 - DLB com DCD na superfície do solo na semeadura + ureia em cobertura (DLBs + DCD + U); T5 - DLB injetado no solo na semeadura + ureia em cobertura (DLBi + U) e T6 - DLB com DCD injetado no solo na semeadura + ureia em cobertura (DLBi + DCD + U). O objetivo do uso conjunto de DLB e ureia foi o de suprir o N da adubação de base via DLB e de complementar a necessidade de N das culturas via ureia em cobertura.

As quantidades de fertilizantes aplicadas no trigo e no milho (Quadro 1) foram estabelecidas com base na recomendação para essas culturas (CQFSRS/SC, 2004), para uma expectativa de rendimento de grãos de 3 e 6 Mg ha⁻¹ para o trigo e

o milho, respectivamente. A quantidade de N no tratamento NPK foi parcelada, aplicando-se 1/3 na sementeira do trigo e do milho e 2/3 em cobertura. Nos tratamentos com DLB a quantidade de N recomendada na sementeira foi suprida com os dejetos e em cobertura com a ureia. As doses de DLB, aplicadas em sementeira do trigo e do milho, foram calculadas a partir do teor de N total dos DLB, considerando-se que 50% do N total seriam disponibilizados durante o ciclo de cada cultura (CQFSRS/SC, 2004). No tratamento com NPK + U as fontes de N, P e K utilizadas na sementeira foram a ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio, respectivamente, e a fonte de N em cobertura a ureia. Em todos os tratamentos com adubação, a ureia em cobertura foi aplicada manualmente na superfície do solo.

Os DLB tiveram como origem vacas em lactação, as quais permaneciam a maior parte do tempo em campo nativo, em piquetes manejados em sistema de pastoreio rotativo. Duas vezes ao dia as vacas eram recolhidas para a ordenha, onde eram alimentadas em cochos com silagem de milho e ração. Os dejetos, compostos por fezes, urina, restos de alimentos e água de lavagem das instalações eram armazenados em esterqueira anaeróbica e foram transportados até a área experimental uma semana antes da aplicação dos tratamentos, onde permaneceram estocados em caixas d'água com capacidade de 1000 L. O conteúdo de sólidos totais nos DLB foi determinado por pesagem após secagem de uma alíquota de 80 mL em estufa com circulação de ar a 70°C por 48 h. Os teores de N total e de N amoniacal total ($NAT = NH_3 + NH_4^+$) foram determinados nos dejetos sem secagem prévia, por digestão úmida e por destilação na presença de MgO, respectivamente (Tedesco et al., 1995). As concentrações de P e K nos DLB foram determinadas por colorimetria e fotometria, respectivamente (Murphy and Riley, 1962). O teor de C total nos dejetos secos a 70°C e moídos foi determinado por combustão seca em analisador elementar (FlashEA 1112, Thermo Electron Corporation, Milan, Italy) enquanto o pH foi medido diretamente em uma alíquota de 80 mL de dejetos. As principais características dos DLB aplicados no trigo e no milho são mostradas no Quadro 1.

No trigo (cv. Tbio Sinuelo), os tratamentos foram aplicados em 16 de junho de 2015, com a sementeira (160 kg ha⁻¹ de sementes) sendo realizada em 22 de junho de 2015 e a colheita de grãos em 02 de novembro de 2015. A aplicação de N-ureia em cobertura, nos tratamentos com DLB e NPK, foi realizada aos 26 dias após a sementeira da cultura, distribuindo-se a ureia manualmente, na superfície do solo.

Aos 24 dias após a colheita do trigo adicionou-se resíduos culturais da colheita no interior das bases utilizadas para avaliação de N_2O no período pós-colheita e durante a cultura subsequente do milho, sendo que a quantidade de matéria seca (MS) adicionada foi equivalente a sua produção em cada tratamento.

O milho (Híbrido Agroeste AS 1551 PRO2) foi semeado em 07 de janeiro de 2016, três dias após a aplicação dos tratamentos, utilizando-se o espaçamento de 0,70 m entre linhas e uma quantidade de sementes para atingir uma população final de aproximadamente 60 mil plantas ha^{-1} . A adição de N-ureia em cobertura, nos tratamentos com DLB e no tratamento NPK, foi realizada aos 30 dias após a semeadura, aplicando-se a ureia na superfície do solo. A colheita do milho, para avaliação da produtividade de grãos, foi realizada em 23 de maio de 2016. Nas duas culturas, a adubação com P e K foi realizada manualmente na semeadura e na superfície do solo.

Nos tratamentos com aplicação dos dejetos na superfície do solo ela foi realizada manualmente com regadores com capacidade para 10 L. Já nos tratamentos com injeção dos dejetos ela foi realizada utilizando-se um aplicador mecânico comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL). O equipamento é composto por um tanque metálico com capacidade de 4.000 L, sendo que injeção inicia apenas após o acionamento de um pistão hidráulico responsável por inserir no solo o conjunto de 8 hastes de injeção tipo facão guilhotina (discos de corte e haste sulcadora), o qual está localizado na parte traseira do equipamento. As hastes sulcadoras, com 2,0 cm de espessura possuem ponteira substituível e são espaçadas de 35 cm entre si, sendo que a profundidade de injeção dos DLS no solo variou de 8 a 11 cm. O inibidor de nitrificação utilizado foi a DCD, a qual foi misturada aos dejetos na dose de 10 $kg\ ha^{-1}$ em uma caixa d'água de 1000 L, em período de tempo nunca superior a uma hora antes da aplicação dos dejetos no solo.

As emissões de N_2O foram avaliadas usando câmaras estáticas conforme Aita et al. (2014), desde a aplicação dos tratamentos no trigo até 22 dias após a colheita do milho, totalizando 364 dias de avaliação. As coletas de N_2O foram realizadas de três a quatro vezes por semana durante o primeiro mês após a aplicação dos tratamentos, sendo posteriormente espaçadas para uma coleta por semana. Durante todo o experimento foram realizadas 35 coletas no trigo, 30 coletas no milho e nove coletas nos períodos pós-colheita das culturas. Em cada coleta de

N_2O , foi amostrado o solo da camada 0-10 cm usando trado calador (3 cm de diâmetro) para a determinação da umidade gravimétrica e do teor de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-). A umidade gravimétrica do solo foi determinada através da secagem das amostras em estufa a 105°C por 24 horas (Tedesco et al., 1995). A partir dos valores de umidade e densidade volumétrica, calculou-se o espaço poroso saturado por água (EPSA), assumindo uma densidade de partícula de 2,65 g cm^{-3} . A extração do N mineral do solo foi realizada agitando-se mecanicamente, a 120 bpm e durante 30 minutos, a mistura de 20 g de solo e 80 mL de solução de KCl (1 Mol L^{-1}). Após a decantação durante 30 minutos, o sobrenadante da solução foi filtrado (Whatman #42) e mantido congelado até a análise em analisador de fluxo contínuo San⁺⁺ (Automated Wet Chemistry Analyzer - Skalar, Breda, Netherlands).

Os fluxos de N_2O da superfície do solo foram calculados de acordo com o descrito por Rochette e Bertrand (2008). As perdas acumuladas de N- N_2O foram obtidas por meio da interpolação linear das emissões entre as datas de amostragem. O fator de emissão (FE) de N- N_2O foi calculado pela subtração das emissões cumulativas de N- N_2O do tratamento testemunha das emissões cumulativas de N- N_2O dos demais tratamentos com a aplicação de fertilizante, dividindo-se o resultado pela quantidade de N total aplicada em cada um dos tratamentos.

Os resultados obtidos foram testados quanto à normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov e submetidos à análise de variância e, quando os efeitos foram significativos, as médias foram comparadas pelo teste LSD (Least Square Difference) a 5% de probabilidade de erro.

3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fluxos de N_2O

As emissões de N_2O aumentaram com a aplicação de DLB e ureia tanto na cultura de inverno (trigo) como de verão (milho). Todavia, ocorreram poucos picos na emissão de N_2O , os quais foram observados em dois períodos, sendo o primeiro após a aplicação dos tratamentos na semeadura e o segundo após a adição da ureia em cobertura, principalmente no trigo (Figura 1a). Essa cinética na emissão de N_2O , com os maiores picos ocorrendo nas primeiras semanas após a aplicação de dejetos de bovinos, também foi observada por Bell et al. (2015) em pastagem nativa.

De maneira geral, os picos observados após a aplicação das duas fontes de N no presente trabalho estiveram relacionados à ocorrência de chuvas, as quais mantiveram os valores de EPSA acima de 60%, considerado como limite inferior, a partir do qual a atividade microbiana anaeróbica, essencial à produção de N₂O por desnitrificação torna-se significativa (Linn and Doran, 1984).

As menores quantidades de N amoniacal aplicadas ao solo com os DLB no trigo do que no milho (Quadro 1), que resultaram em menores teores de NO₃⁻ no solo da camada 0-10 cm (Figura 1c), além das menores temperaturas observadas durante o inverno (Figura 1d) podem explicar os menores fluxos de N₂O encontrados no trigo do que no milho, no período entre a aplicação dos tratamentos e a aplicação da ureia em cobertura (Figura 1a). Maiores emissões de N₂O após aplicação de dejetos de bovinos no verão do que no inverno também foram relatadas por Bell et al. (2015), em função da maior atividade microbiana do solo em temperaturas mais elevadas. Na avaliação realizada 21 dias após a aplicação da ureia no trigo ocorreu o maior pico nas emissões de N₂O de todo o período experimental, atingindo o valor de 1.246 µg N m⁻² h⁻¹ no tratamento DLBs + DCD + U. Nessa avaliação, os fluxos de N₂O observados na média dos quatro tratamentos com aplicação de DLB na semeadura e ureia em cobertura foram 612 µg N m⁻² h⁻¹ (131%) superiores ao tratamento NPK, onde foi aplicada apenas a ureia em cobertura. Isso pode estar relacionado à combinação de diversos fatores que interferem na produção de N₂O, como a disponibilidade residual de C dos DLB aplicados anteriormente no milho e na semeadura do trigo, o aumento na disponibilidade de N mineral pela aplicação da ureia e a ocorrência de uma chuva de 38 mm um dia antes da avaliação, o que elevou o valor de EPSA para 88% (Figura 1d).

Esse efeito da aplicação de N mineral, aumentando a emissão de N₂O em área previamente fertilizada com dejetos líquidos de bovinos (< 5 meses), também foi observado por Ellis et al. (1998) em área de pastagem. Em sua maioria, as regiões dedicadas à bovinocultura de leite na região sul do Brasil possuem topografia desfavorável à aplicação mecânica dos dejetos líquidos, o que determina que as aplicações sejam realizadas sempre naquelas áreas com topografia mais favorável, acumulando C no solo, cuja mineralização aumenta a sua disponibilidade às bactérias desnitrificadoras (McGeough et al., 2012). Por isso, a importância em avaliar em estudos futuros o efeito, sobre a emissão de N₂O, da aplicação de ureia em áreas previamente fertilizadas com dejetos de bovinos, dando-se ênfase ao

histórico de aplicação de dejetos, ao tipo de solo e ao modo de aplicação dos dejetos no solo.

Nos primeiros 35 dias de cultivo do trigo, a adição de DCD aos DLB reduziu os fluxos de N_2O nas duas modalidades de aplicação dos DLB no solo (Figura 1a). Por outro lado, no maior pico de emissão de N_2O , ocorrido aos 21 dias após a aplicação da ureia em cobertura e aos 47 dias após a aplicação dos DLB, não houve mais efeito da DCD, indicando a perda de eficiência do inibidor de nitrificação, o que está de acordo com outros estudos (Aita et al., 2014; 2015), já que o produto é biodegradável (Singh et al., 2008), além de ser lixiviado no solo, através da ação da água das chuvas (Zaman and Nguyen, 2012; McGeough et al., 2012), o que pode resultar na separação espacial entre o inibidor e o NH_4^+ , que é o substrato dos microrganismos nitrificadores (Marsden et al., 2016). Outros dois picos nas emissões de N_2O , com valores máximos de 302,4 e 258,6 $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ foram observados no trigo após a aplicação de ureia em cobertura, ambos tendo ocorrido após períodos secos seguidos de chuvas de 26 e 27 mm, respectivamente. Apesar de terem ocorrido diversas chuvas no período entre 100 dias após a aplicação dos tratamentos e a colheita do trigo, sendo algumas de intensidade elevada, elas não impactaram as emissões de N_2O , indicando que a baixa disponibilidade de N e de C no solo limitou a produção de N_2O nesse período, em acordo ao observado por Comfort et al. (1990) e Louro et al. (2013). Comportamento similar foi observado no milho, porém isso ocorreu já a partir dos 45 dias após a aplicação dos tratamentos.

No milho, os teores iniciais de N mineral no solo dos tratamentos com DLB foram superiores aos observados no trigo (Figura 1 b e 1c), o que pode ser atribuído a maior quantidade de N mineral aplicada ao solo com os dejetos (Quadro 1), além da provável maior mineralização do N orgânico dos DLB em função das temperaturas mais elevadas (Figura 1d). Com isso, nos primeiros 20 dias após a aplicação dos DLB, os fluxos de N_2O foram maiores no milho do que no trigo, com a DCD sendo efetiva na redução dos mesmos nesse período. A maior quantidade de N-ureia aplicada em cobertura no milho do que no trigo, em todos os tratamentos com DLB e no tratamento NPK, resultou em maiores quantidades de N mineral no solo, principalmente na forma de NO_3^- (Figura 1c). Apesar disso, o impacto do uso desta fonte de N foi menor no milho. É provável que, nos primeiros dias após a aplicação da ureia, a produção de N_2O tenha sido limitada pela baixa ocorrência de chuvas, o que manteve um nível adequado de O_2 no solo, inibindo tanto a

nitrificação desnitrificante como a ação das bactérias desnitrificadoras (Davidson e Swank, 1986). Baixas emissões de N_2O em períodos secos após a aplicação de dejetos líquidos de bovinos ou nitrato de amônio (NH_4NO_3) em pastagem natural também foram observados por Louro et al. (2013).

Nos dois períodos após a colheita do trigo e do milho as emissões de N_2O foram próximas de zero, com exceção da avaliação feita aos 30 dias após a colheita do trigo, em que a emissão média de todos os tratamentos foi de $257 \mu g N m^{-2} h^{-1}$. Esse pico observado nas emissões de N_2O pode ser atribuído ao fato de ter sido adicionada palha de trigo no interior das bases de todos os tratamentos aos seis dias antes da avaliação, a qual foi realizada três dias após a ocorrência de uma chuva de 42 mm (Figura 1a), quando havia NO_3^- no solo (Figura 1c), porém não havia plantas para absorvê-lo. Esse resultado indica que a contribuição dos períodos após a colheita das culturas de inverno e verão nas emissões anuais de N_2O é pequena, provavelmente em função da baixa disponibilidade de substratos (NH_4^+ , NO_3^- e C) à produção de N_2O , através da nitrificação e desnitrificação. Em um dos poucos trabalhos em que as emissões de N_2O após a colheita foram avaliadas, elas foram baixas ($< 5 g N ha^{-1} d^{-1}$) e sem diferenças entre as fontes de N aplicadas no milho e o tratamento testemunha, sem aplicação de N (Halvorson e Del Grosso, 2012).

Emissões acumuladas de óxido nitroso (N_2O)

As emissões acumuladas anuais de N_2O diferiram entre os tratamentos, aumentando de $2.258 g N-N_2O ha^{-1}$ no tratamento testemunha para $6.145 g N-N_2O ha^{-1}$ no tratamento DLBi + U, sendo que, com exceção do tratamento Inj + DCD + U, todos os demais apresentaram emissão anual de N_2O superior à testemunha (Figura 2a). Considerando as emissões acumuladas anuais líquidas de N_2O , descontando-se as emissões do tratamento testemunha (Figura 2b), observa-se que o tratamento Inj + U superou os demais tratamentos, com exceção do tratamento SUP + U. Embora o tratamento com injeção dos DLB e sem DCD (DLBi + U) tenha superado o tratamento DLBs + U em $1.426 g N-N_2O ha^{-1}$ (58%) essa diferença não foi significativa, o que pode ser atribuído à elevada variabilidade espacial normalmente observada na produção de N_2O no solo (van Groenigen et al., 2004). Na figura 2, se observa que as diferenças na emissão de N_2O entre os tratamentos com e sem

injeção dos DLB no solo foram estabelecidas, principalmente, após a aplicação da ureia em cobertura no trigo e após a aplicação dos DLB no milho.

Observa-se na figura 2b que aos 90 dias houve uma redução nas emissões líquidas acumuladas de N_2O dos tratamentos DLBi + DCD + U e NPK. O mesmo ocorreu aos 150 dias no tratamento DLBs + U. Essa redução anormal nas emissões cumulativas de N_2O , já observada em outros estudos como, por exemplo, aquele de Bell et al. (2016), ocorreu em momentos com baixa emissão de N_2O (Figura 1a), em que os fluxos desse gás foram maiores no tratamento testemunha do que nos três tratamentos mencionados, resultando em decréscimo nas emissões líquidas acumuladas.

Para facilitar a comparação do efeito dos tratamentos entre si em cada cultura, as emissões acumuladas anuais de N_2O de todos os tratamentos foram divididas por períodos, englobando o trigo, o milho e o período entre as duas culturas (Quadros 2 e 3). As emissões acumuladas de N_2O no tratamento testemunha na cultura do trigo superaram aquelas do milho em aproximadamente três vezes (Quadro 3), apesar das temperaturas mais elevadas no milho (Figura 1d). Esse resultado pode ser atribuído ao fato da área estar em pousio antes da implantação do trigo, com a presença de plantas invasoras de diversas espécies botânicas. A morte das plantas através da aplicação de herbicida cerca de 30 dias antes da implantação do experimento deve ter aumentado a disponibilidade de substrato às bactérias desnitrificadoras, através da parte aérea e raízes, evidenciando que o início do plantio direto em áreas de pousio pode ser uma fonte de N_2O para a atmosfera, mesmo sem a aplicação de fertilizante nitrogenado, confirmando resultados de Velthof et al. (2011) e Aita et al. (2015).

Na média de todos os tratamentos avaliados, a cultura de inverno contribuiu com aproximadamente 52% da emissão anual de N_2O enquanto a contribuição da cultura de verão foi de 28%. Essa diferença pode ser explicada, em parte, pela maior produção de N_2O a partir da matéria orgânica do solo (testemunha) observada durante o inverno. Todavia, mesmo descontando-se, de cada tratamento, a emissão de N_2O observada no tratamento testemunha, a emissão acumulada de N_2O durante o cultivo do trigo ainda correspondeu a 57% da emissão total, contra 42% no milho. Apesar das temperaturas mais favoráveis à atividade microbiana no milho do que no trigo (Figura 1d), é provável que esse resultado se deva a menor ocorrência de chuvas no milho nas primeiras semanas após a aplicação das fontes de N, nos

momentos com maior potencial de produção de N_2O . O efeito das chuvas no aumento das emissões de N_2O tem sido claramente demonstrado em diversos estudos como, por exemplo, naquele de Rowlings et al. (2015).

As quantidades acumuladas médias anuais de $N-N_2O$ durante os dois períodos após a colheita do trigo e do milho corresponderam a apenas 20% das emissões totais, sem diferenças significativas entre os tratamentos (Quadro 3). As baixas emissões de N_2O , apesar do período chuvoso ocorrido entre a colheita do trigo e a implantação dos tratamentos no milho, indicam que o processo de desnitrificação nos períodos pós-colheita é limitado pela baixa disponibilidade de substrato. Como o cultivo de duas culturas anuais é restrito a regiões de clima tropical e subtropical, as emissões de N_2O nos períodos após a colheita ainda são pouco conhecidas e necessitam ser melhor avaliadas, variando-se o tipo de solo, bem como o histórico de cultivo e de fertilização das áreas.

Efeito do modo de aplicação dos dejetos

Nos primeiros 42 dias de cultivo do trigo não houve diferença significativa na emissão acumulada de N_2O entre a injeção e a aplicação superficial dos DLB (Quadro 2), contrariando resultados de outros estudos em que ocorreram maiores emissões com a injeção de dejetos líquidos de suínos (Aita et al., 2014; Velthof e Mosquera, 2011) e de bovinos (Ellis et al., 1998; Velthof e Mosquera, 2011) no solo. Esse efeito da injeção no aumento da produção e emissão de N_2O é explicado pela concentração de dejetos no interior dos sulcos de injeção, o que pode criar um ambiente anaeróbico, rico em N inorgânico e C prontamente disponível (Comfort et al., 1999; Aita et al., 2014), estimulando a ação dos microrganismos heterotróficos, incluindo as bactérias desnitrificadoras (Baggs et al., 2000). Além disso, a redução das perdas de N por volatilização de NH_3 , quando os dejetos são injetados no solo (Aita et al., 2014), aumenta a disponibilidade de N mineral, o que pode aumentar a produção de N_2O durante a nitrificação e a desnitrificação (Velthof e Mosquera, 2011). A ausência de diferença entre as duas modalidades de aplicação dos DLB no inverno, verificada no presente estudo, deve estar relacionada à pequena quantidade de N disponível aplicada ao solo com os DLB (Quadro 1), que resultou em fluxos de N_2O nunca superiores a $420 \mu g N m^{-2} h^{-1}$ (Figura 1a). Como os valores de EPSA foram superiores a 80% durante este período e, portanto, favoráveis à

produção de N_2O (Linn and Doran, 1984), é provável que a baixa temperatura (Figura 1d) tenha reduzido a atividade tanto das bactérias desnitrificadoras como da população microbiana heterotrófica responsável pela mineralização do N orgânico aplicado com os DLB ($69,6 \text{ kg N ha}^{-1}$; Quadro 1), com o trigo tendo assimilado o N mineral que foi produzido através deste processo e, com isso, limitado a disponibilidade de substrato à desnitrificação.

No milho, a injeção dos DLB no solo aumentou a emissão acumulada de N_2O nos primeiros 34 dias em 2,5 vezes ($800 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$), em relação à aplicação superficial, o que está de acordo com os trabalhos de Velthof and Mosquera (2011) com dejetos líquidos de bovinos e de Aita et al. (2014) com dejetos líquidos de suínos, em que a injeção aumentou a emissão de N_2O em 1,7 e 2,4 vezes, respectivamente. A maior quantidade de N mineral injetada no solo no milho (Quadro 1) e os valores de temperatura mais favoráveis à atividade microbiana do solo no verão (Figura 1d) podem explicar o comportamento distinto observado entre as duas modalidades de uso dos DLB no inverno e no verão.

Em função das pequenas quantidades de N amoniacal aplicadas com os DLB na semeadura do trigo, a contribuição dos mesmos à emissão total de N_2O ocorrida durante o ciclo da cultura foi inferior à aplicação da ureia em cobertura. Com a aplicação superficial (DLBs + U), a contribuição dos DLB em 42 dias (Quadro 2) equivaleu a 37% da emissão total (0-134 dias; Quadro 3), enquanto na injeção (DLBi + U) a contribuição dos DLB à emissão total foi ainda menor (29 % do total). No milho, as emissões de N_2O nos primeiros 34 dias após a aplicação superficial e a injeção dos DLB equivaleram a 46 e 61% das emissões totais de N_2O ocorridas durante todo o período da cultura, respectivamente. Esses resultados evidenciam que a contribuição relativa das duas fontes de N (DLB e ureia) na emissão total de N_2O varia em função das quantidades de N aplicadas e também das condições climáticas após a adição de cada fonte de N.

Efeito do inibidor de nitrificação

Considerando que o efeito inibitório da DCD sobre a nitrificação é, normalmente, inferior a 30 dias (Subbarao et al., 2006), o efeito da adição do inibidor aos DLB sobre as emissões de N_2O será comparado apenas no período anterior à aplicação da ureia em cobertura (42 dias no trigo e 34 dias no milho), conforme foi

feito anteriormente na comparação entre as duas modalidades de aplicação dos DLB no solo.

A adição da DCD aos DLB no momento da aplicação destes ao solo reduziu a emissão de N_2O nas duas culturas, sendo que essa redução foi significativa nas duas modalidades de uso dos DLB no trigo (0-42 dias), enquanto no milho (196-230 dias) o inibidor só foi efetivo quando os DLB foram injetados no solo (Quadro 2). No trigo, a redução observada na emissão de N_2O com o uso da DCD foi de $560 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (53%) na aplicação superficial e de $453 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (52%) com a injeção dos DLB no solo. Já no milho, a redução na emissão de N_2O proporcionada pela DCD quando os DLB foram injetados no solo, foi equivalente a 49% ($648 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$). A maior eficiência da DCD no inverno do que no verão também foi observada por Aita et al. (2015) e pode ser explicada pela condição menos favorável à perda de N por volatilização de amônia (NH_3) no inverno, o que resulta em maior disponibilidade de N no solo como substrato à produção de N_2O durante a nitrificação e a desnitrificação (Di e Cameron, 2012). Além disso, as menores temperaturas no inverno do que no verão (Figura 1d) podem ter resultado na menor biodegradação da DCD (McGeough et al., 2015), melhorando a eficiência do inibidor.

Esse efeito benéfico da DCD na redução das emissões de N_2O , sobretudo quando os dejetos líquidos são injetados no solo já foi observado em outras situações (Aita et al., 2014), sendo explicado pelo fato do produto inibir temporariamente a oxidação da NH_3 até nitrito (NO_2^-) na primeira etapa da nitrificação e, com isso, desconectando temporalmente a disponibilidade de NO_3^- e de C às bactérias desnitrificadoras (Dell et al., 2011). Quando o inibidor é degradado ou lixiviado no solo, perdendo a sua eficiência, a desnitrificação passa a ser comandada pela disponibilidade de C, a qual diminui à medida que os dejetos são degradados pela população heterotrófica do solo. Portanto, estes resultados indicam que a adição da DCD aos DLB, sobretudo quando estes são injetados no solo, é uma prática eficiente na mitigação das emissões de N_2O tanto na cultura de inverno quanto na de verão. No trigo, a emissão acumulada de N_2O associando a injeção dos DLB com o uso da DCD reduziu as emissões para níveis que não diferiram do tratamento testemunha (Quadro 2).

Fator de emissão de N₂O

Para o cálculo dos fatores de emissão de N₂O (FEs) de cada tratamento foram consideradas as emissões de N₂O ocorridas durante cada cultura, além das emissões dos dois períodos de intercultura (Quadro 3), totalizando 364 dias. Com exceção do tratamento em que os DLB foram injetados na semeadura das culturas e com aplicação de ureia em cobertura (DLBi + U), em que o valor de FE foi de 1,27%, nos demais tratamentos os FEs foram inferiores a 1%, variando de 0,49% no tratamento DLBi + DCD + U a 0,81% no tratamento DLBs + U. Esses valores de FE, tanto para o tratamento com uso exclusivo de ureia (0,73%) como para os tratamentos com aplicação de DLB na semeadura e ureia em cobertura, são inferiores ao valor de FE de 1,0% proposto pelo IPCC (2006).

Quanto ao efeito do modo de aplicação dos DLB na semeadura e com adição de ureia em cobertura, não houve diferença significativa nos FEs entre injetar (DLBi + U) ou aplicar os DLB na superfície do solo (DLBs + U), sendo que estes dois tratamentos também não diferiram do modo tradicional de adição de N via ureia no trigo e no milho (NPK + U). Já com relação ao uso do inibidor de nitrificação, ele só reduziu significativamente o FE ao ser adicionado aos DLB quando estes foram injetados no solo (DLBi + DCD + U), sendo que a redução observada foi de 2,6 vezes (Quadro 3). Com essa estratégia de adicionar a DCD aos DLB no momento da sua injeção no solo e de complementar o N necessário às culturas através da adição da ureia em cobertura, o FE foi reduzido em 1,5 vezes, em relação ao uso exclusivo de ureia (NPK + U), embora essa diferença não tenha sido significativa, devido, provavelmente, à elevada variabilidade nas emissões de N₂O. Esse resultado reforça a importância da DCD na redução das emissões de N₂O quando dejetos de animais são injetados ao solo, o que também foi relatado em outros estudos conduzidos em diferentes condições de solo e de clima (Vallejo et al., 2005; Dell et al., 2011; Aita et al., 2014).

3.5. CONCLUSÕES

A aplicação superficial e a injeção de DLB em SPD, na semeadura de trigo e milho, com aplicação de N-ureia em cobertura, aumenta a emissão anual de N₂O, em relação à ausência de fertilização das culturas.

A injeção dos DLB na semeadura do trigo e do milho em SPD, associada à adição de N-ureia em cobertura, aumenta a emissão anual de N₂O em relação ao modo tradicional de uso da ureia como fonte exclusiva de N nestas culturas, com aplicação de 1/3 do N na base e 2/3 em cobertura.

Quando a injeção dos DLB na semeadura do trigo e do milho é precedida pela adição do inibidor de nitrificação DCD aos DLB, as emissões anuais de N₂O não diferem do modo tradicional de uso da ureia.

O uso de ureia como fonte exclusiva de N ao trigo e milho em SPD ou a associação de DLB na semeadura e a complementação do N via ureia em cobertura resulta em fatores de emissão de N₂O próximos ao valor de 1% proposto pelo IPCC (2006), independente do modo de aplicação dos DLB no solo.

O inibidor de nitrificação DCD adicionado aos DLB antes da sua injeção ou aplicação na superfície do solo na semeadura do milho e trigo, com complementação do N via ureia em cobertura, reduz o fator de emissão de N₂O.

3.6. REFERÊNCIAS

Aita C, Gonzatto R, Miola ECC, dos Santos DB, Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Pujol SB, Giacomini DA, Giacomini SJ. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in Southern Brazil. *J Environ Qual*. 2014;3:789-800. doi: 10.2134/jeq2013.07.030

Aita C, Schirrmann J, Pujol SB, Giacomini SJ, Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Gonzatto R, Giacomini DA, Doneda A. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *Europ J Soil Sci*. 2015;66:359-368. doi: 10.1111/ejss.12181

Amado TJC, Bayer C, Conceição PC, Spagnollo E, Campos BC, Veiga M. Potential of carbon accumulation in zero tillage soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. *J Environ Qual*. 2006;35:1599-1607. doi: 10.2134/jeq2005.0233

Amberger A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 1989; 20:1933-1955. doi: 10.1080/00103628909368195.

ANUALPEC, 2014. Anuário da Pecuária Brasileira. AGRA FNP Publ., São Paulo, Brasil.

Baggs EM, Rees RM, Smith KA, Vinten AJA. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use Manag.* 2000; 16:82-87. doi: 10.1111/j.1475-2743.2000.tb00179.x

Bateman EJ, Baggs EM. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biol Fert Soils.* 2005; 41:379-388. doi: 10.1007/s00374-005-0858-3

Balem TA, Machado RL. Bases para o sistema agroecológico de produção de leite no sul do Brasil. Associação Latinoamericana de Sociología Rural (ALASRU). Grupo de trabalho eixo 2: Produtores rurais, agroecologia sustentabilidade: agroecologia e estratégia de reprodução social. 2014. <http://www.alasru.org/backup/congreso2014/ponencias.html#>

Barcellos, LAR. Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos. Dissertação de Mestrado. 1991. Curso de Pós-Graduação em Agronomia-UFSM, 108 p.

Bell MJ, Rees RM, Cloy JM, Topp CF, Bagnall A, Chadwick DR. Nitrous oxide emissions from cattle excreta applied to a Scottish grassland: effects of soil and climatic conditions and a nitrification inhibitor. *Sci Total Environ.* 2015; 508:343-353. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.12.008

Burkhart MR, James DE. Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico. *J. Environ. Qual.* 1999;28:850-859. doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800030016x

Carozzi M, Ferrara RM, Rana G, Acutis M. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilization on arable lands. *Sci Total Environ.* 2013; 449:126-133. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.082

Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CCQFSRS/SC. Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 3.ed. Passo Fundo, SBCS- Núcleo Região Sul/UFRGS, 2004. 400p.

Cui M, Sun X, Hu C, Di HJ, Tan Q, Zhao C. Effective mitigation of nitrate leaching and nitrous oxide emissions in intensive vegetable production systems using a nitrification inhibitor, dicyandiamide. *J Soils Sediments.* 2011; 11:722-730. doi: 10.1007/s11368-011-0357-0

Dalal RC, Wang WJ. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Aust. J. Soil Res.* 2003; 41:165-195. doi: 10.1071/SR02064

Davidson EA, Swank WT. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from forested ecosystems via nitrification and denitrification. *Appl Environ Microbiol.* 1986; 52:1287-1292. doi: 0099-2240/86/121287-06\$02.00/0

De Klein CAM, van Logtestijn RSE, van de Meer HG, Geurink JH. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. *Plant Soil*. 1996;183:161-170. doi:10.1007/BF00011431

Dell CJ, Meisinger JJ, Beegle DB. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. *J Environ Qual*. 2011;40:352-361. doi:10.2134/jeq2010.0069

Di HJ, Cameron KC. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures? *Soil Use Manag*. 2012;28:54-61. doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00373.x

Ellis S, Yamulki S, Dixon E, Harrison R, Jarvis SC. Denitrification and N₂O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertilizer. *Plant Soil*. 1998;202:15-25. doi: 10.1023/A:1004332209345

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

Freitas PL, Landers JN. The Transformation of agriculture in Brazil through development and adoption of zero tillage conservation agriculture. *Inter. Soil Water Conser Research*. 2014;2:35-46. doi: 10.1016/S2095-6339(15)30012-5

Gonzatto R, Chantigny MH, Aita C, Giacomini SJ, Rochette P, Angers DA, Pujol SB, Zirbes E, De Bastiani GG, Ludke RC. *Agron. J*. 2016;108:1-11. doi: 10.2134/agronj2015.0462

Halvorson AA, Del Grosso SJ. Nitrogen source and placement effects on soil nitrous oxide emissions from no-till corn. *J Environ Qual*. 2012;41:1349-1360. doi: 10.2134/jeq2012.0129

Huijsmans JFM, Hol JMG, Vermeulen GD. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmos Environ*. 2003;37:3669-3680. doi: 10.1016/S1352-2310(03)00450-3

Intergovernmental Pannel on Climate Change (IPCC). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Japan: IPCC, 2006.

Linn DM, Doran JW. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Sci Soc Am J*. 1984;48:1267-1272. doi:10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x

Jokela WE, Bosworth SC, Rankin JJ. Sidedressed dairy manure effects on corn yield and residual soil nitrate. *Soil Science*. 2014;179:37-41. doi: 10.1097/SS.0000000000000040

Louro A, Sawamoto T, Chadwick D, Pezzolla D, Bol R, Báez D, Cardenas L. Effect of slurry and ammonium nitrate application on greenhouse gas fluxes of a grassland

soil under atypical South West England weather conditions. *Agric Ecos Environ.* 2013; 181:1-11. doi: 10.1016/j.agee.2013.09.005

Maguire RO, Peter J, Kleinman A, Dell CJ, Beegle DB, Brandt RC, McGrath JM, Ketterings QM. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. *J Environ Qual.* 2011; 40:292-301. doi:10.2134/jeq2009.0228

Marsden KA, Marín-Martínez AJ, Vallejo A, Hill PW, Jones DL, Chadwick DR. The mobility of nitrification inhibitors under simulated ruminant urine deposition and rainfall: a comparison between DCD and DMPP. *Biol Fertil Soils.* 2016; 52:491-503. doi:10.1007/s00374-016-1092-x

Martínez-Lagos J, Salazar F, Alfaro M, Misselbrook T. Ammonia volatilization following dairy slurry application to a permanent grassland on a volcanic soil. *Atmos. Environ.* 2013; 80:226-231. doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.08.005

McGeough KL, Laughlin RJ, Watson CJ, Muller C, Ernfors M, Cahalan E, Richards KG. The effect of cattle slurry in combination with nitrate and the nitrification inhibitor dicyandiamide on in situ nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Biogeosc.* 2012; 9:4909-4919. doi:10.5194/bg-9-4909-2012

McGeough KL, Watson CJ, Müller C, Laughlin RJ, Chadwick DR. Evidence that the efficacy of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) is affected by soil properties in UK soils. *Soil Biol Biochem.* 2016;94:222-232. doi: 10.1016/j.soilbio.2015.11.017

Murphy, J. and Riley, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta.* 1962;27:31-36.

Morley N, Baggs EM. Carbon and oxygen controls on N₂O and N₂ production during nitrate reduction. *Soil Biol Biochem.* 2010;42:1864-1871. doi: 10.1016/j.soilbio.2010.07.008

Rochette P, Bertrand N. Soil-Surface Gas Emissions. In Carter M. R., and E. G. Gregorich (eds.), *Soil Sampling Methods of Analysis Second Edition.* CRC Press Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL. p. 851-861, 2008.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, MacDonald JD, Gasser M-O, Bertrand N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 2009;84:71-80. doi: 10.1007/s10705-008-9227-6

Rowlings DW, Grace PR, Scheer C, Liu S. Rainfall variability drives interannual variation in N₂O emissions from a humid, subtropical pasture. *Science Total Environ.* 2015; 512:8-18. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.011

Salazar F, Martinez-Lagos J, Alfaro M, Misselbrook T. Ammonia emission from a permanent grassland on volcanic soil after the treatment with dairy slurry and urea. *Atmos Environ.* 2014; 95:591-597. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.06.057

Singh J, Sagggar S, Giltrap DL, Bolan NS. Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass – an incubation study. *Aust J Soil Res.* 2008; 46:517-525. doi: 10.1071/SR07204

Subbarao GV, Ito O, Sahrawat KL, Berry WL, Nakahara K, Ishikawa T, Watanabe T, Suenaga K, Rondon M, Rao IM. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems - challenges and opportunities. *Critic Rev Plant Sci.* 2006; 25:303-335. doi: 10.1080/07352680600794232.

Smith KA, Jackson DR, Misselbrook TH, Pain BF, Johnson RA. Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2000;77:277-287.

Soil Survey Staff. 1999. *Soil Taxonomy: a Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys* (2nd ed.). Agric. Handb. No. 436, USDA Natural Resources Conserv.

Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM. *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge (2013), pp. 1-1535.

Tedesco, MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ. *Análises de solo, plantas e outros materiais.* Porto Alegre: UFRGS; 1995. (Boletim técnico, 5).

Thompson RB, Meisinger JJ. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. *J Environ Qual.* 2002;31:1329-1338. doi: 10.2134/jeq2002.132

Vallejo AL, García-Torres L, Díez JA, López-Fernández S. Comparison of N losses (NO_3^- , N_2O , NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant Soil.* 2005; 272:313-325. doi:10.1007/s11104-004-5754-3

van Groenigen JW, Kasper GJ, Velthof GL, van den Pol-van Dasselaar A, Kuikman PJ. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil.* 2004; 263:101-111. doi: 10.1023/B:PLSO.0000047729.43185.46

van der Weerden TJ, Luo J, Di HJ, Podolyan A, Phillips RL, Sagggar S, de Klein CAM, Cox N, Ettema P, Rys G. Nitrous oxide emissions from urea fertiliser and effluent with and without inhibitors applied to pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2016; 219:58-70. doi: 10.1016/j.agee.2015.12.006

Velthof GL, Mosquera J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric Ecos Environ.* 2011;140:298-308. doi: 10.1016/j.agee.2010.12.017

Webb J, Pain B, Bittman S, Morgan J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2010;137:39-46. doi: 10.1016/j.agee.2010.01.001

Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 2001;33:1723-1732. doi: 10.1016/S0038-0717(01)00096-7

Zaman M, Nguyen ML. How application timings of urease and nitrification inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2012; 156:37-48. doi:10.1016/j.agee.2012.04.025

Quadro 1. Principais características dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) e quantidades de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) aplicadas com os dejetos e com fertilizante mineral em cada cultura.

Variáveis	Trigo 2015	Milho 2016
Características dos DLB⁽¹⁾		
Matéria seca, g kg ⁻¹	35,5	13,8
C total, g kg ⁻¹	357,8	306,7
N total, g kg ⁻¹	1,14	0,71
NAT ⁽²⁾ , g kg ⁻¹	0,27	0,38
pH	6,9	7,2
Quantidades adicionadas nos tratamentos DLB + ureia		
Dose de DLB, m ³ ha ⁻¹	80	83
N total DLB, kg ha ⁻¹	91,2 (45,6) ⁽³⁾	58,9 (29,5)
NAT ⁽¹⁾ DLB, kg ha ⁻¹	21,6	31,5
P total DLB, kg ha ⁻¹	32,0	27,4
K DLB, kg ha ⁻¹	79,2	91,3
N-ureia ⁽⁴⁾ , kg ha ⁻¹	64,4	90,8
Quantidades adicionadas no tratamento NPK + ureia		
N-ureia, kg ha ⁻¹	110	120
K-K ₂ O, kg ha ⁻¹	33,2	41,5
P-P ₂ O ₅ , kg ha ⁻¹	32,7	50,2

⁽¹⁾ Dados expressos em base úmida ⁽²⁾NAT= N amoniacal total (NH₃ + NH₄⁺). ⁽³⁾ Valores entre parênteses referem-se a 50% do N total, os quais são considerados disponíveis durante o ciclo de cada cultura conforme a recomendação da CQFS-RS/SC (2004). ⁽⁴⁾ A quantidade de N-ureia nos tratamentos DLB + ureia foi aplicada apenas em cobertura e no tratamento NPK + ureia foi fracionada, aplicando-se 1/3 em pré-semeadura da cultura e 2/3 em cobertura.

Quadro 2. Emissão acumulada de N-N₂O por período em cada cultura e nos períodos pós-colheita (PC).

Tratamen tos	Trigo			PC		Milho		PC
	0 - 42 d ⁽¹⁾	43 – 72 d ⁽²⁾	73 – 134 d ⁽³⁾	Trigo 135 – 195 d	196 – 230 d ⁽¹⁾	231 – 260 d ⁽²⁾	261 – 329 d ⁽³⁾	Milho 330 – 365 d
----- g N-N ₂ O ha ⁻¹ -----								
Testemu nha ⁽⁴⁾	281 c ⁽⁵⁾	391 d	410 ab	762 a	103 d	105 c	158 c	48 b
NPK+U	760 ab	849 bc	363 b	704 a	691 b	306 ab	233 bc	42 b
DBLs+U	1.055 a	1.242 ab	547 a	686 a	523 bc	273 b	345 ab	46 b
DLBs+D CD +U	495 bc	1.343 ab	487 ab	984 a	409 c	240 b	283 abc	53 ab
DLBi+U	867 a	1.570 a	558 a	898 a	1.323 a	426 a	431 a	73 a
DLBi+DC D+U	414 bc	1.078 ab	328 b	707 a	675 bc	295 b	200 bc	46 b

⁽¹⁾ Período entre a aplicação dos tratamentos e a aplicação da ureia em cobertura; ⁽²⁾ Primeiro período após a aplicação da ureia em cobertura; ⁽³⁾ Segundo período após a aplicação da ureia em cobertura e ⁽⁴⁾ NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetos líquidos bovinos aplicados em superfície; DLBi: dejetos líquidos bovinos injetados; DCD: dicianodiamida. ⁽⁵⁾ Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem entre si pelo teste LSD a 5%.

Quadro 3. Emissão acumulada de N-N₂O em cada cultura e no período pós-colheita (PC) e fator de emissão (FE) de N₂O

Tratamentos	Trigo	Milho	PC Trigo + PC Milho	Anual	FE N-N ₂ O
	(0 - 134)	(196 - 329)	(135 - 195 + 330 - 365)	(0 - 365)	
----- g N-N ₂ O ha ⁻¹ -----					
----- % -----					
Testemunha ⁽¹⁾	1.081 d ⁽²⁾	367 d	810 a	2.258 c	-
NPK+U	1.978 bcd	1.229 b	746 a	3.947 b	0,73 ab
DLBs+U	2.843 ab	1.144 bc	732 a	4.719 ab	0,81 ab
DLBs+DCD+U	2.326 abc	932 c	1.036 a	4.294 b	0,67 b
DLBi+U	2.995 a	2.180 a	971 a	6.145 a	1,27 a
DLBi+DCD+U	1.820 cd	1.170 bc	754 a	3.743 bc	0,49 b

⁽¹⁾ NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetos líquidos bovino aplicado em superfície; DLBi: dejetos líquidos bovino injetado; DCD: dicianodiamida. ⁽²⁾ Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem entre si pelo teste LSD a 5%.

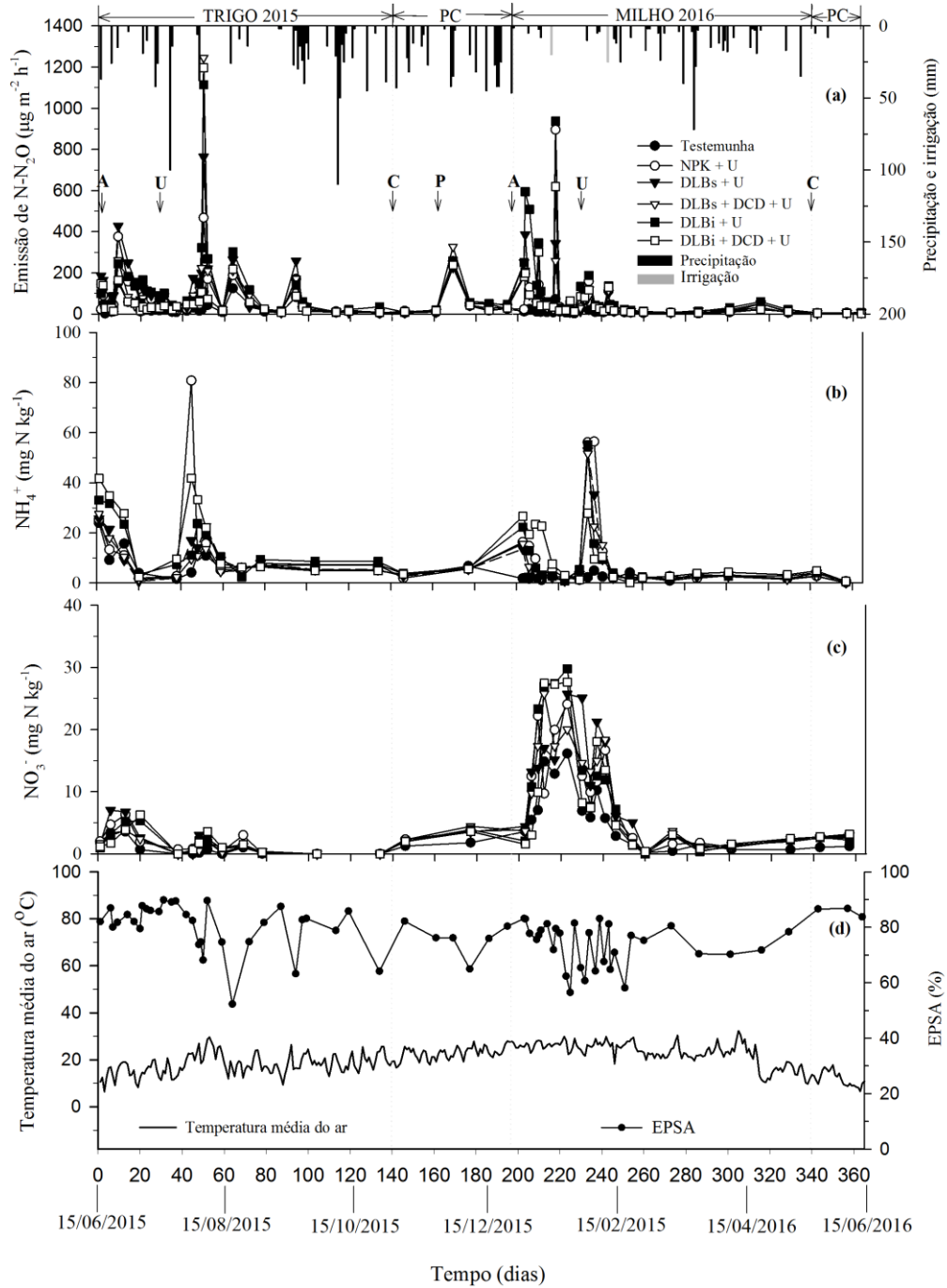


Figura 1. Emissão de N_2O (a), concentrações de NH_4^+ (b) e NO_3^- (c) e espaço poroso saturado por água (EPSA) na camada 0-10 cm (d) após a aplicação dos tratamentos no trigo e no milho e durante o período pós-colheita (PC). NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetos líquidos bovinos aplicados em superfície; DLBi: dejetos líquidos bovinos injetados; DCD: dicianodiamida. Setas indicam o momento da aplicação dos tratamentos na semeadura (A), da adição de palha dentro das bases após a colheita do trigo (P), da aplicação de ureia em cobertura (U) e da colheita na maturação fisiológica (C).

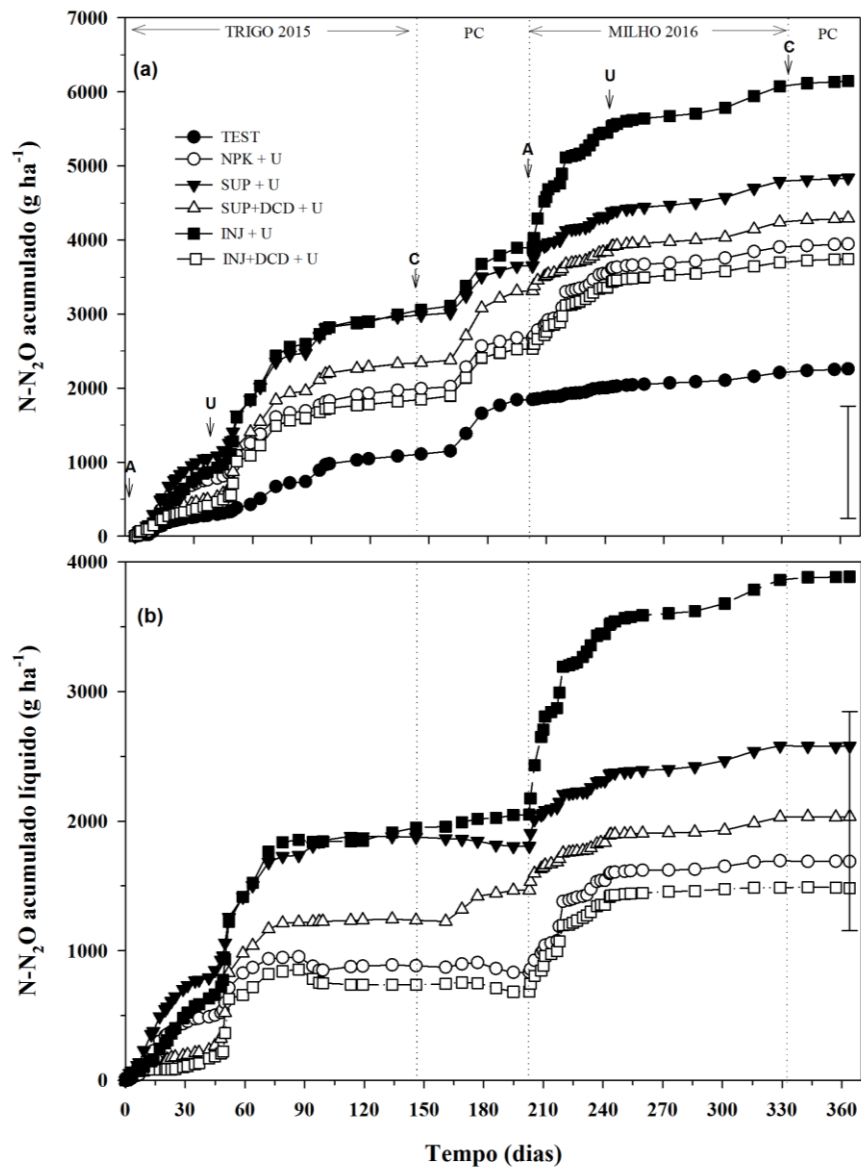


Figura 2. Emissão anual acumulada (a) e emissão anual acumulada líquida (b) de N₂O avaliadas durante os cultivos de trigo e milho e nos períodos pós-colheita (PC). NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLBs: dejetto líquido bovino aplicado em superfície; DLBi: dejetto líquido bovino injetado; DCD: dicianodiamida. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.

4. ARTIGO II – VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA AFETADA PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE BOVINOS NA SEMEADURA DO TRIGO E DO MILHO E UREIA EM COBERTURA⁽¹⁾

4.1. RESUMO

A volatilização de amônia (NH_3) pode ser considerada a principal via de perda de nitrogênio (N) após a aplicação de dejetos de animais na superfície do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito sobre a volatilização de amônia do modo de aplicação dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) no solo (injeção e aplicação superficial) em pré-semeadura do trigo e do milho, complementando-se a necessidade em nitrogênio das culturas com ureia em cobertura. O experimento foi conduzido em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico em plantio direto e os tratamentos, aplicados no trigo e reaplicados no milho, foram os seguintes: T1- Testemunha, sem aplicação de fertilizantes; T2- Adubação mineral (NPK) aplicada na superfície do solo + ureia em cobertura (NPK + U); T3- DLB na superfície do solo + ureia em cobertura (DLBs + U) e T4- DLB injetado no solo + ureia em cobertura (DLBi + U). O delineamento experimental foi blocos ao acaso com quatro repetições. No trigo, a volatilização de NH_3 foi quantificada utilizando-se câmaras semi-abertas estáticas, enquanto no milho foi utilizado o método do coletor aberto de politereftalato de etileno (PET). Os fluxos de NH_3 foram maiores após a aplicação dos DLB na superfície do solo em pré-semeadura no milho e no trigo em relação a sua injeção no solo. No entanto, a quantidade total de NH_3 volatilizada não diferiu entre as modalidades de aplicação dos dejetos no trigo e no milho. A volatilização acumulada de NH_3 dos tratamentos em que os DLB foram usados como fonte de N na semeadura e com complementação da dose de N via ureia em cobertura não diferiu do modo tradicional de uso exclusivo da ureia nas culturas, aplicando-se 1/3 do N na semeadura e 2/3 em cobertura. O fator de emissão de NH_3 variou de 4,5 a 11,5% no trigo e de 16,4 a 18,7% no milho. Os resultados indicam que o fator de emissão de NH_3 de 20% preconizado pelo IPCC (2006) está superestimado para a aplicação de dejetos de bovinos e ureia no trigo e no milho na Depressão Central do Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: Plantio direto, injeção de dejetos no solo, adubação organo-mineral, NH_3 .

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo

4.2. INTRODUÇÃO

A bovinocultura de leite é uma atividade que vem crescendo na região sul do Brasil nos últimos anos, com a adoção de diversos modelos que vão desde a manutenção das vacas no pasto e o seu recolhimento para a ordenha duas vezes ao dia, até o confinamento total e permanente das vacas em lactação. Em ambas as situações, com destaque para o confinamento total, são produzidas quantidades expressivas de dejetos que são utilizados na agricultura como fonte de nutrientes às culturas.

O uso agrícola dos dejetos líquidos de bovinos e suínos já é bem documentado pela pesquisa, com resultados indicando seu elevado valor fertilizante (Barcellos, 1991; Almeida, 2000; Franchi, 2001; Port, 2002; Giacomini e Aita, 2008; Ceretta et al. 2005). Embora tradicionalmente os dejetos líquidos de animais eram incorporados nos solos agrícolas, a expansão do sistema plantio direto (SPD) na região sul do Brasil nas últimas décadas impediu a continuidade desta prática e obrigou que a distribuição dos dejetos seja feita, obrigatoriamente, na superfície do solo, sobre resíduos culturais. Essa nova modalidade de aplicação dos dejetos líquidos no solo pode promover perdas significativas do nitrogênio (N) através da volatilização de amônia (NH_3), uma vez que os dejetos líquidos apresentam grande quantidade de N na forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$), devido sua armazenagem anaeróbica, o que inibe o processo de nitrificação. As perdas de N amoniacal através da volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos líquidos de bovinos na superfície do solo podem variar de 34% a 82% (Martínez-Lagos et al., 2013; Salazar et al., 2014).

A volatilização de NH_3 tem impactos negativos tanto do ponto de vista agrônomo como ambiental, já que ela reduz o potencial de fornecimento de N dos dejetos às culturas além de, ao retornar ao solo, essa forma gasosa de N poder provocar a acidificação dos ecossistemas (Ndegwa et al., 2008; Zaman et al., 2009) e a emissão de N_2O durante a nitrificação (Dendooven et al., 1998) e a desnitrificação (Calderon et al., 2005). Nesse contexto, a injeção dos dejetos líquidos de bovinos no solo no sistema plantio direto é uma estratégia promissora de preservar o N amoniacal dos dejetos, reduzindo as perdas de N através da volatilização de amônia (Damasceno, 2010; Gonzatto, 2012; Miola, 2014). Hansen et

al. (2003) observaram uma redução de 20 a 75% na volatilização de NH_3 quando dejetos de bovinos foram injetados no solo. A redução na volatilização de NH_3 após a injeção dos dejetos no solo está relacionada a menor exposição do N amoniacal dos dejetos ao vento e também ao maior contato dos dejetos com o solo, favorecendo a retenção de NH_4^+ nas partículas do solo (Huijsmans et al., 2003; Dell et al., 2011). Todavia, a eficiência da injeção dos dejetos em controlar as emissões de NH_3 e a magnitude dessa redução depende das condições do solo e do ambiente, das características dos dejetos e do próprio desempenho do injetor utilizado (Maguire et al., 2011). Nesse sentido, é importante que sejam realizadas avaliações em diferentes locais.

Outro aspecto importante a ser considerado quando da aplicação exclusiva de dejetos de bovinos no solo refere-se à aplicação excessiva de N na pré-semeadura das culturas, quando ainda não há demanda de N pelas mesmas. Uma estratégia para reduzir esse problema consiste em fracionar a dose de N recomendada, aplicando-se, por exemplo, 1/3 do N via dejetos na semeadura e 2/3 do N via aplicação de ureia em cobertura. Pode-se formular a hipótese de que o parcelamento da dose de N favoreça a sincronia entre o fornecimento e a demanda de N pelos vegetais, em relação à aplicação dos dejetos em dose única na semeadura, reduzindo o potencial de perdas de N através da volatilização de NH_3 . Não foram encontrados resultados na literatura brasileira envolvendo essa estratégia de fertilização e sua influência sobre a volatilização de NH_3 . Nesse contexto, o objetivo do estudo foi avaliar o efeito sobre a volatilização de NH_3 do modo de aplicação dos DLB (injeção x aplicação superficial) na semeadura e a complementação com ureia em cobertura.

4.3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, Rio Grande do Sul (29°42'50.92"S 53°42'25.55"O, altitude de 80 m). O clima da região é subtropical úmido (Cfa), com médias anuais de temperatura de 19,3°C e precipitação de 1.561 mm. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Santos et al., 2006).

A área permaneceu um ano em pousio antes de iniciar o experimento, sendo que nos dois anos anteriores ela foi cultivada em plantio direto, com soja (*Glycine max* [L.] merr.) no verão e azevém (*Lolium multiflorum* L.) no inverno. Após a roçada mecânica e dessecação química da área com aplicação do herbicida glyphosate, iniciou-se o experimento em junho de 2015, com a aplicação dos tratamentos na cultura do trigo (*Triticum aestivum* L.). O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso com quatro repetições e parcelas com dimensões de 33 m² (6 m x 5,5 m). Foram avaliadas duas modalidades de aplicação de dejetos líquidos de bovinos (DLB) no solo (aplicação superficial x injeção), adubação mineral (NPK) e a ausência de fertilização. A dose de N nos tratamentos DLB e NPK foi parcelada em 1/3 em pré-semeadura e 2/3 em cobertura no trigo e no milho. Para a aplicação de cobertura a fonte de N foi à ureia, a qual foi aplicada na superfície do solo em todos os tratamentos (exceto na testemunha). Os tratamentos avaliados foram os seguintes: T1- Testemunha; T2- Adubação mineral superficial em pré-semeadura e ureia em cobertura (NPK + U); T3- DLB superficial em pré-semeadura e ureia em cobertura (DLBs + U) e T4- DLB injetado em pré-semeadura e ureia em cobertura (DLBi + U).

Os DLB foram oriundos de vacas em lactação, as quais permaneciam em sistema de pastoreio rotativo em poteiros com campo nativo melhorado e eram alimentadas com silagem de milho e ração durante as ordenhas. Os dejetos, compostos por fezes, urina, restos de alimentos e água de lavagem das instalações foram mantidos em esterqueira anaeróbica e foram coletados e transportados até a área experimental uma semana antes de iniciar o experimento, onde permaneceram estocados em caixas d'água com capacidade de 1.000 L. A matéria seca dos DLB foi determinada gravimetricamente após secagem de uma alíquota de 80 mL em estufa a 65°C por 48 h. O N total e o N amoniacal total (NAT= NH₃ + NH₄⁺) foram determinados nos dejetos frescos segundo Tedesco et al. (1995). As concentrações totais de P e K nos DLB foram determinadas por colorimetria e fotometria, respectivamente, conforme o método descrito por Murphy e Riley (1962). O teor de C total nos dejetos secos (fração sólida) foi determinado por combustão seca, enquanto o pH foi medido diretamente em uma alíquota de 80 mL de dejetos. As principais características dos DLB aplicados no trigo e no milho estão presentes na Tabela 1.

As quantidades de DLB e de fertilizante mineral aplicadas no trigo e no milho em cada tratamento foram estabelecidas com base na exigência de N, P e K das culturas, para uma expectativa de rendimento de 3 Mg ha⁻¹ para o trigo e 6 Mg ha⁻¹ para o milho. As doses de DLB utilizadas foram calculadas a partir do teor de N total dos DLB, considerando-se que 50% do N total estaria disponível durante os cultivos (CQFS-RS/SC, 2016).

No dia 16 de junho de 2015 foram aplicados os tratamentos no trigo (cv. Tbio Sinuelo). A dose de DLB aplicada foi de 80 m³ ha⁻¹, equivalente a 21,6 kg de NAT ha⁻¹, 32,0 kg de P ha⁻¹ e 79,2 kg de K ha⁻¹. No tratamento NPK foram aplicados 75 kg de P₂O₅ ha⁻¹ como superfosfato triplo (SFT), 40 kg de K₂O ha⁻¹ como cloreto de potássio (KCl) e 36,6 kg ha⁻¹ de N-ureia. A semeadura foi realizada seis dias após aplicação dos tratamentos (22 de junho de 2015) na densidade de 160 kg de sementes ha⁻¹. A aplicação complementar de N-ureia foi realizada aos 26 dias após a semeadura da cultura, com a aplicação na superfície do solo de 64,4 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos com DLB e de 73,4 kg de N ha⁻¹ no tratamento NPK.

A colheita do trigo foi realizada em 2 de novembro de 2015, sendo que 24 dias após adicionou-se resíduos culturais da colheita da cultura no interior das bases utilizadas para avaliação de N₂O no período pós-colheita e durante a cultura subsequente do milho. A quantidade de matéria seca (MS) de resíduos culturais, adicionada nas bases, foi equivalente a sua produção em cada tratamento, incluindo a testemunha.

O milho (Híbrido Agroeste AS 1551 PRO2) foi semeado em 7 de janeiro de 2016, três dias após a aplicação de 83 m³ de DLB ha⁻¹ (4 de janeiro de 2016), correspondendo a 31,5 kg de NAT ha⁻¹; 27,4 kg de P ha⁻¹ e 91,3 kg de K ha⁻¹. No tratamento NPK foram aplicados 115 kg de P₂O₅ ha⁻¹, 50 kg de K₂O ha⁻¹ e 40 kg de N ha⁻¹. O milho foi semeado no espaçamento entre linhas de 0,7 m, com a expectativa de atingir uma população final de 50 mil plantas ha⁻¹. Aos 30 dias após a semeadura foi aplicado o N-ureia em cobertura, em dose equivalente a 90,8 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos com DLB e de 80 kg de N ha⁻¹ no tratamento NPK. A colheita do milho, para avaliação da produtividade de grãos, foi realizada em 23 de maio de 2016.

A aplicação dos dejetos em superfície foi realizada manualmente com regadores com capacidade para 10 L. A injeção dos dejetos foi realizada utilizando-

se um aplicador mecânico comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL). O equipamento é composto por um tanque metálico com capacidade de 4.000 L, sendo que a injeção inicia apenas após o acionamento de um pistão hidráulico responsável por inserir no solo o conjunto de 8 hastes de injeção tipo facão guilhotina (discos de corte e haste sulcadora), o qual está localizado na parte traseira do equipamento. As hastes sulcadoras, com 2,0 cm de espessura possuem ponteira substituível e são espaçadas de 35 cm entre si, sendo que a profundidade de injeção dos DLS no solo variou de 8 a 11 cm.

A volatilização de NH_3 foi quantificada utilizando-se câmaras semi-abertas estáticas (Nõmmik, 1973) no trigo, enquanto no milho foi utilizado o método do coletor aberto de politereftalato de etileno (PET), proposto por Araujo et al. (2009) e modificado por Jantalia et al. (2012). Ambos os métodos utilizam espumas previamente embebidas em uma solução preparada com ácido sulfúrico e glicerina para captura da NH_3 volatilizada do solo. No trigo a volatilização de NH_3 foi realizada durante 8 dias após a aplicação dos tratamentos na semeadura e durante 8 dias após a aplicação da ureia em cobertura, enquanto no milho as avaliações realizadas nessas mesmas épocas tiveram duração de 7 e 10 dias, respectivamente. Após cada substituição das esponjas, aquelas que eram retiradas do campo eram imediatamente levadas ao laboratório para extração da NH_3 com KCl 1 Mol L^{-1} . A solução permaneceu congelada até a determinação da concentração de NH_3 em destilador semi-micro Kjeldahl, após adição de óxido de magnésio e titulação com H_2SO_4 . O fator de emissão (FE) de NH_3 foi calculado pela subtração das emissões cumulativas de N-NH_3 do tratamento testemunha das emissões cumulativas de N-NH_3 dos demais tratamentos com a aplicação de fertilizante e de DLB, dividindo-se o resultado pela quantidade de N total aplicada em cada um dos tratamentos e multiplicando-se por 100.

Os resultados obtidos foram testados quanto à normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov e submetidos à análise de variância e, quando os efeitos foram significativos, as médias foram comparadas pelo teste LSD (Least Square Difference) a 5% de probabilidade de erro.

4.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fluxos de amônia (NH₃)

Os fluxos de NH₃ foram maiores após a aplicação dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) na superfície do solo na pré-semeadura do trigo e do milho em relação a injeção dos DLB no solo (Figura 1). A redução no fluxo médio de amônia volatilizada com a injeção dos DLB no solo, em relação a sua aplicação na superfície do solo, foi de 86% na semeadura do trigo e de 21% na semeadura do milho. A redução na quantidade de amônia volatilizada após a injeção de dejetos no solo também foi observada em outros estudos e é atribuída a menor exposição do N amoniacal dos dejetos à ação da radiação solar e do vento, além do favorecimento da adsorção e retenção do NH₄⁺ nas partículas do solo (Huijsmans et al., 2003; Dell et al., 2011; Nyord et al., 2012).

A dinâmica de volatilização de amônia após a aplicação da ureia ao solo foi diferente da observada após a aplicação dos dejetos (Figura 1). Enquanto nos tratamentos com dejetos a taxa de NH₃ volatilizada já foi elevada nas primeiras horas após a sua aplicação (com exceção da aplicação dos dejetos no milho), na aplicação da ureia a taxa de volatilização de NH₃ aumentou somente após a segunda avaliação, realizada 24 horas após a aplicação. Essa diferença observada na dinâmica de volatilização de NH₃ após aplicação dos dejetos e da ureia está relacionada à forma como o N está presente nesses dois fertilizantes. Enquanto nos dejetos o N suscetível a perdas por volatilização encontra-se na forma amoniacal (NH₃ + NH₄⁺), na ureia o N encontra-se inicialmente na forma amídica, necessitando ser transformado em NH₃, através da ação da enzima urease (Pujol, 2012). A ação da enzima urease na hidrólise do N amídico da ureia e na sua conversão até NH₃ pode levar de dois a quatro dias (Rochette et al., 2009), retardando as perdas iniciais de N para a atmosfera na forma de NH₃. Além disso, a aplicação dos dejetos promove o aumento na concentração de N amoniacal na superfície do solo, favorecendo a sua exposição à ação do sol e do vento que, combinada ao aumento localizado do pH na interface solo/dejeto, facilitam a rápida volatilização da amônia após a aplicação dos dejetos (Gonzatto, 2012).

Os maiores fluxos de NH_3 foram observados nas primeiras 100 horas após a aplicação dos dejetos e da ureia, sendo que após este período houve uma redução drástica na taxa de NH_3 volatilizada (Figura 1). Essa redução nas taxas de volatilização de NH_3 com o passar das horas após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados tem sido observada em outros estudos e está relacionada à redução na concentração de NH_4^+ no solo, devido as perdas de N pela volatilização de NH_3 , a imobilização microbiana do N, a nitrificação, a redução do pH na interfase solo/dejeto e a infiltração do N dos dejetos no solo (Sommer e Jacobsen, 1999; Monaco et al., 2012; Jensen et al., 2000; Sherlock et al., 2002).

Perdas acumuladas de N por volatilização de NH_3

A volatilização acumulada de NH_3 não diferiu entre as duas modalidades de aplicação dos dejetos no cultivo do trigo e do milho, embora o tratamento DLBi+U tenha apresentando valores médios 13% menores de NH_3 volatilizada do que o tratamento DLBs+U (Tabela 2). Esses resultados podem estar relacionados a baixa quantidade de NH_3 volatilizada após a aplicação do N em pré-semeadura e a maior contribuição da aplicação de ureia em cobertura na quantidade total de amônia volatilizada nos dois cultivos. A volatilização acumulada de NH_3 após a aplicação dos DLB e da ureia na semeadura das culturas correspondeu a apenas 2,8 e 1,3% da volatilização total de NH_3 observada no trigo e no milho, respectivamente (Figura 2; Tabela 2). A baixa quantidade de NH_3 volatilizada na semeadura pode ser atribuída as menores quantidades de N aplicadas ao solo, principalmente de N amoniacal com o DLB (Tabela 1). Além disso, a maior parte do N amoniacal dos dejetos está presente na fração líquida dos mesmos (Scherer et al., 1996), a qual infiltra rapidamente no solo, protegendo o N amoniacal da ação do sol e do vento, que são considerados os dois principais fatores responsáveis pela volatilização de NH_3 (Smith et al., 2000; Huijsmans et al., 2003).

A maior quantidade de amônia volatilizada após a aplicação de ureia em cobertura em todos os tratamentos, tanto no trigo como no milho, pode estar relacionada a maior quantidade de N aplicada em cobertura (Tabela 1). A aplicação de maiores doses de N contribui para aumentar a concentração de NH_4^+ no solo e também o pH, promovendo maior volatilização de amônia (Roelcke et al., 2002).

Além disso, as condições ambientais como temperatura e velocidade do vento podem afetar as quantidades de amônia volatilizadas após a aplicação da ureia (Roelcke et al., 2002; Salazar et al., 2012). No presente estudo, a temperatura média do ar e a velocidade média do vento foram maiores após a aplicação da ureia em cobertura no trigo ($21,8^{\circ}\text{C}$ e $3,5 \text{ m s}^{-1}$) em relação à aplicação em pré-semeadura ($11,3^{\circ}\text{C}$ e $1,7 \text{ m s}^{-1}$) (Tabela 3). Hujsmans et al. (2003) observaram aumento de 54% na quantidade de amônia volatilizada após a aplicação de dejetos na superfície do solo ao aumentar a temperatura do ar de 10 para 20°C . Já o aumento da velocidade do vento de 2 para 5 m s^{-1} aumentou a volatilização de amônia em 65%. No entanto, as condições ambientais após a aplicação de ureia em pré-semeadura e em cobertura no milho eram similares (Tabela 3), o que não explica a diferença observada na quantidade de amônia volatilizada nessas duas épocas de aplicação. Nesse sentido, os resultados podem estar relacionados a maior quantidade de N aplicada em cobertura em relação à aplicação em pré-semeadura nas duas culturas.

A volatilização acumulada de NH_3 contabilizando os dois cultivos não diferiu entre os tratamentos (Tabela 2). Esses resultados demonstram que as modalidades de aplicação dos dejetos combinadas à aplicação de ureia em cobertura apresentam emissões de NH_3 similares à aplicação de ureia como fonte exclusiva de N às culturas. Isto é um indicativo que a aplicação dos dejetos em pré-semeadura pode substituir a utilização de N ureia sem trazer prejuízos quanto à quantidade de N perdida por volatilização de NH_3 .

Os resultados relativos à emissão de NH_3 em cada cultura, bem como a comparação entre os valores encontrados devem ser analisados com cautela. Isso porque, no trigo, a avaliação foi feita utilizando-se câmaras semi-abertas estáticas (Nõmmik, 1973), as quais, comprovadamente, alteram as condições no interior das câmaras, subestimando os fluxos reais de NH_3 , conforme enfatizado por Lara Cabezas e Trivelin (1990). Embora no milho a volatilização de NH_3 foi maior do que no trigo, cabe destacar que ela foi avaliada através de um coletor aberto (Araujo et al., 2009), cuja eficácia ainda não foi testada em trabalhos envolvendo o uso de dejetos de animais. Após a aplicação de ureia, o método se mostrou mais eficaz do que as câmaras de Nõmmik (1973), embora ainda tenha subestimado as perdas em 1,74 vezes a emissão real do solo (Araujo et al., 2009) em relação ao método do balanço de N (Jantalia et al., 2012).

Apesar dos problemas inerentes aos métodos utilizados para quantificar a volatilização de NH_3 , os resultados obtidos neste trabalho indicam que esse processo físico-químico constitui uma importante via de perda de N após a aplicação de ureia na superfície do solo, em plantio direto. A quantidade total de N- NH_3 emitida para a atmosfera nas quatro aplicações de N realizadas no trigo e no milho corresponderam a 15,2% da quantidade total de N aplicada exclusivamente com a ureia no tratamento NPK + U e a 15,9% da quantidade média de N amoniacal e de N total aplicada ao solo nos dois tratamentos com DLB na semeadura e ureia em cobertura, respectivamente (Tabela 2). Mesmo estando, provavelmente, subestimadas, essas perdas gasosas de N evidenciam que a volatilização de NH_3 tem forte impacto negativo, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental, uma vez que ao retornar da atmosfera para o solo a NH_3 passará pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, podendo causar a eutrofização ecossistemas aquáticos, além de emitir N_2O para a atmosfera (Zaman et al., 2009), contribuindo ao aquecimento global. Por isso, a importância em pesquisar métodos que permitam quantificar com elevado grau de eficiência e precisão a volatilização de NH_3 em áreas conduzidas em plantio direto e fertilizadas com dejetos de animais e com ureia. Isso é fundamental para dirigir a busca de estratégias que permitam mitigar essa perda gasosa de N, especialmente no sul do Brasil, cujas condições climáticas e o uso agrícola intensivo de N, através da ureia e dejetos de animais, propiciam condições favoráveis à volatilização de NH_3 .

Fator de emissão de NH_3

O fator de emissão (FE) de NH_3 foi maior no tratamento NPK+U (11,5%) no trigo, não diferindo entre as modalidades de aplicação dos dejetos que apresentaram FE NH_3 de 5,5 (DLBs+U) e 4,5% (DLBi+U) (Tabela 2). No milho, o fator de emissão de NH_3 não diferiu entre os tratamentos, variando de 16,4% (DLBi+U) a 18,7% (NPK+U). As duas modalidades de aplicação dos dejetos apresentaram valores para o FE de NH_3 similares, contrariando resultados de Damasceno (2010) e Gonzatto (2012) os quais encontraram valores inferiores a 1% quando os dejetos de suínos foram injetados no solo e valores próximos a 6% quando os dejetos foram aplicados em superfície. Um aspecto importante a se

considerar neste estudo, é que 98% da NH_3 foi volatilizada após a aplicação de ureia em cobertura nas duas culturas. Logo, a contribuição da ureia aplicada em cobertura foi maior na composição final do FE de NH_3 em relação à contribuição da modalidade de aplicação dos dejetos.

Os valores de FE de NH_3 tanto para dejetos de bovinos como para ureia foram menores do que o valor de 20% preconizado pelo IPCC (2006). Esses resultados suportam os observados em outros estudos realizados com dejetos de suínos no Rio Grande do Sul que observaram valor máximo para o FE de NH_3 de 6,2% quando os dejetos de suínos foram aplicados em superfície no cultivo do milho e do trigo (Damasceno, 2010; Pujol, 2012; Gonzatto, 2012). Já para ureia, os valores para o FE de NH_3 variaram de 3 a 15% (Gonzatto, 2012; Pujol, 2012). Nesse contexto, existe um indicativo de que o FE de NH_3 para dejetos e ureia no RS é menor do que o valor estabelecido pelo IPCC (2006). Além disso, os resultados do presente estudo sugerem que os valores de FE NH_3 são diferentes entre cultivos agrícolas/época de aplicação, sendo menores no trigo comparado ao milho. Com base nos resultados deste trabalho, cabe destacar a importância que mais estudos sejam desenvolvidos com intuito de avaliar o fator de emissão de NH_3 em diferentes cultivos, regiões, fontes de N e formas de aplicação do N, para que se possa definir um fator de emissão de NH_3 para condições locais, regionais e nacionais.

4.5. CONCLUSÕES

As modalidades de aplicação dos DLB (superficial e injeção no solo) na pré-
semeadura do trigo e do milho associadas à aplicação de N-ureia em cobertura apresentam perdas de N por volatilização de amônia similares ao uso da ureia como fonte exclusiva de N nestas culturas.

O fator de emissão de NH_3 de 20% preconizado pelo IPCC superestima as emissões de NH_3 observadas após aplicação de dejetos de bovinos e ureia no trigo e no milho. Os resultados reforçam a necessidade que mais estudos sejam realizados para a definição de fatores de emissão de NH_3 .

4.6. REFERÊNCIAS

Almeida ACR. Uso associado de dejetos líquidos de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho [dissertação]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2000.

Araújo ES, Marsola T, Miyazawa M, Soares LHB, Urquiaga S, Boddey RM, Alves BJR. Calibration of a semi-opened static chamber for the quantification of volatilized ammonia from soil. *Pesqui agropec bras*. 2009;44:769-776. doi: 10.1590/s0100-204x2009000700018.

Barcellos LAR. Avaliação do potencial fertilizante do dejetos líquidos de suínos e de bovinos [dissertação]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 1991.

Calderón FJ, Mccarty GW, Reeves JBIII. Nitrapyrin delays denitrification on manured soils. *Soil Sci*. 2005;170:350-359. Doi:10.1097/01.ss.0000169905.94861.c7.

Ceretta CA, Basso CJ, Pavinato PS, Trentin EE, Girotto E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Ciênc. Rural*. 2005;35:1287-1295. doi: 10.1590/s0103-84782005000600010.

Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CCQFSRS/SC. Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 3.ed. Passo Fundo, SBRS- Núcleo Região Sul/UFRGS, 2004. 400p.

Damasceno F. Injeção de dejetos líquidos suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso [dissertação]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2010.

Dell JC, Meisinger JJ, Beegle DB. Subsurface Application of Manures Slurries for Conservation Tillage and Pasture Soils and Their Impact on the Nitrogen Balance. *J Environ Qual*. 2011;40(2):352-361.

Dendooven L, Bonhomme E, Merckx R, Vlassak K. Dynamics and sources of N₂O production following pig slurry application to a loamy soil. *Biol Fertil Soils*. 1998;26(3):224-228. doi: 10.1007/s003740050371

Franchi EAG. Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto [Tese]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2000.

Giacomini SJ, Aita C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. *Rev Bras Ciênc Solo*. 2008;32:195-205. doi: 10.1590/s0100-06832008000100019.

Gonzatto R. Injeção de dejetos de suínos no solo em plantio direto associada a um inibidor de nitrificação: efeito nas emissões de óxido nitroso e amônia [dissertação]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2012.

Hansen MN, Sommer SG, Madsen NP. Reduction of ammonia emission by shallow slurry injection: injection efficiency and additional energy demand. *J Environ Qual*. 2003;32(3):1099-1104.

Huijsmans JFM, Hol JMG, Vermeulen GD. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmos Environ*. 2003;37(26):3669-3680. doi: 10.1016/s1352-2310(03)00450-3

IPCC. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. KLEIN, C. D.; NOVOA, R.S.A.; OGLE, S.; SMITH, K.A.; ROCHETTE, P.; WORTH, T.C. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006.

Jantalia CP, Halvorson AD, Follett R, Urquiaga S. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. *Agron J*. 2012;104(6):1595-1603. doi: 10.2134/agronj2012.0210.

Jensen LS, Pedersen, IS, Hansen TB, Nielsen NE. Turnover and fate of 15N-labelled cattle slurry ammonium-N applied in the autumn to winter wheat. *Eur J Agron*. 2000;12(1):23-35. Doi: 10.1016/s1161-0301(99)00040-4

Lara WAR, Trivelin PCO. Eficiência de um coletor semiaberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da ureia aplicada ao solo. *Rev Bras Ciênc Solo*. 1990;14:345-352.

Maguire RO, Kleinman JA, Dell CJ, Beegle DB, Brandt RC, McGrath JM, Ketterings QM. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: a review. *J Environ Qual*. 2011;40(2):292-301. doi: 10.2134/jeq2009.0228

Martínez-lagos J, Salazar, F, Misselbrook AT. Ammonia volatilization following dairy slurry application to a permanent grassland on a volcanic soil. *Atmos Environ*. 2013;80:226-231. doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.08.005

Miola ECC. Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto [Tese]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2014.

Monaco S, Sacco D, Pelissetti S, Dinuccio E. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. *J Agr Sci*. 2012;150(1):65-73. doi: 10.1017/s0021859611000487.

Murphy J, Riley JP. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta*. 1962;27:31-36.

Ndegwa PM, Hristov NA, Arogo J, Sheffield RE. A review of ammonia emissions mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosyst Eng*. 2008;100:453-469. doi: 10.1016/j.biosystemseng.2008.05.010.

Nômmik H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. *Plant Soil*. 1973;39:309-318.

Nyord T, Hansen MN, Birkmose TS. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. *Agric Ecosyst Environ*. 2012;160:75-81. doi: 10.1016/j.agee.2013.01.002.

Port O. Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho [dissertação]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2002.

Pujol SB. Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com Parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos [Tese]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2012.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, MacDonald JD, Gasser M, Bertrand N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr Cycl Agroecosyst*. 2009;84(1):71-80. doi: 10.1007/s10705-008-9227-6

Roelcke M, Li SX, Tian XH, Gao YJ, Richter J. In situ comparisons of ammonia volatilization from N fertilizers in Chinese loess soils. *Nutrient Cycl Agroecosyst*. 2002;62:73-88. doi:10.1023/A:1015186605419.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Oliveira JB, Coelho R, Lumberras JF, Cunha TJF (Ed.). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p. il. Inclui apêndices.

Salazar F, Martínez-Lagos J, Alfaro M, Misselbrook T. Ammonia emissions from urea application to permanent pasture on a volcanic soil. *Atmos Environ*. 2012;61:395-399. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.07.085.

Salazar F, Martínez-Lagos J, Alfaro M, Misselbrook T. Ammonia emission from a permanent grassland on volcanic soil after the treatment with dairy slurry and urea. *Atmos Environ*. 2014;95:591-597. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.06.057.

Scherer EE, Aita C, Baldissera IT. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis: EPAGRI; 1996. (Boletim Técnico, 79).

Sherlock RR, Sommer SG, Khan RZ, Wood CW, Guerta EA, Freney JR, Dawsan CO, Cameron KC. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *J Environ Qual*. 2002;31(5):1491-1501. doi: 10.2134/jeq.2002.1491.

Sommer SG, Jacobsen OH. Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content. *J Agr Sci*. 1999;132:297-303.

Smith KA, Jackson DR, Misselbrook TH, Pain BF, Johnson RA. Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *J Agr Eng Res*. 2000;77:277-287. doi:10.1006/jaer.2000.0604.

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: Universidade Federal d Rio Grande do Sul; 1995. (Boletim técnico, 5).

Zaman M, Saggarr S, Blennerhassett JD, Singh J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. *Soil Biol Biochem*. 2009;41:1270-1280. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.03.011.

Tabela 1. Principais características dos dejetos líquidos de bovinos (DLB), dose de DLB e quantidades de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) aplicadas com os dejetos e com o fertilizante mineral em cada cultura.

Variáveis	Trigo 2015	Milho 2016
Características dos DLB⁽¹⁾		
Matéria seca, g kg ⁻¹	35,5	13,8
C total, g kg ⁻¹	357,8	306,7
N total, g kg ⁻¹	1,14	0,71
NAT ⁽²⁾ , g kg ⁻¹	0,27	0,38
pH	6,9	7,2
Quantidades adicionadas nos tratamentos DLB + ureia		
Dose de DLB, m ³ ha ⁻¹	80	83
N total DLB, kg ha ⁻¹	91,2 (45,6) ⁽³⁾	58,9 (29,5)
NAT ⁽¹⁾ DLB, kg ha ⁻¹	21,6	31,5
P total DLB, kg ha ⁻¹	32,0	27,4
K DLB, kg ha ⁻¹	79,2	91,3
N-ureia ⁽⁴⁾ , kg ha ⁻¹	64,4	90,8
Quantidades adicionadas no tratamento NPK + ureia		
N-ureia, kg ha ⁻¹	110	120
K-K ₂ O, kg ha ⁻¹	33,2	41,5
P-P ₂ O ₅ , kg ha ⁻¹	32,7	50,2

⁽¹⁾ Dados expressos em base úmida ⁽²⁾NAT= N amoniacal total (NH₃ + NH₄⁺). ⁽³⁾ Valores entre parênteses referem-se à dose de N-ureia aplicada em cobertura. ⁽⁴⁾ A quantidade de N-ureia nos tratamentos DLB + ureia foi aplicada apenas em cobertura e no tratamento NPK + ureia foi fracionada, aplicando-se 1/3 em pré-semeadura da cultura e 2/3 em cobertura.

Tabela 2. Fator de emissão (FE) de amônia (NH₃) e amônia volatilizada após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs) e injetados (DLBi) e aplicação de ureia na semeadura das culturas (sem.) e em cobertura (cob.) na sucessão trigo/milho.

Trat. ⁽¹⁾	NH ₃ Volatilizada						FE NH ₃			
	Trigo			Milho			Trigo + Milho	Trigo	Milho	Total
	Sem.	Cob.	Total	Sem.	Cob.	Total				
----- kg N ha ⁻¹ -----						----- % -----				
Test.	0,2 b	0,8 c	1,0 c	0,2 b	1,9 t	2,1 b	3,1 b	-	-	-
NPK+ U	0,2 b	13,4 a	13,6 a	0,5 a	24,0	24,5 a	38,1 a *15,2	11,5 a	18,7 a	15,2 a
DLBs +U	0,4 a	9,1 b	9,5 b	0,2 b	29,2	29,4 a	38,9 a *16,9	5,5 b	18,2 a	11,7 a
DLBi+ U	0,1 c	7,9 b	8,0 b	0,2 b	26,4	26,6 a	34,6 a *14,8	4,5 b	16,4 a	10,3 a

⁽¹⁾Tratamentos: Test: testemunha sem adubação; NPK+U: adubação mineral aplicada na superfície do solo em pré-semeadura + ureia em cobertura; DLBs+U: DLB na superfície em pré-semeadura + ureia em cobertura; DLBi+U: DLB injetado no solo em pré-semeadura + ureia em cobertura. Médias dos tratamentos seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD 5%; * Valores se referem a % de N perdido por volatilização de NH₃ em relação ao N amoniacal total aplicado com os DLB e ao N total aplicado com ureia.

Tabela 3. Média diária da temperatura do ar e velocidade do vento durante o período de avaliação da volatilização de amônia.

Aplicação	Tempo (horas após a aplicação dos dejetos e da ureia)										
	5	20	50	70	100	120	144	170	200	224	Média
	----- Temperatura média do ar (°C) -----										
Sem. Trigo	9,3	11,0	9,2	6,4	12,2	16,1	16,4	11,2	9,7		11,3
Cob. Trigo	21,8	21,6	22,8	19,1	24,8	23,9	17,5	18,7	26,0	28,4	21,8
Sem. Milho	25,8	24,9	26,6	25,8	22,8	23,9	26,4	27,2	27,1		25,6
Cob. Milho	21,7	21,6	24,8	24,8	24,5	26,2	28,8	24,9	26,4	25,2	24,9
	----- Velocidade do vento (m s ⁻¹) -----										
Sem. Trigo	1,2	1,5	1,9	1,5	2,0	1,1	1,7	2,6	1,8		1,7
Cob. Trigo	1,9	1,5	3,6	1,8	5,4	4,3	3,7	2,6	7,1	6,4	3,5
Sem. Milho	1,6	1,6	1,6	2,5	2,2	2,2	2,8	2,8	2,1		2,2
Cob. Milho	1,7	1,2	1,4	1,4	2,7	2,8	3,0	1,0	1,7	1,6	1,9

Dados da temperatura do ar e velocidade do vento são provenientes do banco de dados do INMET – Estação Santa Maria/RS.

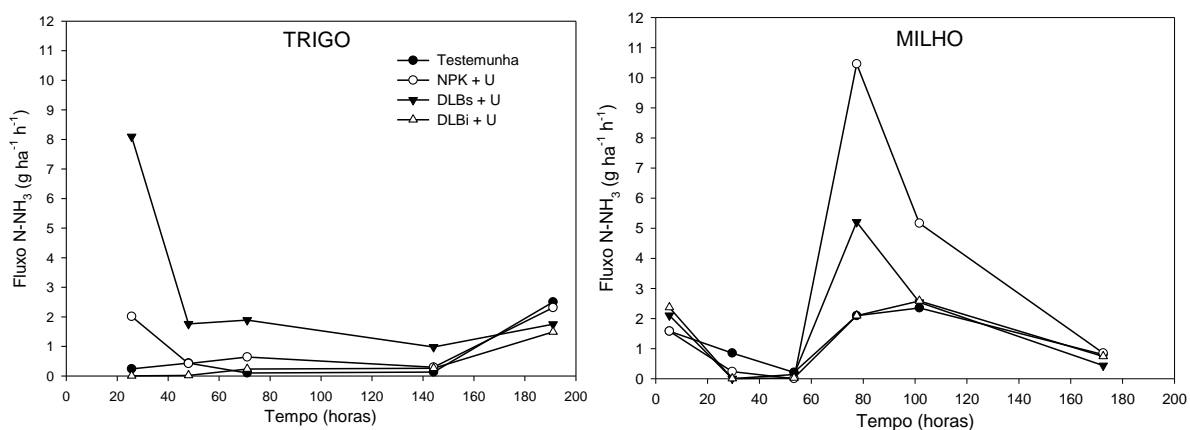
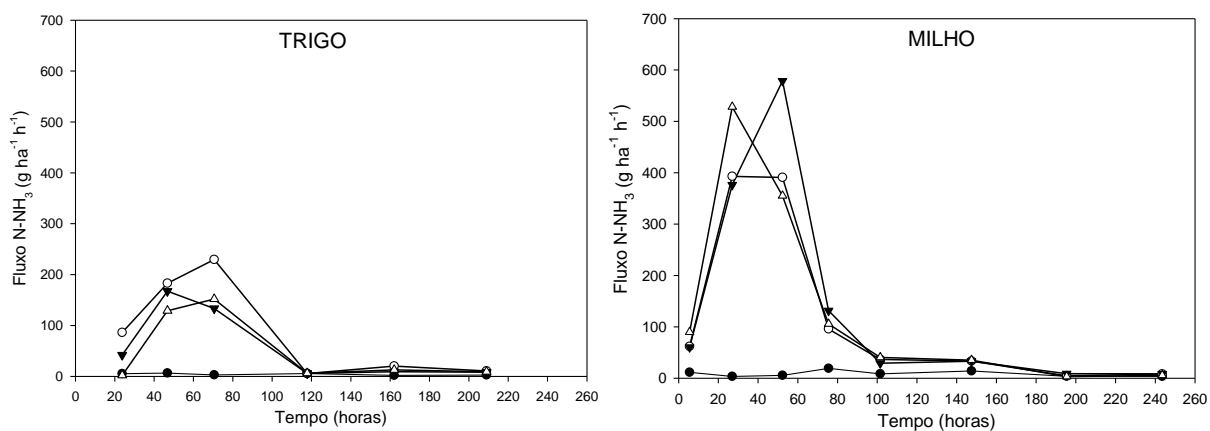
SEMEADURA**COBERTURA**

Figura 1. Fluxos de amônia (NH_3) após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs), e injetados (DLBi) e NPK na pré-semeadura do trigo e do milho e ureia (U) em cobertura.

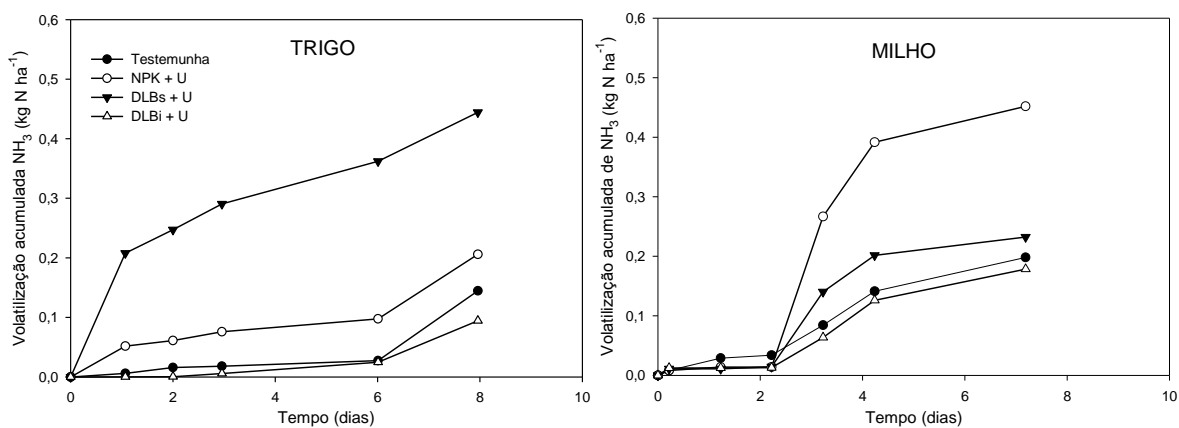
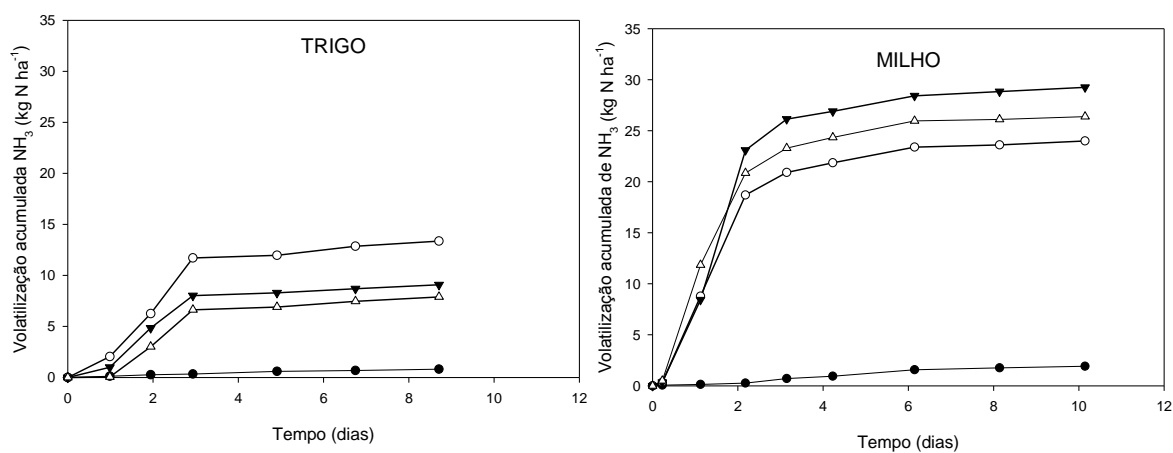
SEMEADURA**COBERTURA**

Figura 2. Volatilização acumulada de NH_3 após aplicação dos dejetos líquidos de bovinos em superfície (DLBs) e injetados (DLBi) na pré-semeadura do trigo e do milho e ureia (U) em cobertura.

5. DISCUSSÃO GERAL

O uso agrícola dos dejetos líquidos produzidos na bovinocultura de leite é uma realidade na região sul do Brasil. No entanto, ainda são escassos os resultados de pesquisa sobre o impacto da aplicação dos dejetos líquidos de bovinos (DLB) nas emissões de óxido nitroso (N_2O) e amônia (NH_3). Os resultados obtidos no artigo I indicam que a emissão de N_2O após a aplicação superficial dos DLB em pré-semeadura combinada à aplicação de ureia em cobertura no cultivo do milho e do trigo não diferiu das emissões observadas após aplicação de ureia na semeadura e em cobertura. Os resultados são positivos, pois demonstram que a aplicação de 1/3 da dose de N via dejetos líquidos de bovinos em pré-semeadura não promove maiores emissões de N_2O em comparação ao uso exclusivo da ureia.

Os resultados obtidos no artigo I reforçam as conclusões de outros estudos em que a injeção de dejetos líquidos no solo aumenta a emissão de N_2O em relação à aplicação dos dejetos em superfície (GONZATTO, 2012; MIOLA, 2014; DAMASCENO, 2010). Portanto, a injeção dos dejetos de bovinos no solo não deve ser uma prática indicada isoladamente, pois promove maiores emissões de N_2O para a atmosfera. No entanto, a adição de DCD aos dejetos de bovinos quando estes foram injetados no solo apresentou resultados promissores na redução da emissão de N_2O . O tratamento DLBi + DCD + U apresentou as menores emissões acumuladas de N_2O , não diferindo da emissão de N_2O do tratamento testemunha, tanto no cultivo do trigo como na emissão anual, que compreendeu o cultivo do milho+trigo. Nesse sentido, a injeção dos dejetos de bovinos no solo associado ao inibidor de nitrificação DCD é uma prática que deve ser recomendada aos produtores rurais.

Com relação as perdas de N por volatilização de NH_3 , os resultados obtidos no artigo II indicaram que as modalidades de aplicação dos dejetos em pré-semeadura combinadas à aplicação de ureia em cobertura não diferiram em relação a quantidade de NH_3 volatilizada. Os resultados diferem dos observados em estudos com dejetos líquidos de suínos, em que a injeção dos dejetos no solo reduziu consideravelmente a quantidade de NH_3 volatilizada (GONZATTO, 2012; MIOLA, 2014; DAMASCENO, 2010). No presente estudo, a não diferenciação entre as modalidades de aplicação dos dejetos quanto à quantidade de NH_3 volatilizada está

condicionada a maior contribuição da aplicação de ureia em cobertura na volatilização de NH_3 e também a baixa quantidade de N aplicada via dejetos de bovinos na pré-semeadura do trigo e do milho.

Os fatores de emissão de NH_3 variaram de 4,5 a 18,7% e são inferiores ao valor de 20% preconizado pelo IPCC (2006). Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,49 a 1,27%, sendo que a maioria dos tratamentos apresentou FE N_2O inferior a 1%. O IPCC (2006) preconiza que 1% do N aplicado via ureia e 2% do N aplicado via dejetos de bovinos seja emitido como N_2O . Os resultados indicam que o FE de NH_3 e N_2O preconizado pelo IPCC está superestimado para o RS e reforçam a necessidade que mais estudos sejam desenvolvidos para o estabelecimento de um fator de emissão local e nacional para estas formas gasosas de N.

6. CONCLUSÕES GERAIS

A injeção dos DLB em pré-semeadura do trigo e do milho em SPD, associada à adição de N-ureia em cobertura, aumenta a emissão anual de N_2O , mas não promove diferenças na quantidade anual de NH_3 volatilizada em relação ao modo tradicional de uso da ureia como fonte exclusiva de N nestas culturas, com aplicação de 1/3 do N na base e 2/3 em cobertura. Quando a injeção dos DLB em pré-semeadura do trigo e do milho é precedida pela adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLB, as emissões anuais de N_2O não diferem do modo tradicional de uso da ureia.

O uso de ureia como fonte exclusiva de N ao trigo e milho em SPD ou a associação de DLB em pré-semeadura, independente do modo de aplicação dos DLB no solo, e a complementação do N via ureia em cobertura resulta em fatores de emissão de N_2O e NH_3 inferiores ao valor de 1% e 20% propostos pelo IPCC (2006), respectivamente. O inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) adicionado aos DLB antes da sua injeção ou aplicação na superfície do solo em pré-semeadura do milho e trigo, com complementação do N via ureia em cobertura, reduz o fator de emissão de N_2O .

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n. 3, p. 789-800, 2014.

BASSO, C. J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v. 34, n.6, p. 1773-1778, 2004.

CARNEIRO, J. P.; COUTINHO, J.; TRINDADE, H. Nitrate leaching from a maizeoats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 29-39, 2012.

CIANCIO, N. R. **Fontes orgânicas e mineral: produção de culturas, alteração nos atributos químicos do solo e transferência de formas de nitrogênio e de fósforo**. 2015. 92 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

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

GONZATTO, R. **Injeção de dejetos de suínos no solo em plantio direto associada a um inibidor de nitrificação: efeito nas emissões de óxido nitroso e amônia**. 2012. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.

HÄNI, C. et al. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 125, p. 92-99, 2015.

HOODA, P. S. et al. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science of the Total Environment**, v. 250, p.143-147, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária Municipal 2015**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=rs&tema=pecuaria2015>>. Acesso em: 16 de outubro de 2016.

IPCC. **Precursors and indirect emissions**. GILLENWATER, M.; SAARINEN, K.; AJAVON, A. N. In: IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. 2006.

IPCC. **N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application**. KLEIN, C. D.; NOVOA, R.S.A.; OGLE, S.; SMITH, K.A.; ROCHETTE, P.; WORTH, T.C. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, p.1-54. 2006.

IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** PACHAURI R. K. and MEYER, L. A., (Eds.), IPCC, Cambridge, Switzerland, 2014.

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

KLEIN C. A. M. et al. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. **Plant and Soil**, v.183, p.161-170, 1996.

LEIP, A. et al. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. **Environmental Research Letters**, v. 10, p. 1-13, 2015.

MAPA. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Agronegócio brasileiro em números.** Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: 10 de setembro de 2016.

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

MARLON, H. A. **Emissões de gases de efeito estufa em resposta ao modo de aplicação de dejetos de suínos e ao uso de inibidor de nitrificação na sucessão trigo/milho em latossolo.** 2016. 77 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

MIOLA, E. C. C. **Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto.** 2014. 114 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

PAHL, O. et al. Cost-effective pollution control by shallow injection of pig slurry into growing crops. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 80, p. 381-390, 2001.

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

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

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

SILVEIRA, F de M. et al. Dejeito líquido bovino em plantio direto: perda de carbono e nitrogênio por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1759-1767, 2011.

SMITH, K. A. et al. Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.77, p.277-287, 2000.

SOMMER, S. G.; OLESEN, J. E. and CHRISTENSEN, B. T. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. **Journal of Agricultural Science**, v. 117, p. 91-100, 1991.

TIMOFIECSYK, A. et al. Perdas de carbono e nitrogênio com aplicação de dejeito líquido bovino em latossolo muito argiloso sob plantio direto e chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1924-1930, 2012.

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

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