

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

Heitor Luís Santin Bazzo

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E FORNECIMENTO DE
NITROGÊNIO AO MILHO E TRIGO COM DOSES DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO COM E SEM
DICIANODIAMIDA**

Santa Maria, RS
2023

Heitor Luís Santin Bazzo

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO AO
MILHO E TRIGO COM DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS
NO SOLO COM E SEM DICIANODIAMIDA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS
2023

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Bazzo, Heitor Luís Santin
EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO AO MILHO E TRIGO COM DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO COM E SEM DICIANODIAMIDA / Heitor Luís Santin Bazzo. - 2023.
100 p.; 30 cm

Orientador: Celso Aita
Coorientador: Stefen Barbosa Pujol
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, RS, 2023

1. Óxido nitroso 2. Dejetos líquidos suínos 3. Inibidor de nitrificação 4. Plantio direto I. Aita, Celso II. Pujol, Stefen Barbosa III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, HEITOR LUÍS SANTIN BAZZO, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Heitor Luís Santin Bazzo

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO AO
MILHO E TRIGO COM DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS
NO SOLO COM E SEM DICIANODIAMIDA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Aprovado em 01 de setembro de 2023:

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

Getúlio Elias Pilecco, Dr. (UFSM)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Eduardo Lorensi de Souza, Dr. (UERGS)

Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (UFPeI)

Santa Maria, RS
2023

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, pela força e proteção em cada momento deste percurso.

Aos meus pais, José e Marlene, que nunca mediram esforços para me proporcionar o melhor sempre. Muito obrigado pelo apoio, educação, ensinamentos, amor e carinho, amo vocês.

Ao meu irmão José (*in memoriam*) por ser um exemplo para mim e de não temer novos desafios, muito obrigado pelo amor e amizade, para sempre será lembrado.

A minha companheira Bruna, por me apoiar sempre em tudo. Muito obrigado por ser esta parceira nestes momentos importantes da minha vida.

Ao professor Celso Aita pela orientação no mestrado e no doutorado. Muito obrigado pelo auxílio durante a execução deste trabalho.

Ao Stefen Pujol e ao professor Sandro, pelo auxílio e contribuições para a execução e avaliação deste trabalho. Também muito obrigado pelos ensinamentos e apoio de sempre.

Agradeço a banca avaliadora pelas contribuições e e sugestões para melhoria deste trabalho.

Aos colegas de pós-graduação, Adriane, Bruno, Raquel, Roberta, Janqui, Douglas, José, Caren, Getúlio, Pamela, Rosemar e aos demais colegas do LABCEN pela convivência e momentos de descontração.

Aos bolsistas do LABCEN AITA, Kathleen, Matheus, Cristian, Poliana, Elenara, Mateus, Jenifer e demais bolsistas. Sem vocês não poderia ter sido realizada tamanha atividade, o meu Muito Obrigado!

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

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

À todas as pessoas que não foram citadas, mas contribuíram para que esse trabalho fosse possível.

Muito obrigado!!!

RESUMO

EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO AO MILHO E TRIGO COM DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO COM E SEM DICIANODIAMIDA

AUTOR: Heitor Luís Santin Bazzo
ORIENTADOR: Dr. Celso Aita

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) possuem elevada proporção do nitrogênio (N) na forma amoniacal, cuja perda por volatilização de amônia (NH_3) pode ser elevada quando os DLS são aplicados na superfície do solo, como ocorre em culturas sob plantio direto. A injeção subsuperficial dos DLS reduz significativamente tais perdas, mas aumenta a emissão de óxido nitroso (N_2O) para a atmosfera, a qual pode ser mitigada pela adição de inibidores de nitrificação (IN) aos DLS no momento da sua injeção no solo. Há poucas informações de pesquisa envolvendo a adição de inibidores a doses de DLS injetados no solo e o seu efeito na emissão de N_2O e no fornecimento de N às culturas. No presente estudo, avaliou-se o efeito, sobre essas duas variáveis, da adição do IN dicianodiamida (DCD) a doses de DLS, equivalentes a 33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada ao trigo e ao milho, além de um tratamento testemunha e de um tratamento com adubação mineral (NPK) recomendada às culturas, ambos sem adição do IN. A proporção do IN foi constante em cada dose e equivalente a 10% do N amoniacal aplicado ao solo com os DLS. Todas as doses de DLS foram avaliadas com e sem a adição do IN. O estudo foi conduzido durante dois anos, com os tratamentos sendo aplicados sempre nas mesmas parcelas, no momento da semeadura das culturas, seguindo o delineamento de blocos ao acaso com quatro repetições. A emissão de N_2O foi avaliada através de câmaras estáticas. A injeção dos DLS no solo aumentou a emissão de N_2O e esse aumento não foi diretamente proporcional ao aumento da dose de DLS, mas foi exponencial. A adição da DCD aos DLS foi eficiente em mitigar as emissões de N_2O , sobretudo quando a dose de DLS foi igual ou superior à recomendação de N às culturas. O fator de emissão (FE) de N_2O , na média das doses de DLS, foi de 1,33% com a adição de DCD e de 2,56% sem DCD. Apesar da eficiência da DCD na redução das emissões de N_2O , esse IN não foi eficiente em aumentar a produtividade de grãos das culturas, contrariando a hipótese do estudo, de que isso poderia ocorrer com a adição do IN a doses subótimas de DLS. Através dos modelos ajustados aos dados de produtividade das culturas e às emissões de N_2O , foi possível estimar que, com a redução da dose de DLS para 87% da quantidade de N recomendada ao milho e ao trigo e com a adição da DCD, seria possível manter a produtividade dessas duas culturas, com redução de 50,2% na emissão de N_2O , em relação à injeção no solo da dose recomendada de DLS e sem DCD.

Palavras-chave: Dejetos líquidos de suínos. Inibidor de nitrificação. Plantio direto.

ABSTRACT

NITROUS OXIDE EMISSIONS AND NITROGEN SUPPLY TO CORN AND WHEAT WITH DOSES OF PIG SLURRY INJECTED INTO THE SOIL WITH AND WITHOUT DICYANDIAMIDE

AUTHOR: Heitor Luís Santin Bazzo
ADVISOR: Dr. Celso Aita

Pig slurry (PS) has a high proportion of nitrogen (N) in ammoniacal form, whose losses by ammonia (NH₃) volatilization can be high when PS is broadcast, as it is done in no-till crops. The shallow injection of PS significantly reduces such losses, but increases the emissions of nitrous oxide (N₂O) into the atmosphere, which can be mitigated by adding nitrification inhibitors (IN) to PS at the time of its injection into the soil. There is little research information involving the addition of IN to PS doses injected into the soil and its effect on N₂O emissions and N supply to crops. In the present study, the effect of adding the IN dicyandiamide (DCD) to PS doses equivalent to 33, 66, 100 and 133% of the amount of N recommended for wheat and corn was evaluated on these two variables, in addition to a control treatment and a treatment with mineral fertilizer (NPK) recommended to crops, both without IN addition. The IN proportion was constant in each dose and equivalent to 10% of the ammoniacal N applied to the soil with the PS. All PS doses were evaluated with and without the addition of IN. The study was carried out for two years, with treatments always being applied in the same plots, at the time of sowing the crops, following a randomized block design with four replications. N₂O emission was evaluated using static chambers. The shallow injection of PS into the soil increased N₂O emission and this increase was not directly proportional to the increase in PS dose, but it was exponential. The addition of DCD to the PS was efficient in mitigating N₂O emissions, especially when the PS dose was equal to or greater than the N recommendation for the crops. The average N₂O emission factor (EF) of the DLS doses with the addition of DCD was 1.33% and 2.56% without DCD. Despite the efficiency of DCD in reducing N₂O emissions, this IN was not efficient in increasing crop grain yield, contrary to what we hypothesized that this could occur with the addition of the IN to at suboptimal PS doses. Through models adjusted to crop productivity and N₂O emissions data, it was possible to estimate that, with the reduction of the PS dose to 87% of the recommended amount of N for corn and wheat and with the addition of DCD, it would be possible to maintain the productivity of these two crops, with a 50.2% reduction in N₂O emissions, compared to injecting the recommended dose of PS into the soil without DCD.

Keywords: Pig slurry. Nitrification inhibitor. No-till.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 2.1 – Precipitação, irrigação e temperatura média diária do ar (A), espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) e fluxos de N_2O (C) durante o primeiro ano de cultivo.27
- Figura 2.2 – Precipitação, irrigação e temperatura média diária do ar (A), espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) e fluxos de N_2O (C) durante o segundo ano de cultivo.....28
- Figura 2.3 – Concentrações de NH_4^+ (A) e NO_3^- (B) na camada 0 - 10 cm do solo durante o primeiro ano de cultivo.32
- Figura 2.4 – Concentrações de NH_4^+ (A) e NO_3^- (B) na camada 0 - 10 cm do solo durante o segundo ano de cultivo.33
- Figura 2.5 – Fluxos de N_2O nas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas durante o primeiro ano de cultivo, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).35
- Figura 2.6 – Fluxos de N_2O nas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas durante o segundo ano de cultivo, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).36
- Figura 2.7 – Relação entre exposição ao nitrato (NO_3^-) no solo dos diferentes tratamentos e emissão acumulada de N_2O nos dois anos de cultivo...38
- Figura 2.8 – Emissões acumuladas de N_2O nas diferentes doses de N aplicadas via DLS e no tratamento com NPK durante o primeiro ano de cultivo. M e T indicam o momento da semeadura do milho e do trigo, respectivamente, e C indica o momento da colheita de cada cultura.....39
- Figura 2.9 – Emissões acumuladas de N_2O nas diferentes doses de N aplicadas via DLS e no tratamento NPK durante o segundo ano de cultivo. M e T indicam o momento da semeadura do milho e do trigo, respectivamente, e C indica o momento da colheita de cada cultura.....39
- Figura 2.10 – Relação entre a quantidade de N total aplicada no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a emissão acumulada de N_2O , no primeiro ano.

A linha pontilhada representa a proporção de 1% do N total adicionado com os DLS e emitida como N-N₂O, conforme prevê o IPCC (2019)..47

Figura 2.11 – Relação entre a quantidade de N total aplicada no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a emissão acumulada de N₂O, no primeiro ano. A linha pontilhada representa a proporção de 1% do N total adicionado com os DLS e emitida como N-N₂O, conforme prevê o IPCC (2019)..48

CAPÍTULO II

Figura 3.1 – Teores de N mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) da camada 0-10cm do solo dos tratamentos durante os cultivos do milho e do trigo no primeiro (A) e no segundo (B) ano.....68

Figura 3.2 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a quantidade de N acumulada pela parte aérea (palha + grãos) do milho (A) e do trigo (B) no primeiro ano. A linha pontilhada indica a quantidade de N acumulada pelas culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).70

Figura 3.3 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a quantidade de N acumulada pela parte aérea (palha + grãos) do milho (A) e do trigo (B) no segundo ano. A linha pontilhada indica a quantidade de N acumulada pelas culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).71

Figura 3.4 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a produtividade de grãos de milho (A) e trigo (B) no primeiro ano. A linha pontilhada representa a produtividade das culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).76

Figura 3.5 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a produtividade de grãos de milho (A) e trigo (B) no segundo ano. A linha pontilhada representa a produtividade das culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016).77

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela 2.1 – Teores de matéria seca (MS), carbon total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO), fósforo total (P total), potássio (K), relação C/N (C/N) e pH dos dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em cada cultivo.....21
- Tabela 2.2 – Doses e quantidades de matéria seca (MS), carbono total (CT), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) adicionadas em cada cultivo nos tratamentos com as doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), equivalentes a 33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada às culturas (CQFS, 2016) e adicionada no tratamento com NPK.22
- Tabela 2.3 – Emissão acumulada e fator de emissão de N₂O no primeiro ano, com o resultado da comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.41
- Tabela 2.4 – Emissão acumulada e fator de emissão de N₂O no segundo ano, com o resultado da comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.42

CAPÍTULO II

- Tabela 3.1 – Teores de N mineral na camada 0-10 cm do solo nos primeiros 50 dias após a aplicação dos tratamentos nos dois anos agrícolas envolvendo o uso de adubação mineral (NPK) e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.69
- Tabela 3.2 – Produtividade de grãos, nitrogênio acumulado, recuperação aparente do nitrogênio (RAN) e eficiência agronômica do nitrogênio aplicado (EAN) no tratamento com adubação mineral recomendada (NPK) e nos tratamentos com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a análise da comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais no primeiro ano.74
- Tabela 3.3 – Produtividade de grãos, nitrogênio acumulado, recuperação aparente do nitrogênio (RAN) e eficiência agronômica do nitrogênio aplicado (EAN) no

tratamento com adubação mineral recomendada (NPK) e nos tratamentos com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a análise da comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais no segundo ano.....75

DISCUSSÃO GERAL

Tabela 4.1 – Quantidades de N₂O produzidas, em escala de rendimento de grãos do milho e do trigo nos dois anos agrícolas, nos tratamentos com adubação mineral (NPK) e nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.88

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	10
1.1	HIPÓTESES	13
1.2	OBJETIVO GERAL	13
1.2.1	Objetivos específicos.....	13
2	CAPÍTULO I – EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO INJETANDO NO SOLO DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E DICIANODIAMIDA NA SUCESSÃO MILHO/TRIGO EM PLANTIO DIRETO	15
2.1	RESUMO	15
2.2	ABSTRACT	16
2.3	INTRODUÇÃO.....	17
2.4	MATERIAL E MÉTODOS	19
2.4.1	Local, condições de solo e clima, tratamentos e desenho experimental..	19
2.4.2	Análises dos dejetos e do solo	23
2.4.3	Amostragens e cálculos relativos ao N ₂ O.....	24
2.4.4	Análises estatísticas	25
2.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
2.5.1	Fluxos de N ₂ O em função da estação do ano.....	25
2.5.2	Fluxos de N ₂ O segundo a fonte de N.....	29
2.5.3	Efeito da DCD sobre os teores de N mineral do solo e os fluxos de N ₂ O .	31
2.5.4	Emissões cumulativas de N ₂ O sem o uso da DCD.....	38
2.5.5	Efeito da DCD sobre a emissão cumulativa e os fatores de emissão de N ₂ O	43
2.5.6	Relação entre a dose de N aplicada com DLS e a emissão de N ₂ O	46
2.6	CONCLUSÕES.....	51
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
3	CAPÍTULO II – FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO À SUCESSÃO MILHO/TRIGO EM PLANTIO DIRETO INJETANDO NO SOLO DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM DICIANODIAMIDA.....	58
3.1	RESUMO	58
3.2	ABSTRACT	59
3.3	INTRODUÇÃO.....	60
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	62

3.4.1	Local do estudo e condições de solo e clima.....	62
3.4.2	Delineamento experimental e manejo das culturas	63
3.4.3	Caracterização dos DLS utilizados.....	64
3.4.4	Coleta e análise de solo e plantas	65
3.4.5	Análises estatísticas	66
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
3.5.1	Nitrogênio mineral do solo	66
3.5.2	Fornecimento de N e produtividade de grãos	69
3.5.3	Recuperação aparente e eficiência agrônômica do N aplicado via dejetos e ureia.....	78
3.6	CONCLUSÕES.....	80
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
4	DISCUSSÃO GERAL	85
5	CONCLUSÕES GERAIS	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

1 INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura, a bovinocultura de leite e a avicultura de corte e postura são atividades de grande importância econômica e social em muitas regiões do Brasil, com destaque para a região Sul. Como os animais são criados em regime de confinamento total ou parcial, essas atividades geram grandes volumes de dejetos, os quais se apresentam na forma sólida, como é o caso da avicultura, ou na forma líquida, a qual predomina na suinocultura e na bovinocultura de leite, em que os dejetos são armazenados em esterqueiras anaeróbias.

Os dejetos produzidos pela suinocultura se destacam tanto pela quantidade produzida como pela sua importância do ponto de vista agrônomo e ambiental. Agronomicamente, os dejetos líquidos de suínos (DLS) das esterqueiras, contendo uma mistura heterogênea de fezes, urina, água residual dos bebedouros e água usada na higienização das instalações, se caracterizam pelo seu baixo teor de matéria seca e pela elevada proporção do nitrogênio (N) total que já se encontra na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) quando os mesmos são aplicados no campo como fertilizante das culturas, especialmente das gramíneas com o milho e o trigo (SCHIRMANN et al., 2013; GONZATTO et al., 2016; 2017). Embora esse teor de N amoniacal represente uma fonte prontamente disponível desse nutriente às culturas, ele também pode impactar negativamente o ambiente, dependendo das condições em que os DLS são aplicados.

Atualmente, os DLS são aplicados principalmente em condições de plantio direto, cuja premissa principal é de que o solo não pode ser mobilizado além da área limitada pelas linhas de semeadura das culturas. Com isso, os DLS são aplicados na superfície do solo e sem incorporação o que, dependendo das condições climáticas, pode resultar em perdas significativas de N, principalmente por volatilização de amônia (NH_3) (SHERLOCK et al., 2002; AITA et al., 2014), com impactos negativos tanto no tocante à redução da disponibilidade de N no solo quanto na deterioração da qualidade do ambiente. Após volatilizada, a NH_3 pode reagir na atmosfera com elementos químicos produzindo partículas ($\text{PM}_{2.5}$) nocivas à saúde humana, além de provocar o desequilíbrio de ecossistemas e resultar na emissão indireta do óxido nitroso (N_2O), que é um dos principais

gases responsáveis pelo aquecimento global, além de afetar a camada do ozônio (O_3) (TÓTH et al., 2022; WALLMAN et al., 2022).

Além da volatilização de NH_3 , o N amoniacal dos DLS que permanece na superfície do solo é rapidamente oxidado até nitrato (NO_3^-) pelas bactérias nitrificadoras (ROCHETTE et al., 2004) o que, dependendo da pluviometria, pode resultar na lixiviação de NO_3^- (BERGSTRÖM & KIRCHMANN, 2006) e na transferência de N amoniacal e de NO_3^- aos mananciais de superfície via escoamento (CERETTA et al., 2010; KAUFMANN et al., 2018), provocando a sua eutrofização. Juntamente com a transferência de fósforo (P) e na presença de luz solar, esse aumento na concentração de N, especialmente de NO_3^- , favorece a proliferação excessiva de microrganismos fotossintéticos, como as algas e cianobactérias, o que aumenta a quantidade de matéria orgânica do ambiente aquático e reduz a quantidade de oxigênio (O_2) dissolvido na água, impactando negativamente a biodiversidade da área afetada (FRIED et al., 2003).

Além desses problemas ligados ao N dos DLS, com impactos negativos na disponibilidade desse nutriente às culturas e na qualidade do ar e da água, outro problema sério decorrente da aplicação dos DLS na superfície do solo está ligado à emissão de maus odores, principalmente nas primeiras horas após a aplicação (PARKER et al., 2013). Já foram identificados mais de 200 compostos odorantes voláteis, produzidos por bactérias durante o armazenamento dos DLS em condições anaeróbias (JANG & JUNG, 2018).

Uma das estratégias usadas em diversos países para mitigar esses problemas decorrentes da aplicação dos DLS em condições de plantio direto consiste na sua injeção no solo. Apesar de reduzir significativamente as perdas de N por volatilização de NH_3 (AITA et al., 2014; TÓTH et al., 2022) e por escoamento de superfície (SCHUSTER et al., 2017), de reduzir a emissão de maus odores (PARKER et al., 2013) e também de aumentar a produtividade das culturas (GONZATTO et al., 2017), esses efeitos benéficos da injeção subsuperficial dos DLS no solo, têm sido contrabalanceados pelo aumento na emissão de N_2O (DELL et al., 2011; VELTHOF & MOSQUERA, 2011; AITA et al., 2014; 2019) com essa prática. Esse efeito negativo, tanto do ponto de vista agrícola quanto ambiental, tem sido justificado pelo fato da injeção dos DLS provocar, no interior dos sulcos de injeção, o aumento localizado da

concentração de carbono disponível, N mineral e água, que são os substratos utilizados pelas bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras, responsáveis pela produção de N_2O .

O uso de inibidores de nitrificação, com destaque para a dicianodiamida (DCD), vem sendo a estratégia empregada com sucesso em alguns países, como por exemplo a Holanda (de KLEIN et al., 1996), a Espanha (VALLEJO et al., 2005) e, mais recentemente, o Brasil (AITA et al., 2014; 2019) para mitigar esse aumento na produção e emissão de N_2O quando os dejetos líquidos de suínos e de bovinos são injetados, em relação à aplicação na superfície do solo. Nos estudos de AITA et al. (2014; 2019) a redução na emissão de N_2O , quando a DCD foi adicionada aos DLS injetados no solo em condições edafoclimáticas similares às do presente estudo, foi de 66,2 % (6.198 vs 2.093 g N- N_2O ha⁻¹) no milho e 48,3% (3.515 vs 1.817 g N- N_2O ha⁻¹) no trigo e aveia. Trabalhando com esse mesmo inibidor de nitrificação na Espanha, Vallejo et al. (2005) constataram que a adição da DCD aos DLS, no momento da sua injeção no solo, reduziu o fator de emissão (FE) de N_2O de 2,95% para apenas 0,5%.

Apesar desses efeitos benéficos da DCD na redução das emissões de N_2O , na maioria dos estudos, o seu uso não se justifica do ponto de vista econômico, uma vez que a resposta das culturas ao seu uso é pequena ou mesmo nula (GONZATTO et al., 2016; 2017). Uma das hipóteses sugeridas para isso é que o inibidor foi utilizado, na maioria das situações, em doses ótimas de N via dejetos (ROSE et al., 2018). Nessa condição, o N mineral residual no solo, o qual não foi emitido para a atmosfera como N_2O , NO e N_2 , no tratamento em que os dejetos não receberam DCD, seria suficiente para atender a demanda em N das culturas, resultando em pouca ou nenhuma diferença em relação ao tratamento com DCD.

Outra constatação quanto ao uso da DCD é que esse inibidor foi avaliado quase sempre em dose única e não em quantidade proporcional ao N adicionado via dejetos (GONZATTO et al., 2016; 2017). Por isso, a importância em avaliar a resposta das culturas à DCD variando a dose de DLS, incluindo também doses sub ótimas, como sugeriram Rose et al. (2018). Ao variar a dose de DLS também é importante avaliar qual o efeito do aumento das doses sobre as emissões de N_2O , já que há evidências de que o aumento na emissão desse gás de efeito estufa não ocorre de forma linear com a quantidade de N aplicada via DLS, como

prevê o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2019), mas sim de modo exponencial, especialmente quando a dose de N ultrapassa a demanda de N das culturas (CHENG et al., 2016; SONG et al., 2018; QIN et al., 2021; KIRKBY et al., 2023).

Inserido nesse contexto, foi conduzido o presente estudo em que foi conduzido um experimento de campo durante dois anos agrícolas, avaliando-se o efeito da adição da DCD, em doses crescentes de DLS e injetadas no solo, sobre as emissões de N_2O , o fornecimento de N e a produtividade do milho e do trigo. O referido experimento deu origem à presente tese, a qual foi organizada em dois artigos, sendo o primeiro com foco nas emissões de N_2O e o segundo na resposta das culturas aos tratamentos avaliados.

1.1 HIPÓTESES

- 1) A emissão de N_2O aumenta de modo exponencial com o aumento da dose de DLS e não linear como prevê o IPCC, o qual considera que 1% do N aplicado no solo é emitido como N_2O .
- 2) O fornecimento de N e a produtividade de grãos do milho e do trigo com a adição da DCD aos DLS superam o tratamento sem adição da DCD apenas em doses sub ótimas de N via DLS.
- 3) É possível encontrar uma dose de DLS que, na presença da DCD, permita mitigar as emissões de N_2O sem comprometer o fornecimento de N e a produtividade das culturas.

1.2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito da adição da DCD em doses crescentes de DLS injetadas no solo sobre os fatores de emissão de N_2O e sobre o fornecimento de N e a produtividade de grãos do milho e do trigo em plantio direto.

1.2.1 Objetivos específicos

- 1) Comparar a magnitude do efeito da DCD na redução da emissão de N_2O em função da dose de DLS injetada no solo.

- 2) Avaliar se a emissão de N_2O com a injeção dos DLS no solo, sem o uso da DCD, aumenta proporcionalmente à quantidade de N aplicada com os DLS ou se o aumento é não linear.
- 3) Verificar se a dose de N via DLS injetados no solo afeta o efeito da DCD no fornecimento de N e na produtividade do milho e do trigo.

2 CAPÍTULO I – EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO INJETANDO NO SOLO DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E DICIANODIAMIDA NA SUCESSÃO MILHO/TRIGO EM PLANTIO DIRETO

2.1 RESUMO

O efeito da injeção no solo de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto, com e sem inibidor de nitrificação (NI), sobre as emissões de óxido nitroso (N_2O) ainda é um aspecto pouco conhecido. O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito da adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) a doses crescentes (33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada) de DLS injetados no solo, nas culturas do milho e do trigo em plantio direto. Além das quatro doses de DLS foram avaliados um tratamento testemunha, sem o uso de N, e um tratamento com aplicação da dose recomendada de N via ureia, ambos sem DCD. O estudo foi conduzido durante dois anos, com duas aplicações dos tratamentos no milho e duas no trigo, sempre nas mesmas parcelas. As quantidades de P e K foram equiparadas em todos os tratamentos. O delineamento foi de blocos ao acaso, com quatro repetições, e o N_2O foi avaliado em câmaras estáticas. Na média dos quatro cultivos, 64,1% ($5,89 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) da emissão anual de N_2O ($9,19 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) ocorreu no verão, na cultura do milho. Sem o uso da DCD, as emissões de N_2O aumentaram exponencialmente com o aumento das doses de DLS, principalmente quando a dose de N via DLS foi superior à recomendação de N às culturas (DLS 133%). O IN foi eficiente em mitigar as emissões de N_2O , principalmente no verão e nas doses de DLS de 100 e 133%. Na presença da DCD, as emissões de N_2O aumentaram linearmente com o aumento das doses de DLS e foram próximas à proporção estabelecida pelo IPCC, de 1% do N total aplicado emitido na forma de N_2O . Para quantidades equivalentes de N disponível aplicadas no solo com os DLS (DLS 100%) e com ureia, as emissões anuais de N_2O , na média dos quatro cultivos, foram maiores com os DLS, cujo valor para o fator de emissão (FE) de N_2O foi de 2,75% contra apenas 0,87% para a ureia. Os resultados de nosso estudo evidenciaram a importância da adição da DCD aos DLS para mitigar as emissões de N_2O , quando os DLS são

injetados no solo no verão, em doses iguais ou superiores à dose de N recomendada às culturas.

Palavras-chave: inibidor de nitrificação. Esterco de suínos. Desnitrificação. Emissão de N₂O.

2.2 ABSTRACT

The effect of injecting pig slurry (PS) doses into the soil under no-tillage, with and without nitrification inhibitor (NI), on nitrous oxide (N₂O) emissions is not well documented. The objective of this study was to evaluate the effect of adding the NI dicyandiamide (DCD) to increasing doses (33, 66, 100 and 133% of the recommended amount of N) of PS injected into the soil, in no-till corn and wheat crops. In addition to the four PS doses, a control treatment, without the use of N, and a treatment with application of the recommended dose of N via urea, was evaluated, both without DCD. The study was carried out for two years, with the treatments applied twice to corn and twice to wheat, always in the same plots. The amounts of P and K were equal in all treatments. The design was randomized blocks, with four replications, and N₂O was evaluated in static chambers. In the average of the four crops, 64.1% (5.89 kg N-N₂O ha⁻¹) of the annual N₂O emission (9.19 kg N-N₂O ha⁻¹) occurred in the summer, in the corn crop. Without the use of DCD, N₂O emissions increased exponentially with increasing PS doses, especially when the N dose via PS was higher than the N recommendation for crops. The NI was efficient in mitigating N₂O emissions, mainly in the summer season and at PS doses of 100 and 133%. In the presence of DCD, N₂O emissions increased linearly with the increase in PS doses and were close to the proportion established by the IPCC, of 1% of the total N applied and emitted as N₂O. For equivalent amounts of available N applied to the soil with PS (PS 100%) and with urea, the annual N₂O emissions, on average for the four crops, were higher with DLS, whose value for the emission factor (EF) of N₂O was 2.75% against only 0.87% for urea. The results of our study showed the importance of adding DCD to PS to mitigate N₂O emissions, when PS is injected into the soil in summer, in doses equal to or greater than the amount of N recommended to crops.

Keywords: Nitrification inhibitors. Pig manure. Denitrification. N₂O emission.

2.3 INTRODUÇÃO

No Brasil, a suinocultura é uma atividade de grande importância social e econômica, sendo que o país ocupa a quarta posição no ranking de produção mundial de suínos, com um rebanho superior a 40 milhões de cabeças (ABPA, 2022). Aproximadamente 50% desse rebanho está concentrado na região sul do país, com predomínio do sistema de confinamento dos animais, o que resulta na concentração de grande volume de dejetos junto nos locais de criação. Esses dejetos constituem um fertilizante natural líquido e são compostos por uma mistura heterogênea de fezes, urina, restos de alimentos, além da água usada na remoção dos excrementos para higienizar as instalações (MARSZALEK et al., 2018).

A utilização dos dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizante, principalmente como fonte de nitrogênio (N) às gramíneas como o milho e o trigo, é uma prática comum nas regiões agrícolas dedicadas à suinocultura no Brasil, com destaque para os estados da região Sul (SCHIRMANN et al., 2013; GONZATTO et al., 2016; 2017). Apesar dos efeitos positivos na produtividade das culturas, essa prática também pode resultar em poluição ambiental, dependendo de diversos fatores ligados ao clima, ao tipo de solo e aos próprios dejetos, especialmente no que se refere à dose aplicada e ao modo de aplicação no solo (AITA et al., 2014; 2019).

As práticas de mobilização do solo como aração e gradagem são incompatíveis com sistema plantio direto (SPD), o qual predomina nas lavouras da região sul do Brasil. Por isso, os DLS precisam ser aplicados sobre os resíduos culturais presentes na superfície do solo, o que favorece as perdas de carbono e nutrientes via escoamento superficial (BERGSTRÖM & KIRCHMANN, 2006; SCHUSTER et al., 2017;), a emissão de maus odores (PARKER et al., 2013) e, principalmente, a perda de N através da volatilização de amônia (NH₃), que pode alcançar até 68% do N amoniacal aplicado com os DLS (HUIJSMANS et al., 2003). Além de reduzir o potencial fertilizante nitrogenado dos DLS, a volatilização de NH₃ pode resultar em poluição ambiental e em sérios riscos à saúde humana, já que essa forma gasosa de N reage na atmosfera com os

ácidos nítrico e sulfúrico produzindo material particulado fino de sulfato e nitrato ($PM_{2,5}$) (HRISTOV, 2011). Quanto à poluição ambiental, a NH_3 volatilizada contribui indiretamente ao aquecimento global já que, ao retornar ao solo, o N amoniacal passará pelos processos microbianos acoplados de nitrificação e desnitrificação, podendo resultar na produção de óxido nitroso (N_2O), que é um potente gás do efeito estufa (GEE), além de atuar na depleção do ozônio na estratosfera (TÓTH et al., 2022). Segundo o “Intergovernmental Panel on Climate Change” (IPCC) (2019), aproximadamente 1% da quantidade de N emitida para a atmosfera na forma de NH_3 poderá ser convertida em N_2O .

Uma das estratégias utilizadas em outros países como a França (LOYON & GUIZIOU, 2019) a Espanha (SANZ-COBENA et al., 2019) e a Hungria (TÓTH et al., 2022) e também na região sul do Brasil (AITA et al., 2014; 2019) para mitigar as emissões de NH_3 consiste na injeção subsuperficial dos DLS no solo. Além de ser uma prática compatível com o SPD, a injeção dos dejetos no solo pode reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 para níveis próximos às áreas sem aplicação de DLS, conforme evidenciado pelos resultados dos estudos de Dell et al. (2012) e Aita et al. (2014), entre outros. Todavia, as vantagens da injeção dos DLS sobre a preservação do N mineral dos dejetos no solo podem ser parcialmente anuladas pelo aumento na produção de N_2O nos sulcos da injeção durante os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (LOICK et al., 2017; SANZ-COBENA et al., 2019). Isso ocorre porque, no interior dos sulcos, cria-se um ambiente deficiente em oxigênio (O_2) e rico em N amoniacal, carbono (C) solúvel e água (COMFORT et al., 1990; DUNCAN et al., 2017), que são condições favoráveis à ação das bactérias responsáveis pela produção de N_2O , principalmente as desnitrificadoras (COMFORT et al., 1988).

A adição de produtos inibidores de nitrificação aos DLS, com o predomínio, em nível mundial, da dicianodiamida (DCD) (van der WEERDEN et al., 2021), é uma prática que tem se mostrado eficiente em mitigar o aumento das emissões de N_2O após a injeção dos DLS no solo (AITA et al., 2014; 2019; MISSELBROOK et al., 2014). Todavia, na maioria dos estudos, como por exemplo naqueles de Aita et al. (2014; 2015; 2019) e Vallejo et al. (2005), a DCD tem sido testada apenas em dose única, normalmente na faixa de 7,2 a 10 kg ha^{-1} de princípio ativo, independentemente da quantidade de N amoniacal ou de

N total aplicada ao solo com os DLS. Assim, é importante e necessário avaliar a eficiência da DCD em mitigar as emissões de N_2O para a atmosfera variando as doses de DLS a serem injetadas no solo em SPD. Isso porque, o aumento das doses impacta não apenas no aumento da quantidade de N adicionada, mas também de outros atributos que podem afetar direta e indiretamente a produção de N_2O , como a quantidade de C disponível e de líquidos (água e urina).

Outro aspecto importante a destacar é que, na maioria das situações em que a emissão de N_2O foi relacionada com a quantidade de N aplicada no solo, essa relação não foi linear (CHENG et al., 2016; SONG et al., 2018), conforme preconiza o IPCC (2019), em que o fator de emissão (FE) (proporção do N total aplicado que é emitido como N_2O) é constante e igual a 1%, independentemente da quantidade de N total aplicada. O aumento normalmente observado na emissão de N_2O ocorre de modo não linear, mas principalmente exponencial, especialmente quando a dose de N aplicada ultrapassa a demanda de N das culturas (SHCHERBAK et al., 2014; SONG et al., 2018). Todavia, essa relação entre a dose de N aplicada com a emissão de N_2O tem sido avaliada com fontes sintéticas de N, com destaque para a ureia (CHENG et al., 2016; MILLAR et al., 2018; SONG et al., 2018). Diferentemente da ureia, os dejetos fornecem às bactérias responsáveis pela produção de N_2O diversos outros substratos além do N, incluindo micro e macronutrientes e carbono (C), o qual está presente em diferentes compostos orgânicos. Por isso, é importante conhecer essa relação entre a emissão de N_2O e a quantidade de N adicionada ao solo via múltiplas doses de DLS, a fim de melhor estabelecer estratégias para mitigar tais emissões.

Neste contexto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar o efeito da injeção de doses crescentes de DLS no solo sobre as emissões de N_2O nas culturas do milho e do trigo em SPD e também a eficiência da DCD em mitigar tais emissões, quando esse inibidor de nitrificação é adicionado aos DLS no momento da sua injeção no solo.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Local, condições de solo e clima, tratamentos e desenho experimental

O estudo foi conduzido no período de outubro de 2019 a novembro de 2021 na área experimental do departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS (29° 43' 13" S, 53° 42' 15" W e altitude de 90 m). O solo foi um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA., 2013), com as seguintes características na camada 0-10 cm: pH-H₂O (1:1) = 5,6; matéria orgânica (MO) = 1,8%; areia = 530 g kg⁻¹; argila = 192,5 g kg⁻¹; fósforo (P) = 24,4 mg dm⁻³; potássio (K) = 102,0 mg dm⁻³; alumínio (Al) = 0,0 cmol_c dm⁻³; cálcio (Ca) = 3,0 cmol_c dm⁻³; magnésio (Mg) = 1,3 cmol_c dm⁻³ e densidade aparente = 1,47 g cm⁻³. O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa.

A área apresentava histórico de plantio direto, principalmente da sucessão aveia/soja, tendo permanecido em pousio um ano, até seis meses antes da instalação do experimento, quando foi cultivada, no inverno de 2019, com aveia-preta (*Avena strigosa*) para produção de cobertura vegetal. A produção de matéria seca (MS) da aveia foi de 4,5 Mg ha⁻¹, sobre a qual foi feita a primeira aplicação dos tratamentos no milho, safra 2019/20.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo que cada unidade experimental possuía dimensões de 6,0 m x 4,0 m (24 m²). Os dez tratamentos avaliados nas culturas do milho e do trigo constaram de uma testemunha, sem o uso de fertilizante, um tratamento com a adubação mineral (formulação NPK) recomendada às culturas para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2016) e oito tratamentos com DLS, nas doses de 33, 66, 100 e 133% da dose de N recomendada, com e sem DCD. No tratamento com adubação mineral, todo o P e o K e parte do N foram aplicados na semeadura, com o restante do N sendo aplicado em cobertura (estádio V6 do milho e no perfilhamento do trigo), na forma de ureia.

Os tratamentos foram reaplicados sempre nas mesmas parcelas no momento da semeadura de cada cultura (milho 2019/20, trigo 2020, milho 2020/21 e trigo 2021). As quantidades de P e K foram equiparadas em todos os tratamentos, inclusive no tratamento testemunha, sendo que a única variável relativa aos três macronutrientes foi a quantidade de N aplicada. A equiparação foi feita a partir das quantidades de P e K aplicadas na maior dose de DLS (133%), tendo sido usados o superfosfato triplo e o cloreto de potássio como fontes de P e K, respectivamente. As características do DLS e as quantidades

de matéria seca, carbono e nutrientes aplicadas em cada cultura nos tratamentos com DLS e no tratamento com NPK são apresentadas nas tabelas 2.1 e 2.2, respectivamente.

A abertura dos sulcos de injeção dos DLS no solo foi realizada com uma máquina injetora comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL), com espaçamento entre linhas de 0,35 m e profundidade de trabalho de 0,08 a 0,12 m. Após a abertura dos sulcos a aplicação dos dejetos foi realizada de forma manual em cada linha de injeção. Essa etapa da adição manual dos DLS no interior dos sulcos de todos os tratamentos visou garantir a aplicação da quantidade exata de DLS em cada dose avaliada e a sua uniformidade nos sulcos, uma vez que a máquina injetora apresenta limitações na distribuição uniforme dos dejetos, principalmente em dosagens inferiores a 30 m³ ha⁻¹.

Tabela 2.1 – Teores de matéria seca (MS), carbon total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO), fósforo total (P total), potássio (K), relação C/N (C/N) e pH dos dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em cada cultivo.

Características dos DLS	Cultivos			
	Milho 2019/20	Trigo 2020	Milho 2020/21	Trigo 2021
MS, g kg ⁻¹	63,0	74,4	77,1	110,0
CT, g kg ⁻¹	23,3	26,7	26,0	38,5
NT, g kg ⁻¹	5,4	4,8	5,3	6,8
NAT, g kg ⁻¹	3,5	2,7	3,4	4,2
% de NAT no NT	64,0	56,7	65,5	61,5
NO, g kg ⁻¹	2,0	2,1	1,9	2,6
P total	1,3	2,2	1,9	2,4
K	3,8	2,0	2,6	3,1
C/N	4,3	5,6	4,9	5,7
pH	6,8	6,4	6,6	6,8

Tabela 2.2 – Doses e quantidades de matéria seca (MS), carbono total (CT), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) adicionadas em cada cultivo nos tratamentos com as doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), equivalentes a 33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada às culturas (CQFS, 2016) e adicionada no tratamento com NPK.

Tratamento	Dose (m ³ ha ⁻¹)	MS	CT	Nitrogênio ¹				P	K
				NT	NAT	NO	N disp.		
kg ha ⁻¹									
Milho 2019/20									
NPK	-	-	-	150,0	-	-	-	180,0	172,0
DLS 33%	11,6	728,9	269,6	62,5	40,5	22,5	50,0	15,0	44,0
DLS 66%	23,1	1.457,8	539,2	125	81,0	45,1	100,0	30,0	87,9
DLS 100%	34,7	2.187,4	809,0	187,5	121,5	67,7	150,0	45,1	132,1
DLS 133%	46,3	2.917,0	1078,8	250	162,0	90,3	200,0	60,2	175,9
Trigo 2020									
NPK	-	-	-	110,0	-	-	-	60,0	78,0
DLS 33%	9,5	703,0	252,3	45,4	25,5	19,8	36,3	12,3	18,9
DLS 66%	18,9	1406,0	504,6	90,8	51,0	39,7	72,6	24,6	37,8
DLS 100%	28,7	2131,5	765,0	137,5	77,3	60,1	110,0	37,2	57,3
DLS 133%	39,1	2909,8	1044,2	187,8	105,6	82,1	146,3	50,8	78,2
Milho 2020/21									
NPK	-	-	-	150,0	-	-	-	180,0	122,0
DLS 33%	11,8	909,8	306,8	62,5	40,1	22,4	50,0	22,4	30,7
DLS 66%	23,6	1819,6	613,6	125	80,2	44,8	100,0	44,8	61,4
DLS 100%	35,4	2729,3	920,4	187,5	120,4	67,3	150,0	67,3	92,0
DLS 133%	47,2	3639,1	1227,2	250	160,5	89,7	200,0	89,7	122,7
Trigo 2021									
NPK	-	-	-	110,0	-	-	-	66,0	85,0
DLS 33%	6,7	737,0	258,0	45,4	28,1	17,4	36,3	16,1	20,8
DLS 66%	13,4	1474,0	516,0	90,8	56,3	34,8	72,6	32,2	41,5
DLS 100%	20,2	2222,0	777,7	137,5	84,8	52,5	110,0	48,5	62,6
DLS 133%	27,6	3036,0	1062,6	187,8	115,9	71,8	146,3	66,2	85,5

¹ NT = N total, NAT = N amoniacal total (NH₃ + NH₄⁺), NO = N orgânico, N disp. = N disponível, considerado como sendo 80% do N total adicionado (CQFS, 2016).

No dia seguinte a cada aplicação dos DLS no solo foi efetuada a semeadura das culturas, com semeadora para plantio direto. Em outubro/2019 e 2020 foi semeado o milho, no espaçamento de 0,50 m entre e linhas e uma

população de 60 mil plantas ha⁻¹, utilizando-se o híbrido P3016VYHR. Em maio/2020 e junho/2021 foi semeado trigo no espaçamento entre linhas de 0,17 m e 300 mil plantas ha⁻¹, utilizando-se as cultivares IPR Potiporã e TBIO Sossego, respectivamente, ambas de ciclo médio. Em momentos de déficit hídrico, a cultura do milho foi irrigada por aspersão, tendo sido realizadas seis irrigações em cada safra.

2.4.2 Análises dos dejetos e do solo

Os DLS utilizados nos quatro cultivos realizados foram coletados em esterqueira anaeróbia de uma propriedade de produção de suínos em fase de terminação, em sistema de confinamento total. Nos DLS foram analisados os teores de N total (NT), N amoniacal total (NAT), fósforo (P), potássio (K), matéria seca (MS) e pH, conforme metodologias descritas em Tedesco et al. (1995). O teor de C total foi determinado por combustão seca (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy), nos dejetos secos e finamente moídos.

Nos tratamentos com adição do inibidor de nitrificação, a mistura da DCD com os DLS foi realizada momentos antes da sua aplicação no solo. Em cada tratamento com DLS, a quantidade de DCD aplicada foi equivalente a 10% da quantidade de NAT aplicada com os DLS.

Em cada coleta realizada para a avaliação das emissões de N₂O, foram coletadas amostras de solo na camada 0-10 cm para determinar a umidade gravimétrica e o teor de N mineral. O N mineral foi determinado por destilação em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, após extração do solo com KCl 1 mol L⁻¹ (TEDESCO et al., 1995). A umidade gravimétrica do solo foi determinada após secagem das amostras a 105°C, durante 48 horas.

A partir dos resultados obtidos de umidade, densidade aparente e densidade de partícula do solo, foram calculadas a porcentagem do espaço poroso do solo com água (EPSA) em cada avaliação, através da equação (1), descrita por Paul e Clark (1996), em que U é a umidade gravimétrica do solo (g g⁻¹), da é a densidade aparente do solo (g cm⁻³) e dp é a densidade de partículas do solo (g cm⁻³).

$$EPSA(\%) = U \times \frac{da}{1} - \frac{da}{dp} \quad (1)$$

2.4.3 Amostragens e cálculos relativos ao N₂O

Para avaliação da emissão de N₂O em cada tratamento bases metálicas (0,3 x 0,4 m) foram inseridas no solo a 10 cm de profundidade, em local previamente demarcado dentro da área útil de cada parcela. No interior das bases, a adição dos DLS foi feita com uma proveta, a fim de adicionar na área de cada base a quantidade exata de DLS correspondente a cada dose avaliada.

As emissões de N₂O foram avaliadas através do método das câmaras estáticas, as quais são dispostas sobre as bases inseridas no solo em cada parcela. No momento de cada coleta, as câmaras são acopladas sobre bases metálicas, as quais possuem em todo o seu perímetro uma canaleta com 0,05 m largura e 0,05 m de altura, que é preenchida com água antes de cada avaliação a fim de evitar trocas gasosas entre o ambiente interno e externo. Para realizar cada coleta do gás no interior das câmaras, foram utilizadas seringas de polipropileno de 20 ml em três momentos: 0, 20 e 40 minutos após a colocação das câmaras sobre as bases.

Ao término de cada coleta as seringas eram acondicionadas em caixa térmica e levadas ao laboratório, onde as amostras de gás eram transferidas das seringas para exetainers com capacidade de 12 ml (vials exetainers Labco) previamente evacuados. As amostras gasosas dos exetainers foram analisadas por cromatografia gasosa (GC-2014, modelo Greenhouse, Shimadzu). Em cada coleta de gás no campo também foram coletados dados relativos à temperatura e à umidade relativa do ar do interior e do exterior das câmaras, utilizando-se termômetro e termo-higrômetro, respectivamente.

Os fluxos de N₂O na superfície do solo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foram calculados usando a taxa de variação de sua concentração (dG / dt ; $\text{mmol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$) dentro da câmara durante a coleta, através da equação (2), descrita por Rochette & Hutchinson (2005):

$$F_{\text{N}_2\text{O}} = dG/dt \times V/A \times M_m/V_m \times (1 - e_p/P) \quad (2)$$

onde G ($\mu\text{mol mol}^{-1}$) é determinado em amostras de ar seco, V (m^3) é o volume da câmara, A (m^2) é a área coberta pela câmara, e_p (kPa) é a pressão parcial de vapor de água no ar da câmara, P (kPa) é a pressão barométrica, M_m (g mol^{-1})

¹⁾ é a massa molecular de N₂O e V_m (m³ mol⁻¹) é o volume molecular na temperatura e na pressão barométrica da câmara.

As emissões cumulativas de N-N₂O foram obtidas pela interpolação linear das taxas de emissão entre datas consecutivas de amostragem. Os fatores de emissão foram calculados subtraindo a emissão acumulada de N-N₂O do tratamento controle das emissões acumuladas de N-N₂O dos tratamentos com DLS e do tratamento NPK e dividindo pela quantidade de N total adicionado. A exposição ao nitrato (g N-NO₃⁻ dia⁻¹ kg⁻¹) foi usada como um índice de disponibilidade do NO₃⁻ à desnitrificação no solo e foi calculada interpolando linearmente as concentrações de NO₃⁻ no solo entre as datas de amostragem (BURTON et al., 2008) para os mesmos períodos de tempo que as emissões acumuladas de N₂O.

2.4.4 Análises estatísticas

Os dados referentes às emissões cumulativas de N₂O foram submetidos à análise de variância usando o software SISVAR versão 5.6 (build 86) para cada cultura nas safras de verão e inverno. Posteriormente, sete contrastes ortogonais foram realizados para avaliar se houve diferença entre: aplicar ou não fertilizante, DLS injetados vs. fertilizante mineral (NPK), DLS injetados sem DCD vs. DLS injetados com DCD, e DLS sem DCD vs. DLS com DCD em cada uma das quatro doses de DLS aplicadas. A significância estatística foi de P <0,05. Além disso, a análise de regressão foi realizada para avaliar a resposta das doses de DLS associadas ou não ao inibidor de nitrificação sobre as emissões acumuladas de N₂O. Ao efeito observado das doses de DLS sobre essa variável foram ajustados os modelos linear e exponencial, usando o coeficiente de determinação (R²) e a variância (soma total dos quadrados, regressão da soma dos quadrados e a soma dos quadrados do erro) para avaliar sua confiança e assim definir a escolha do modelo que melhor se ajustou.

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 Fluxos de N₂O em função da estação do ano

Nos dois anos de avaliação, os fluxos anuais de N₂O foram maiores no milho do que no trigo (Figuras 2.1 e 2.2). Considerando apenas o tratamento onde ocorreram os maiores fluxos de N₂O, que foi aquele com a aplicação da maior dose de dejetos (133%) e sem o uso do inibidor, os fluxos médios de N₂O nos primeiros 40 dias no primeiro e no segundo ano foram de 1.225 e 1.062 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{ h}^{-1}$ no milho e de 308 e 713 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{ h}^{-1}$ no trigo, respectivamente.

Essas diferenças observadas nos fluxos de N₂O entre o verão e o inverno podem ser atribuídas a dois fatores principais. O primeiro se refere ao efeito da temperatura sobre a atividade microbiana, já que segundo Howe & Smith (2021), dentro de uma faixa limitada de temperatura, a taxa dos processos biológicos duplica a cada 10°C de aumento da temperatura e, portanto, duplica a taxa de crescimento, tanto das bactérias responsáveis pela produção de N₂O como do restante da população microbiana heterotrófica do solo. Esse aumento na atividade respiratória da população microbiana heterotrófica aeróbia do solo contribui ao aumento na demanda de O₂, o que pode criar condições de anoxia e favorecer a desnitrificação (DELL et al., 2011; ROCHETTE et al., 2004). Para Xia et al. (2020) a temperatura e a umidade exercem forte controle sobre a atividade microbiana do solo, a qual está diretamente relacionada com a produção de N₂O. Aumentando a atividade microbiana em condições ótimas de temperatura e umidade aumenta também a reciclagem microbiana e, com isso, a disponibilidade de C e N aos microrganismos produtores de N₂O (XIA et al., 2020).

O segundo fator envolve a quantidade de N que foi aplicada no solo com os dejetos nas duas estações. Na média das quatro doses de dejetos, as quantidades de N total e de N amoniacal aplicadas no primeiro ano foram de 156 e 101 kg ha^{-1} no milho e de 115 e 65 kg ha^{-1} no trigo, respectivamente. No segundo ano, as quantidades médias de N total e N amoniacal aplicadas via DLS no milho foram de 156 e 100 kg ha^{-1} , respectivamente, enquanto no trigo foram de 115 e 71 kg ha^{-1} . Além do N, na média dos tratamentos com DLS e dos dois anos, as quantidades de C aplicadas no milho, no verão, foram 11,3% maiores do que no trigo (Tabela 2.2). Portanto, além da temperatura mais favorável, a maior quantidade de substrato aplicada ao solo, tanto às bactérias heterotróficas desnitrificadoras como também às bactérias autotróficas nitrificadoras, devem ter proporcionado maior produção e emissão de N₂O no verão do que no inverno.

Figura 2.1 – Precipitação, irrigação e temperatura média diária do ar (A), espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) e fluxos de N_2O (C) durante o primeiro ano de cultivo.

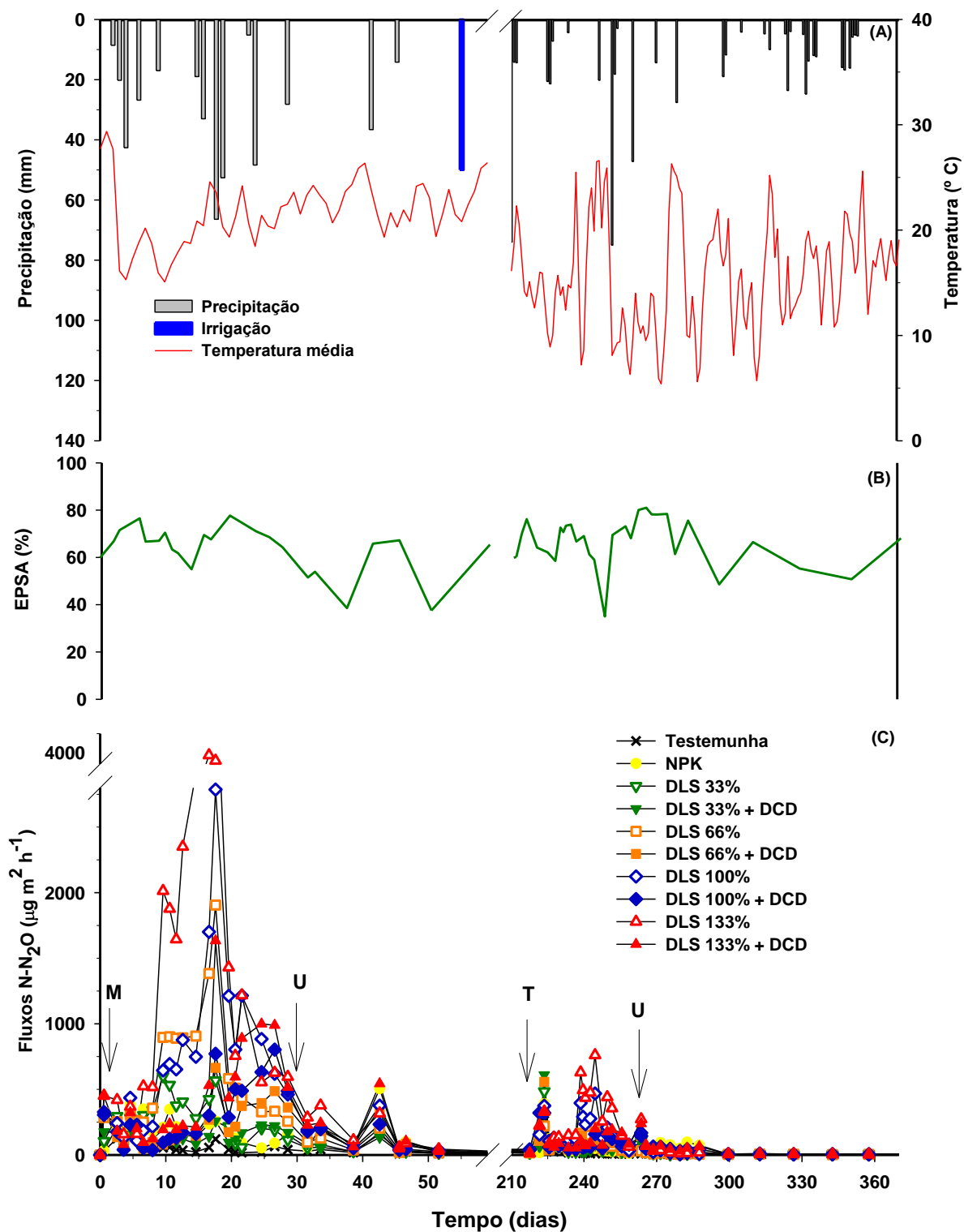
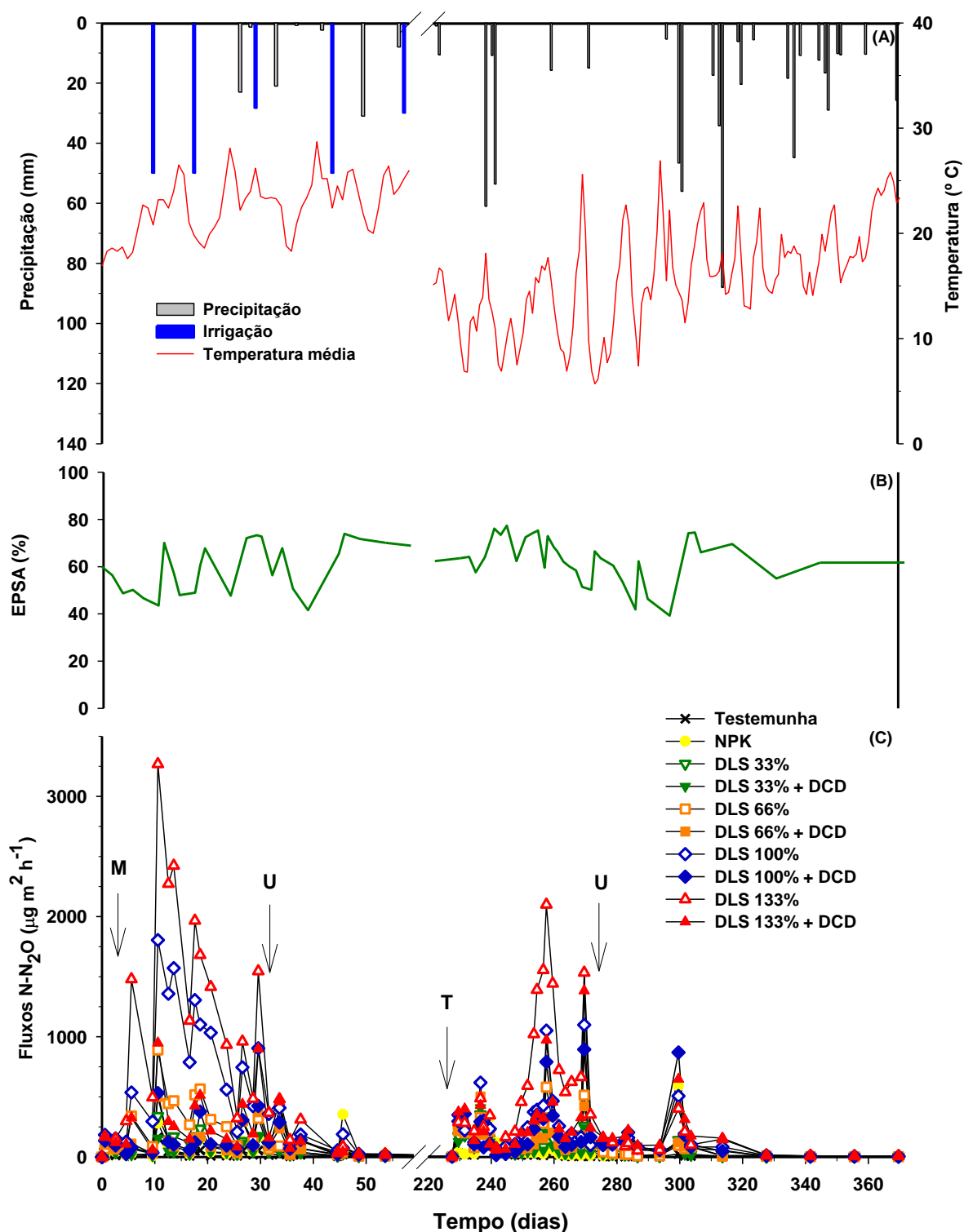


Figura 2.2 – Precipitação, irrigação e temperatura média diária do ar (A), espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) e fluxos de N₂O (C) durante o segundo ano de cultivo.



Independente da estação do ano, os maiores picos nas emissões de N₂O nos tratamentos com dejetos e as maiores diferenças dos mesmos em relação

à testemunha ocorreram durante os primeiros 30 a 40 dias após a aplicação dos tratamentos. Após esse período, na maioria das avaliações realizadas, os fluxos de N_2O apresentaram pouca diferença entre os tratamentos e com valores próximos ao tratamento testemunha. Esse comportamento também é observado na maioria dos estudos com DLS (ROCHETTE et al., 2004; AITA et al., 2014; 2019) e é explicado pela redução gradativa da disponibilidade de substrato às bactérias desnitrificadoras no solo. Com o passar do tempo, o consumo de C para a produção de energia e para a biossíntese celular da população microbiana heterotrófica reduz a disponibilidade desse elemento, enquanto a assimilação de N pelas plantas reduz a disponibilidade de NO_3^- . Juntamente com a disponibilidade de O_2 no solo, a disponibilidade de C e de NO_3^- são considerados os principais fatores controladores da desnitrificação (MYROLD, 2021).

De maneira geral, a aplicação de DLS resultou em maiores emissões de N_2O no primeiro (Figura 2.1) do que no segundo cultivo de milho (Figura 2.2). No tratamento com a maior dose de dejetos (133%) o maior pico observado na emissão de N_2O foi de $3.930 \mu g N-N_2O m^2 h^{-1}$ e ocorreu aos 11 dias após a aplicação dos tratamentos enquanto no segundo ano o maior fluxo de N_2O ocorreu aos 17 dias e foi de $3.268 \mu g N-N_2O m^2 h^{-1}$. Esse momento de maiores emissões coincidiu com a ocorrência de quatro precipitações que variaram de 9 a 43 mm no milho do primeiro ano e com duas irrigações de aproximadamente 50 mm, realizadas no milho do segundo ano. Em ambas as situações, os valores de EPSSA foram superiores a 60%, que é o valor a partir do qual a desnitrificação é favorecida (LINN & DORAN, 1984). Já para Myrold (2021), em solos com mais de 80 % da porosidade ocupada por água e com alta atividade respiratória, as bactérias responsáveis pela desnitrificação substituem O_2 pelo NO_3^- como receptor final de elétrons durante a respiração, resultando na produção de N_2O como um intermediário desse processo microbiano.

2.5.2 Fluxos de N_2O segundo a fonte de N

Os fluxos de N_2O , tanto no milho quanto no trigo, foram maiores com a aplicação de DLS do que com a aplicação da ureia no tratamento NPK, o que está de acordo com a maioria dos estudos onde foi feita a comparação da emissão de N_2O entre fontes orgânicas e minerais de N (MERINO et al., 2001;

ROCHETTE et al., 2004; AITA et al., 2014; 2019; WALLMAN et al., 2022). Comparando a dose de 100% de DLS, onde a quantidade de N disponível aplicada foi equivalente ao tratamento NPK (Tabela 2.2), observa-se que, no período de 10 a 30 dias dos dois cultivos de milho, o fluxo médio de N_2O com DLS foi de $1.688 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{h}^{-1}$ e de apenas $135 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{h}^{-1}$ com a aplicação de N-ureia.

Apesar de ter aplicado quantidades equivalentes de N, o momento de aplicação do N variou entre as duas fontes. Enquanto nos DLS todo o N (150 kg ha^{-1}) foi aplicado no dia anterior à semeadura do milho, no caso da ureia apenas 45 kg ha^{-1} de N foi aplicado na semeadura e os restantes 105 kg ha^{-1} de N foram aplicados em cobertura, aos 30 e 32 dias após a semeadura do primeiro e do segundo cultivo de milho, respectivamente. Portanto, a maior quantidade de N aplicada com os DLS do que com a ureia na semeadura das culturas deve ser a causa principal da maior emissão de N_2O com os DLS, já que essas duas variáveis estão diretamente relacionadas (XIA et al., 2020). Além disso, os dejetos líquidos de animais adicionam simultaneamente no solo quantidades significativas de C metabolizável, N mineral e água, o que pode favorecer a produção de N_2O tanto no processo de nitrificação quanto na desnitrificação (LIU et al., 2022).

Apesar da emissão de N_2O ser normalmente superior com aplicação de dejetos do que com N sintético, há situações em que não houve diferenças com a aplicação de quantidades equivalentes de N com as duas fontes (XIA et al., 2020) e também onde as emissões de N_2O foram maiores com a aplicação de N sintético do que com N orgânico (CHANTIGNY et al., 2010; 2013). De acordo com alguns autores, como por exemplo Chantigny et al. (2010; 2013) e Pelster et al. (2012), essas discrepâncias, quanto ao efeito da fonte de N sobre as emissões de N_2O , estão ligadas principalmente ao tipo de solo, com os DLS podendo superar a aplicação de N mineral em solos pobres em C, como é o caso do presente estudo, e o inverso ocorrendo em solos ricos em C disponível.

A aplicação em cobertura da maior quantidade de N (~70%) no tratamento NPK, tanto no milho (105 kg ha^{-1}) como no trigo (80 kg ha^{-1}), sempre foi feita no dia seguinte à ocorrência de chuva ou irrigação. No milho do segundo cultivo, por exemplo, a irrigação realizada totalizou aproximadamente 50 mm d'água . Apesar das chuvas ou da irrigação terem elevado o EPSA para valores

superiores a 60% houve pouco impacto nas emissões de N_2O após a aplicação do N em cobertura. É provável que, nesse momento, a produção de N_2O pelas bactérias desnitrificadoras, que são heterotróficas, tenha sido limitada pela baixa disponibilidade de C no solo. Em estudos realizados em anos anteriores e em áreas próximas ao presente estudo também não ocorreram aumentos significativos nos fluxos de N_2O após a aplicação de N em cobertura na forma de ureia, tanto no verão (AITA et al., 2014) quanto no inverno (AITA et al., 2019). As perdas de N por volatilização de NH_3 , normalmente elevadas logo após a aplicação da ureia na superfície do solo, sobre os resíduos culturais (ROCHETTE et al., 2009; AITA et al., 2014), e a demanda elevada de N mineral pelas culturas no momento da aplicação da ureia em cobertura, também podem ter contribuído à baixa produção e emissão de N_2O no tratamento NPK.

2.5.3 Efeito da DCD sobre os teores de N mineral do solo e os fluxos de N_2O

Os teores elevados de N mineral, sobretudo de NH_4^+ , atingindo valores superiores a 300 mg kg^{-1} de solo no segundo ano de cultivo (Figura 2.4) se justificam pelo fato dos DLS terem sido adicionados em sulcos e as amostragens de solo terem sido efetuadas sempre no interior dos sulcos. Esse critério de amostragem foi usado apenas para fornecer um indicativo da disponibilidade relativa de N mineral entre os diferentes tratamentos. Para conhecer a disponibilidade de N mineral média da área como um todo seria necessário amostrar proporcionalmente o solo dos sulcos e da área entre sulcos, o que é difícil de ser viabilizado, sobretudo nos primeiros dias, já que o solo dos sulcos é mobilizado pela máquina usada para injetar os DLS no solo.

Três aspectos principais podem ser destacados quanto aos valores relativos ao N mineral do solo. O primeiro se refere à rápida taxa de nitrificação do N amoniacal dos DLS, o que está de acordo com os resultados de Aita et al. (2007) em clima subtropical e Rochette et al. (2004) em clima temperado. O segundo é a grande variabilidade observada nos teores de N mineral, o que torna difícil a interpretação dos resultados. O terceiro, já relatado em outros estudos (de KLEIN et al., 1996; ROCHETTE et al., 2004), está relacionado ao fato de não haver uma boa relação entre a diminuição temporal dos teores de NH_4^+ com o aumento dos teores de NO_3^- . Tomando como exemplo o tratamento com a maior

dose de DLS e sem DCD (DLS 133%) no primeiro cultivo de milho, observa-se que, nos primeiros 20 dias, houve uma redução de aproximadamente 150 mg kg^{-1} solo no teor de N-NH_4^+ (Figura 2.3A) e um aumento inferior a 5 mg kg^{-1} solo no teor de N-NO_3^- no mesmo período (Figura 2.3B). No milho do segundo cultivo, onde não ocorreram chuvas nos primeiros 20 dias e foram efetuadas apenas duas irrigações (Figura 2.2A), houve uma redução de aproximadamente 260 mg kg^{-1} solo no teor de N-NH_4^+ (Figura 2.4A) e um aumento no teor de N-NO_3^- de apenas 40 mg kg^{-1} solo (Figura 2.4B). Apesar da menor quantidade de N amoniacal aplicada com os DLS, essa mesma tendência foi observada nos dois cultivos de trigo.

Figura 2.3 – Concentrações de NH_4^+ (A) e NO_3^- (B) na camada 0 - 10 cm do solo durante o primeiro ano de cultivo.

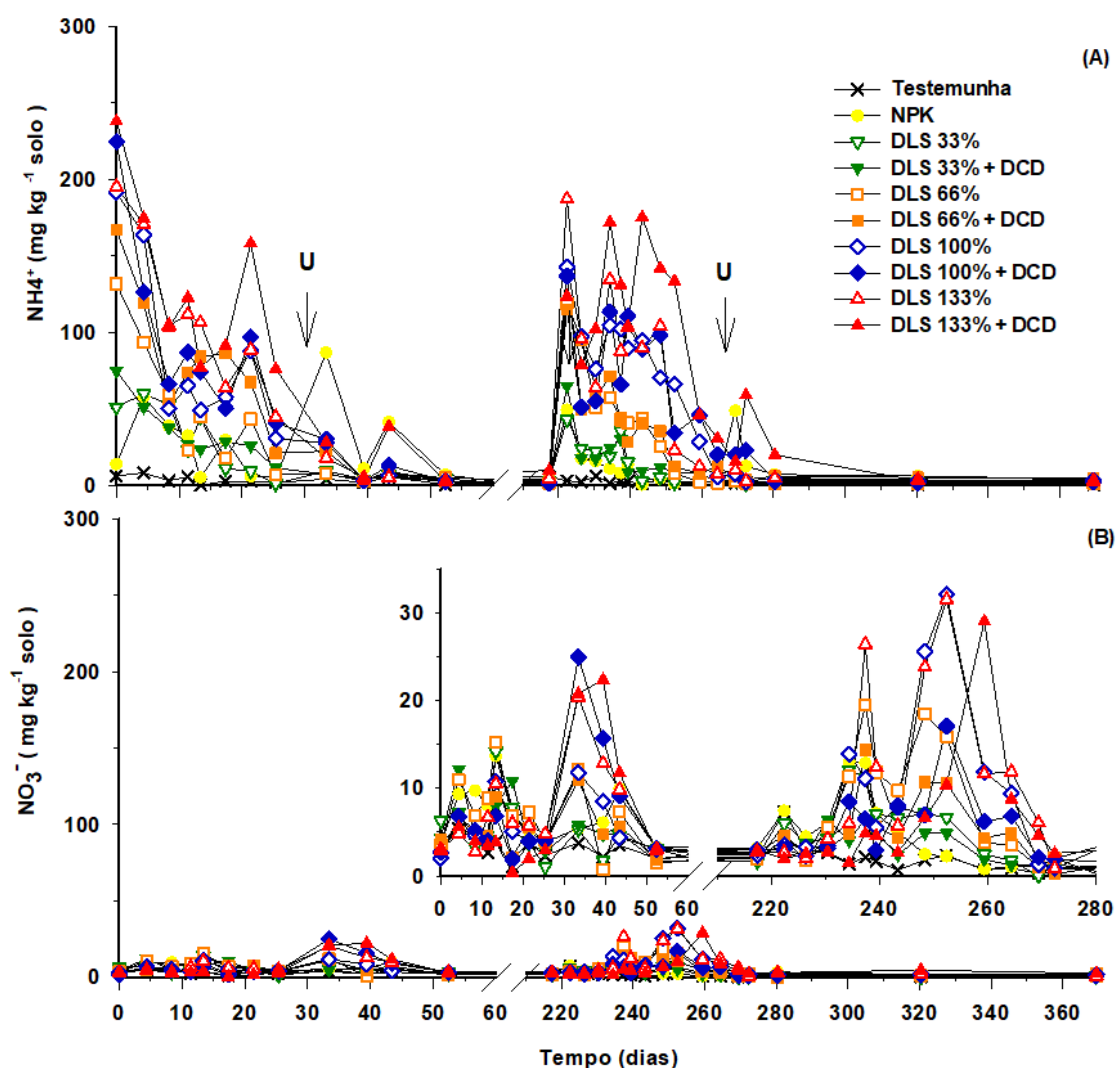
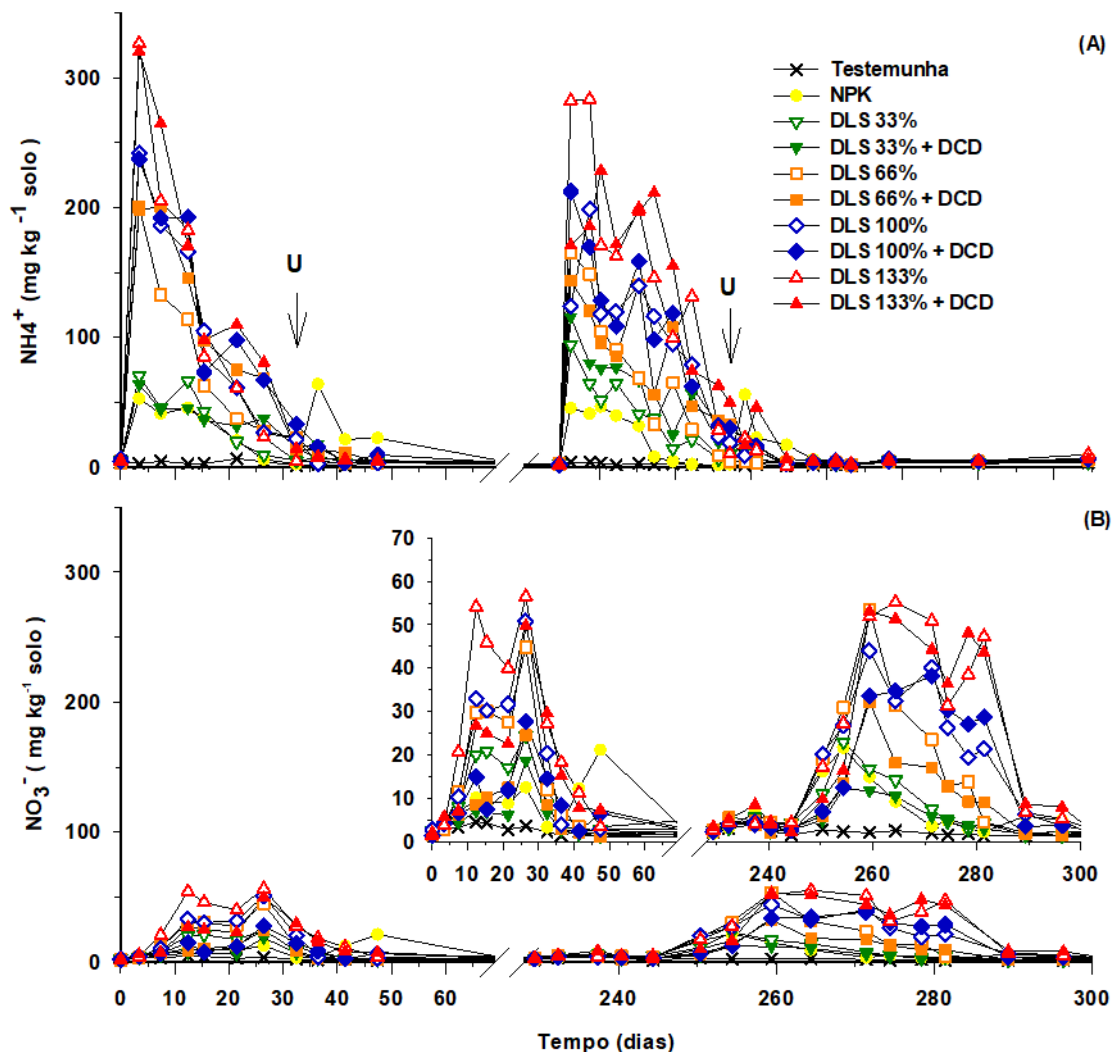


Figura 2.4 – Concentrações de NH_4^+ (A) e NO_3^- (B) na camada 0 - 10 cm do solo durante o segundo ano de cultivo.



Essa discrepância entre a diminuição dos teores de NH_4^+ , sem o aumento correspondente dos teores de NO_3^- , pode ser atribuída a duas causas principais, de acordo com de Klein et al. (1996). A primeira se refere à mobilidade do NO_3^- no solo e à camada de solo coletada para análise no interior dos sulcos de injeção. Como foi coletado apenas o solo da camada 0-10 cm, é provável que o período chuvoso dos primeiros 10 dias do primeiro cultivo do milho (Figura 2.1A) e as irrigações do segundo cultivo (Figura 2.2A) tenham favorecido a transferência do NO_3^- e até mesmo do NH_4^+ para camadas inferiores do solo. Outra razão para os baixos teores de NO_3^- no solo nesse período inicial após a aplicação dos DLS, sobretudo no primeiro cultivo de milho, pode estar ligada às

condições provavelmente estritamente anaeróbias do solo no interior dos sulcos, já que os valores de EPSA estiveram sempre na faixa de 70 a 80%, o que, combinado com aumento no pH do solo e na disponibilidade de C pode favorecer a desnitrificação completa, onde o NO_3^- é reduzido até o produto final N_2 (ROCHETTE et al., 2004). Esse último cenário é parcialmente suportado pelos baixos fluxos de N_2O ocorridos durante os primeiros dias do primeiro cultivo de milho (Figura 2.1C). A volatilização de NH_3 e a fixação de NH_4^+ nas argilas também foram mencionadas por Rochette et al. (2004) como causas prováveis para explicar a diminuição mais acentuada dos teores de N amoniacal dos DLS no solo do que o aumento dos teores de NO_3^- .

O efeito esperado da DCD sobre o retardamento da nitrificação não é claramente percebido através da análise dos resultados relativos aos teores de N mineral do solo (Figuras 2.1 e 2.2). Observa-se apenas uma tendência, que é mais evidente nos primeiros 40 dias do segundo cultivo de milho e na maior dose de DLS, onde a DCD manteve maiores teores de NH_4^+ e retardou o aparecimento de NO_3^- no solo (Figura 2.4B). A melhor performance da DCD no segundo cultivo de milho, em relação ao primeiro, deve estar relacionada à ocorrência de cinco precipitações nos primeiros 10 dias do primeiro cultivo (Figura 2.1A) e que totalizaram 115 mm, o que pode ter favorecido a lixiviação do inibidor para além da camada mais ativa da nitrificação, uma vez que a DCD é solúvel em água e muito móvel no solo (NING et al., 2018).

Quanto ao efeito da DCD sobre os fluxos de N_2O , ele foi mais intenso nas maiores doses de DLS (Figuras 2.5 e 2.6), com destaque para os dois cultivos de milho e o segundo cultivo de trigo, já que no primeiro cultivo de trigo as emissões de N_2O foram baixas em todos os tratamentos. Mesmo no primeiro cultivo do milho, onde é provável que a DCD tenha sido lixiviada da camada 0-10 cm, o inibidor foi eficiente em reduzir a produção e a emissão de N_2O para a atmosfera. Nesse primeiro cultivo de milho, onde os teores de NO_3^- de todos os tratamentos foram inferiores a 10 mg kg^{-1} solo na maioria das amostragens realizadas nos primeiros 20 dias (Figura 2.3B), esse foi o período em que ocorreram os maiores fluxos de N_2O no tratamento com a maior dose de DLS e sem DCD (DLS 133%), cujo valor máximo foi de $3.930 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ aos 17 dias (Figura 2.1C). Esse resultado indica que, provavelmente, as camadas de solo abaixo de 10 cm, para onde possa ter sido transferido o NO_3^- da camada

superficial (0-10 cm), tenham contribuído à produção de N_2O pelas bactérias desnitrificadoras.

Figura 2.5 – Fluxos de N_2O nas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas durante o primeiro ano de cultivo, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).

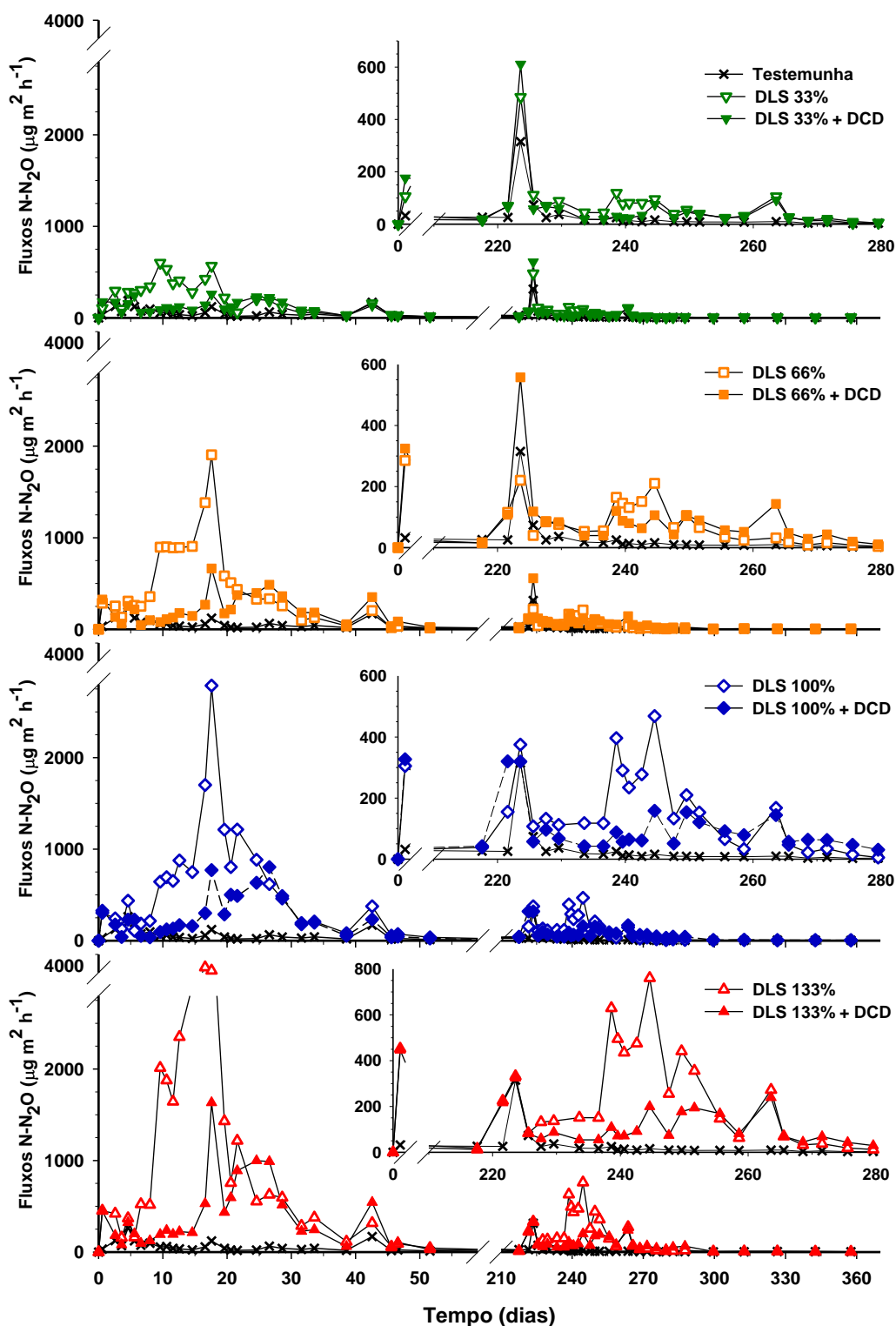
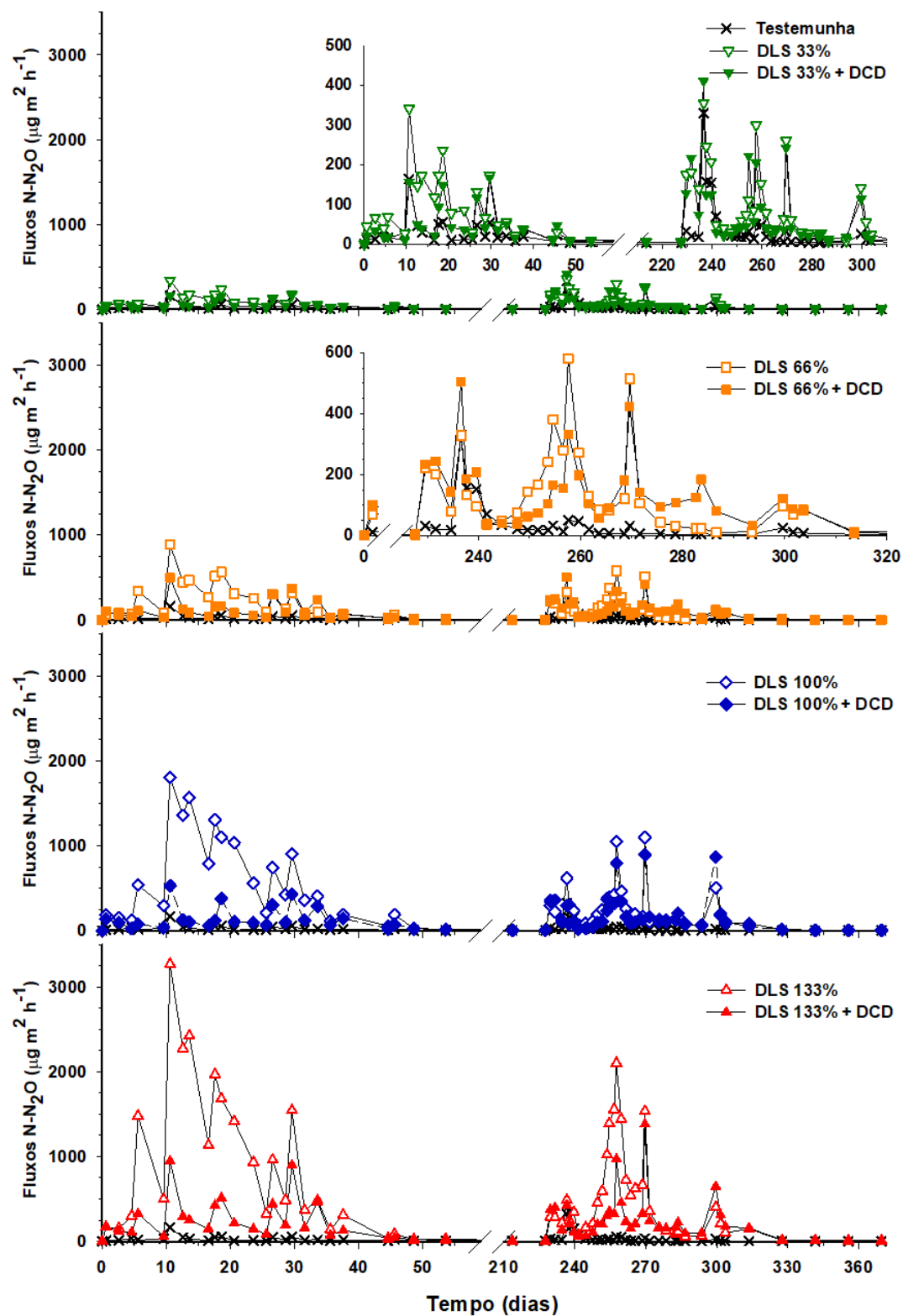


Figura 2.6 – Fluxos de N_2O nas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas durante o segundo ano de cultivo, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).



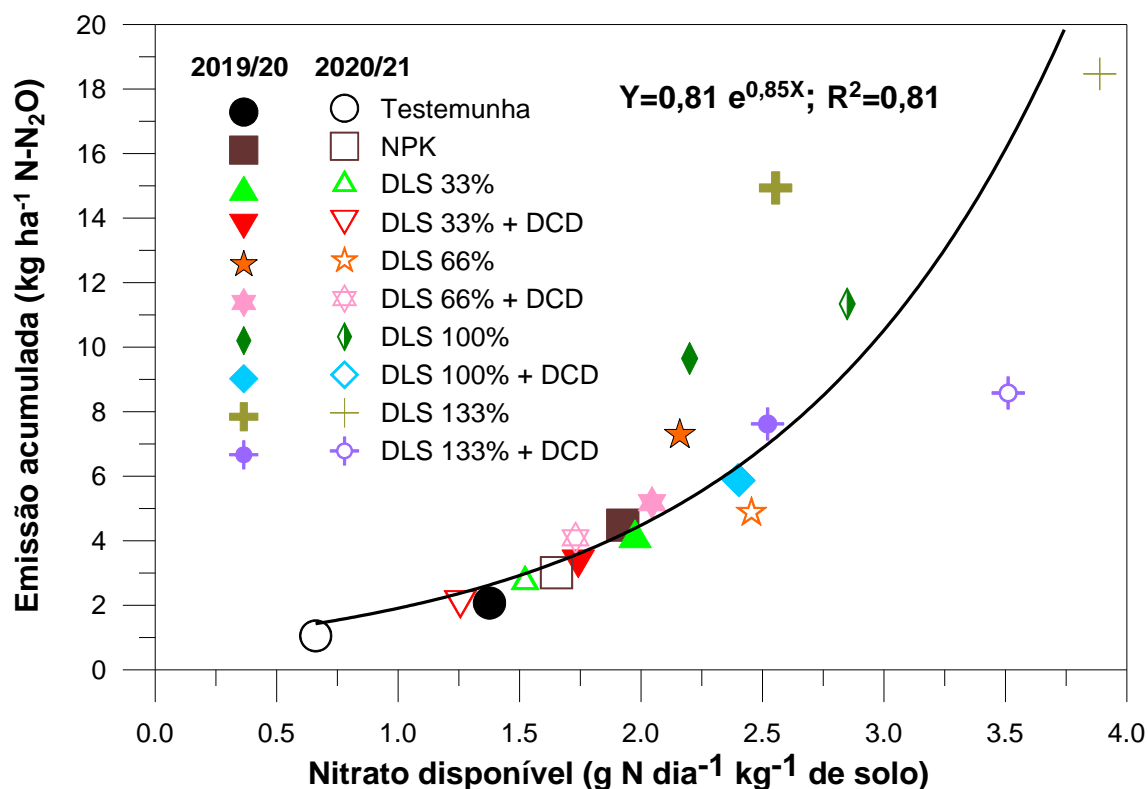
Nos dois cultivos de milho, mas principalmente no segundo, e no segundo cultivo de trigo observa-se que o efeito da DCD na redução dos teores de NO_3^- da camada 0-10 cm do solo dos tratamentos com DLS (Figuras 2.3B e 2.4B) e nas emissões de N_2O (Figuras 2.1C e 2.2C) ocorreu até 30 a 40 dias após a aplicação dos DLS. Esse período relativo à inibição promovida pela DCD coincide com a maioria dos estudos em que esse inibidor de nitrificação foi adicionado aos DLS (AITA et al., 2014; 2019) e aos dejetos líquidos de bovinos (de KLEIN, 1996; LIU et al., 2022), tanto com a aplicação dos dejetos na superfície do solo em plantio direto como quando foram injetados no solo. Um dos principais efeitos atribuídos aos inibidores de nitrificação, como no caso da DCD usada no presente estudo, é que eles provocam a desconexão temporal entre os dois principais fatores controladores da desnitrificação, que são a disponibilidade de C e de NO_3^- (DELL et al., 2011). Logo após a aplicação dos DLS, a disponibilidade de C no interior dos sulcos de injeção é elevada, mas a disponibilidade de NO_3^- é menor com o uso da DCD. Já quando a DCD começa a perder o seu efeito inibitório sobre a ação da enzima amônia monooxigenase (AMO), responsável pela primeira etapa da desnitrificação, esse processo microbiano começa a ser limitado pela disponibilidade de C no solo.

A dificuldade em encontrar uma boa relação entre os teores de NO_3^- no solo com os fluxos de N_2O em cada amostragem também tem sido relatada em outros estudos (BURTON et al., 2008) e é atribuída aos diversos fatores que afetam pontualmente essas duas variáveis. Para diminuir essa dificuldade e assim melhor poder relacionar os teores de NO_3^- no solo com a produção de N_2O , Burton et al., (2008) propuseram integrar os teores de NO_3^- no tempo apresentando-o cumulativamente, como uma maneira de expressar a exposição desse substrato às bactérias desnitrificadoras, como acceptor final de elétrons à produção de energia. Esses autores denominaram originalmente esse modo de expressar os teores de NO_3^- como "nitrate intensity" ou "nitrate exposure".

Através do uso dessa forma de expressão dos teores de NO_3^- no presente estudo, houve uma boa relação ($R^2 = 0,81$) da exposição do NO_3^- com a produção cumulativa de N_2O , sendo que o modelo exponencial foi o que melhor se ajustou aos valores observados em cada ano e na análise conjunta dos dois anos (Figura 2.7). Isso ocorreu principalmente em função da aplicação das doses mais elevadas de DLS e sem DCD, com destaque para o tratamento DLS 133%,

indicando a importância em buscar estratégias que evitem o excedente de NO_3^- no solo, já que ele aumenta a produção e a emissão de N_2O para a atmosfera e esse aumento ocorre de modo não linear.

Figura 2.7 – Relação entre exposição ao nitrato (NO_3^-) no solo dos diferentes tratamentos e emissão acumulada de N_2O nos dois anos de cultivo.



2.5.4 Emissões cumulativas de N_2O sem o uso da DCD

A cinética na emissão de N_2O , bem como a contribuição de cada cultivo nas emissões de N_2O , podem ser mais facilmente percebidos ao comparar as quantidades cumulativas de N_2O emitidas em cada tratamento no primeiro (Figura 2.8) e no segundo ano de cultivo (Figura 2.9) do que comparando os fluxos de N_2O nas em cada ano (Figuras 2.1 e 2.2).

Figura 2.8 – Emissões acumuladas de N_2O nas diferentes doses de N aplicadas via DLS e no tratamento com NPK durante o primeiro ano de cultivo. M e T indicam o momento da semeadura do milho e do trigo, respectivamente, e C indica o momento da colheita de cada cultura.

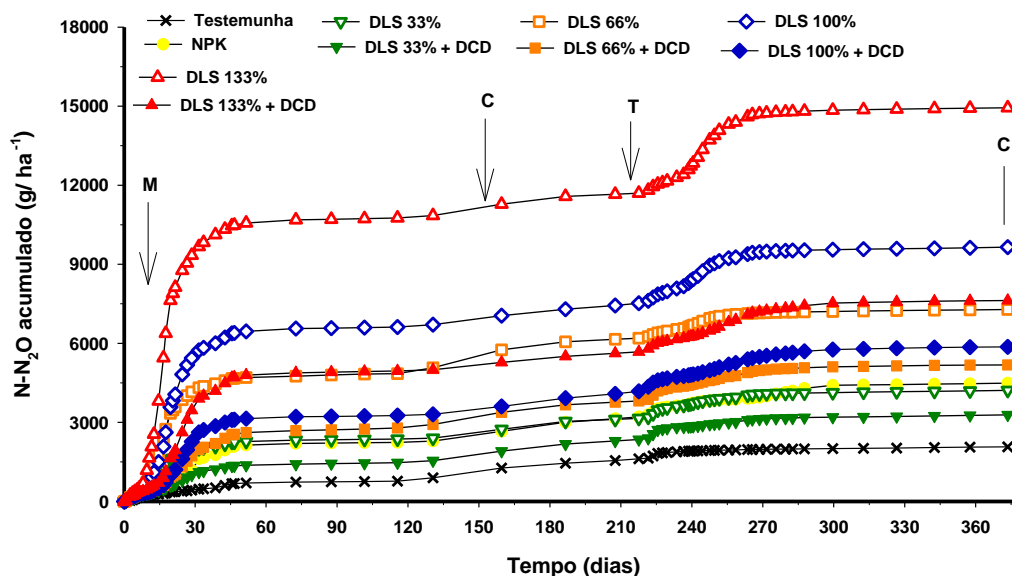
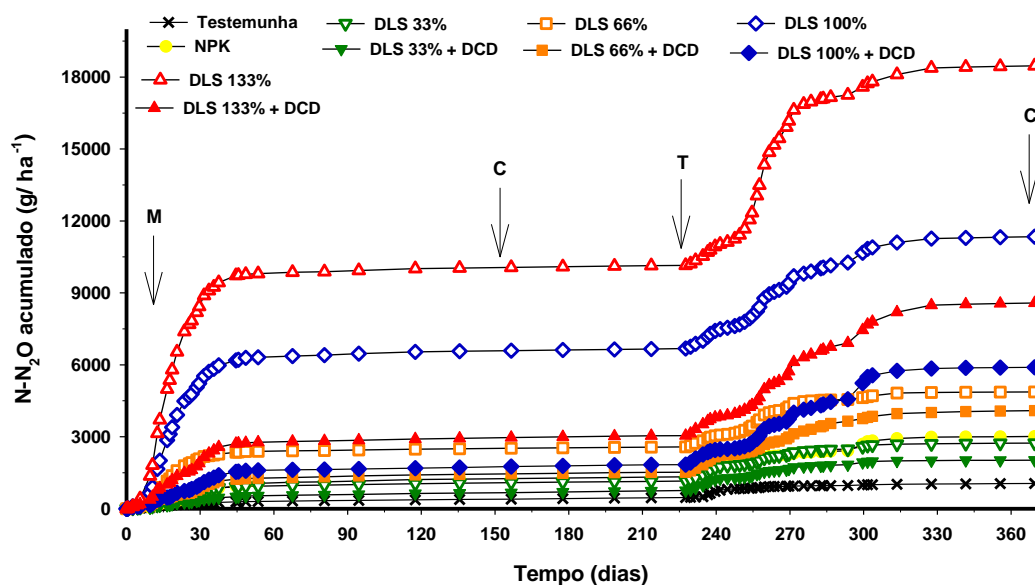


Figura 2.9 – Emissões acumuladas de N_2O nas diferentes doses de N aplicadas via DLS e no tratamento NPK durante o segundo ano de cultivo. M e T indicam o momento da semeadura do milho e do trigo, respectivamente, e C indica o momento da colheita de cada cultura.



No milho, a cinética das emissões acumuladas de N_2O nos tratamentos sem o uso da DCD foram similares nos dois anos, com os primeiros 30 dias

sendo responsáveis por 85 e 78 % das emissões ocorridas até a colheita da cultura, no ano 1 (Figura 2.8) e no ano 2 (Figura 2.9), respectivamente. Já no trigo as emissões acumuladas de N_2O apresentaram um comportamento distinto nos dois anos, com 74 % da emissão de N_2O observada desde a semeadura até a colheita do trigo (152 dias) tendo ocorrido no primeiro mês no ano 1. Já no ano 2, apenas 53 % da emissão total ocorreu no mesmo período. Essas diferenças se devem, provavelmente, à influência exercida pelos diversos fatores ambientais que controlam a dinâmica dos processos microbianos envolvidos na produção de N_2O .

A quantidade total de N_2O que foi emitida nos tratamentos com aplicação de DLS e sem DCD em cada cultura também diferiu nos dois anos de estudo. No primeiro ano (Figura 2.8, Tabela 2.3), as maiores emissões ocorreram no verão, com o milho tendo sido responsável por 65%, 79%, 73% e 76% das emissões anuais, nas doses de 33, 66, 100 e 133% de DLS, respectivamente. No segundo ano (Figura 2.9, Tabela 2.4), a emissão de N_2O observada na menor dose de DLS (33%) foi 45% maior no trigo do que no milho. Embora nas outras três doses, as emissões de N_2O tenham sido maiores no milho do que no trigo, a contribuição da cultura de verão nas emissões anuais de N_2O diminuiu para 52%, 58% e 55%, nas doses de 66, 100 e 133%, respectivamente. Em função das inúmeras variáveis envolvidas na produção e emissão de N_2O (GILES et al., 2012), é difícil explicar essas diferenças observadas na contribuição de cada cultivo nas emissões de N_2O , já que as quantidades de N aplicadas com os DLS nos dois anos foram as mesmas (Tabela 2.2) e as diferenças nas temperaturas ocorridas nos dois anos (Figuras 2.1A e 2.2A) parecem não justificar as emissões elevadas desse GEE no segundo cultivo do trigo.

O período de intercultura teve pequena contribuição na emissão anual de N_2O nos dois anos, o que corrobora com os resultados de outros estudos (AITA et al., 2014; 2015; 2019) e pode ser atribuído, principalmente, à limitação na quantidade de substrato disponível às bactérias responsáveis pela produção de N_2O , através dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 2.3 – Emissão acumulada e fator de emissão de N₂O no primeiro ano, com o resultado da comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.

Tratamentos	Emissão Acumulada de N ₂ O				Fator de emissão de N ₂ O		
	Milho	IC	Trigo	Anual	Milho	Trigo	Anual
	(kg N-N ₂ O ha ⁻¹)				(% do N aplicado)		
Testemunha (A)	1,27	0,35	0,45	2,07	-	-	-
NPK (B)	2,59	0,68	1,22	4,49	0,88	0,70	0,88
DLS 33%(C)	2,74	0,41	1,06	4,21	2,35	1,40	1,99
DLS 33% + DCD (D)	1,91	0,44	0,93	3,29	1,02	1,12	1,13
DLS 66% (E)	5,75	0,44	1,09	7,29	3,59	0,73	2,42
DLS 66% + DCD (F)	3,38	0,43	1,37	5,18	1,69	1,04	1,44
DLS 100% (G)	7,05	0,47	2,13	9,65	3,08	1,24	2,33
DLS 100% + DCD (H)	3,61	0,57	1,69	5,87	1,25	0,92	1,17
DLS 133% (I)	11,28	0,41	3,24	14,94	4,01	1,50	2,94
DLS 133% + DCD (J)	5,28	0,40	1,94	7,62	1,60	0,81	1,27
Contrastes				<i>P valor</i>			
A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J	0,001	0,224	<0,001	<0,001	-	-	-
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	0,014	0,032	0,102	0,015	0,006	0,175	0,007
C, E, G, I vs D, F, H, J	<0,001	0,671	0,035	<0,001	<0,001	0,162	<0,001
C vs D	0,524	0,826	0,722	0,521	0,051	0,418	0,047
E vs F	0,076	0,966	0,454	0,152	0,007	0,392	0,026
G vs H	0,012	0,451	0,228	0,013	0,009	0,360	0,009
I vs J	<0,001	0,932	0,001	<0,001	0,001	0,057	<0,001

Tabela 2.4 – Emissão acumulada e fator de emissão de N₂O no segundo ano, com o resultado da comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.

Tratamentos	Emissão Acumulada de N ₂ O				Fator de emissão de N ₂ O		
	Milho	IC	Trigo	Anual	Milho	Trigo	Anual
	(kg N-N ₂ O ha ⁻¹)				(% do N aplicado)		
Testemunha (A)	0,40	0,07	0,59	1,05	-	-	-
NPK (B)	1,26	0,08	1,68	3,01	0,68	1,08	0,86
DLS 33%(C)	1,09	0,07	1,58	2,74	1,10	2,19	1,56
DLS 33% + DCD (D)	0,67	0,09	1,27	2,03	0,53	1,50	0,90
DLS 66% (E)	2,52	0,06	2,29	4,87	1,69	1,88	1,77
DLS 66% + DCD (F)	1,45	0,07	2,57	4,09	0,84	2,19	1,41
DLS 100% (G)	6,59	0,09	4,66	11,34	3,30	2,97	3,17
DLS 100% + DCD (H)	1,76	0,08	4,06	5,89	0,72	2,52	1,49
DLS 133% (I)	10,06	0,08	8,33	18,47	3,86	4,12	4,27
DLS 133% + DCD (J)	2,97	0,08	5,53	8,58	1,03	2,63	1,85
Contrastes				<i>P valor</i>			
A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J	<0.001	0.349	<0.001	<0.001	-	-	-
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	0.001	0.528	0.003	<0.001	0.008	0.012	0.002
C, E, G, I vs D, F, H, J	<0.001	0.528	0.048	<0.001	<0.001	0.109	<0.001
C vs D	0.575	0.212	0.708	0.595	0.216	0.331	0.176
E vs F	0.157	0.779	0.741	0.561	0.065	0.665	0.456
G vs H	<0.001	0.888	0.471	<0.001	<0.001	0.531	0.002
I vs J	<0.001	0.888	0.002	<0.001	<0.001	0.043	<0.001

Nos dois anos, a emissão acumulada anual de N_2O foi maior com a aplicação de N no trigo e no milho com os DLS do que com a ureia. Considerando o tratamento com a dose recomendada de N via DLS (100%) e sem DCD observa-se que, no primeiro ano, a emissão de N_2O foi 2,1 vezes superior ao tratamento NPK (Tabela 2.3). No segundo ano a diferença foi ainda maior, com a quantidade total de N_2O emitida com DLS tendo superado o NPK em 3,8 vezes (Tabela 2.4). Tais resultados evidenciam a necessidade de se buscar estratégias de uso dos DLS a fim de mitigar as emissões de N_2O quando essa fonte de N é aplicada em dose única e no momento da semeadura das culturas, conforme foi feito no presente estudo.

2.5.5 Efeito da DCD sobre a emissão cumulativa e os fatores de emissão de N_2O

A adição da DCD aos DLS reduziu significativamente as emissões acumuladas anuais de N_2O nos dois anos agrícolas (Tabelas 2.3 e 2.4; Contraste C, E, G, I vs D, F, H, J). Todavia, a magnitude desse efeito do inibidor em uma escala anual fica melhor evidenciado comparando-se a sua eficiência separadamente, em cada estação do ano e em cada dose de DLS aplicada (contrastos C vs D, E vs F, G vs H e I vs J).

Quanto às doses de DLS, observa-se que quando elas foram inferiores à recomendação de N para suprir a demanda de N, tanto do milho quanto do trigo (DLS 33 e DLS 66%), o inibidor não teve efeito sobre as emissões cumulativas de N_2O (contrastos C vs D e E vs F). Embora o inibidor de nitrificação tenha reduzido as emissões anuais de N_2O , quando adicionado à dose de DLS recomendada às culturas (DLS 100% + DCD), isso ocorreu apenas no milho, já que no trigo o inibidor não apresentou efeito nos dois anos (contraste G vs H). Quando a dose de DLS foi superior à recomendada (DLS 133%) o inibidor reduziu significativamente a emissão de N_2O nas duas culturas e nos dois anos (contraste I vs J). Portanto, a diferença observada quanto ao efeito da DCD na redução da emissão anual de N_2O foi devida ao tratamento DLS 100% no milho e, principalmente, ao tratamento DLS 133% em ambas as culturas.

Mesmo com a adição do inibidor de nitrificação à dose de dejetos recomendada às culturas (DLS 100% + DCD), a emissão anual de N_2O superou

aquela ocorrida no tratamento NPK, onde a dose recomendada de N foi aplicada via ureia. No primeiro ano, a emissão anual de N_2O foi $1,38 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1}$ (31%) maior no tratamento DLS 100% + DCD do que com a ureia, no tratamento NPK (Tabela 2.3), enquanto no segundo a diferença foi de $2,88 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1}$ (96%) (Tabela 2.4). Esses resultados reforçam a influência exercida pela fonte de N e pelo modo de aplicação da mesma no solo sobre a produção e emissão de N_2O , com os DLS, injetados no solo em dose única no momento da semeadura, fornecendo maior quantidade de substratos do que a ureia à produção de N_2O , tanto pelas bactérias heterotróficas desnitrificadoras como pelas bactérias autotróficas, responsáveis pelos processos de nitrificação e de nitrificação desnitrificante.

Quanto ao FE de N_2O , considerado em uma base anual, ele foi afetado pela fonte de N, com a aplicação de ureia resultando em menor FE do que os DLS. Nos dois anos, o tratamento com NPK foi aquele cujo FE foi inferior ao valor de referência estipulado pelo IPCC (2019) de 1,00%. Entre os tratamentos com aplicação de DLS, o único cujo FE foi inferior a 1,00% foi aquele com a dose menor de DLS e com DCD (DLS 33% + DCD) no primeiro ano. Nos demais tratamentos com DLS e sem DCD, os valores de FE atingiram valores mínimos no tratamento DLS 33%, de 1,99% no primeiro e 1,56% no segundo ano, e valores máximos na maior dose de DLS (DLS 133%), de 2,94 e 4,27% no primeiro e no segundo ano, respectivamente.

Considerando o tratamento com a injeção da dose recomendada de DLS e sem DCD (DLS 100%), o FE desse tratamento foi de 2,33% no primeiro ano e de 3,17% no segundo ano. Quando essa mesma dose de DLS foi injetada no solo na presença da DCD, os valores de FE diminuíram para 1,17 e 1,49% no primeiro e segundo ano, respectivamente, ambos ainda superiores ao FE proposto pelo IPCC, cuja proporção do N aplicado e emitido como $N-N_2O$ é de 1%, independentemente da fonte de N aplicada no solo. Em estudo realizado por Aita et al. (2014), em condições similares de solo e clima a aquelas do presente estudo, a dose recomendada de DLS foi injetada no solo no momento da semeadura do milho e os valores de FE em dois anos e em duas áreas distintas variaram de 2,33 a 4,75%, com um valor médio de 3,58%. Quando a essa mesma dose de DLS foi adicionada à DCD (8,1 a 10 kg ha^{-1}) o valor médio de FE diminuiu para 0,92%, embora tenha apresentado ampla variação, na faixa de

0,34 a 2,22%. Trabalhando no mesmo solo, porém no inverno, Aita et al. (2019) constataram que a injeção da dose recomendada de DLS na aveia e no trigo também resultou em valores elevados de FE, que variaram entre 1,90 a 4,67% e uma média de 2,96%. A adição da DCD aos DLS no inverno, nas mesmas doses usadas nos estudos com o milho, reduziu o FE médio para 1,02%. Assim, a adição da DCD aos DLS injetados em Argissolo é uma prática eficiente para mitigar as emissões de N_2O para a atmosfera, tanto no inverno quanto, principalmente, no verão.

O modo tradicional de uso dos DLS pela maioria dos agricultores da região Sul do Brasil consiste em aplicar os mesmos em SPD, na superfície do solo, sobre os resíduos culturais, e sem o uso de inibidor de nitrificação. Na média dos resultados de Aita et al. (2014) o valor do FE com a aplicação da dose recomendada de DLS no milho, nessa condição, foi de 1,27% sem DCD e de 0,78% com DCD. Com a injeção dos DLS no solo os valores médios de FE foram de 3,58% sem DCD e de 0,92 com DCD. No inverno, Aita et al. (2019) encontraram valores médios de FE com aplicação dos DLS na superfície do solo de 1,23% sem DCD e de 0,85% com DCD. Injetando os DLS no inverno os valores de FE aumentaram para 2,96% sem DCD e 1,01% com DCD. Os autores justificaram esses resultados pelo fato da aplicação dos DLS na superfície do solo deixar o sistema mais oxigenado do que com a injeção e, com isso, inibir a ação das bactérias desnitrificadoras. Além disso, a elevada perda de N ocorrida por volatilização de NH_3 com a aplicação dos DLS na superfície do solo reduziu a disponibilidade de N às bactérias produtoras de N_2O , em relação à injeção. Esses resultados de Aita et al. (2014; 2019), somados aos do presente estudo, evidenciam a importância em adicionar a DCD aos DLS para reduzir o FE quando os DLS são injetados no solo em SPD, em relação à sua aplicação na superfície do solo. Essa estratégia de adição da DCD aos DLS é de suma importância quando a dose de N injetada no solo via DLS for igual ou superior à recomendada, mesmo que isso nem sempre resulte em valores de FE inferiores a 1%.

Na maior dose de DLS (133%), a adição do inibidor reduziu os valores de FE de 2,94 para 1,27% (Tabela 2.3) e de 4,27 para 1,85% (Tabela 2.4) no primeiro e no segundo ano, respectivamente. A magnitude observada no presente estudo, quanto à redução na emissão acumulada de N_2O

proporcionada pela DCD, é próxima daquela encontrada em outros estudos com DLS injetados no solo em condições similares de solo e de clima (AITA et al., 2014; 2015; 2019) e em condições distintas, tanto com dejetos de suínos (VALLEJO et al., 2005) como de bovinos (LIU et al., 2022).

Esse conjunto de resultados, relativos ao efeito da DCD na redução das emissões cumulativas de N_2O , evidenciam a importância da adição desse IN aos DLS para mitigar as emissões de N_2O no verão e quando a dose de DLS é igual ou superior a aquela recomendada à cultura. Isso porque o aumento na oferta de substratos em doses elevadas de DLS e em temperaturas mais elevadas, favorece o aumento da atividade microbiana do solo, incluindo as bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras, ambas responsáveis pela produção de N_2O em condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Já no inverno, o uso do inibidor de nitrificação se justifica apenas quando a dose de DLS é superior à quantidade de N recomendada às culturas.

Apesar dos efeitos positivos da DCD na redução das emissões de N_2O , quando adicionada aos DLS, essa estratégia ainda não é comumente utilizada pelos agricultores que usam esse resíduo orgânico como fertilizante no Brasil. Isso ocorre em função do alto custo do inibidor, que ainda não é comercializado no Brasil, e da necessidade em ampliar a base de resultados envolvendo a avaliação da sua eficiência em reduzir as emissões de N_2O em diferentes condições de solo e de clima.

2.5.6 Relação entre a dose de N aplicada com DLS e a emissão de N_2O

Assim como ocorreu na maioria dos estudos em diferentes culturas e condições de solo e clima, onde a emissão de N_2O aumentou de modo não linear com o aumento da dose de N sintético (HOBEN et al., 2011; CHENG et al., 2016; KIRKBY et al., 2023), esse comportamento também foi observado no presente estudo mudando a fonte de N, como foi o caso do aumento exponencial das emissões de N_2O com o aumento das doses de DLS sem a adição da DCD nos quatro cultivos realizados (Figuras 2.10 e 2.11). Esse aumento exponencial na emissão de N_2O ocorreu principalmente quando a dose de N aplicada via DLS superou em 33% (DLS 133%) à quantidade de N recomendada às culturas (DLS 100%), o que está de acordo com o estudo de Song et al. (2018) em que a

emissão de N₂O aumentou exponencialmente quando a dose de N-ureia ultrapassou em 30% a dose ótima de N no milho.

Figura 2.10 – Relação entre a quantidade de N total aplicada no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a emissão acumulada de N₂O, no primeiro ano. A linha pontilhada representa a proporção de 1% do N total adicionado com os DLS e emitida como N-N₂O, conforme prevê o IPCC (2019).

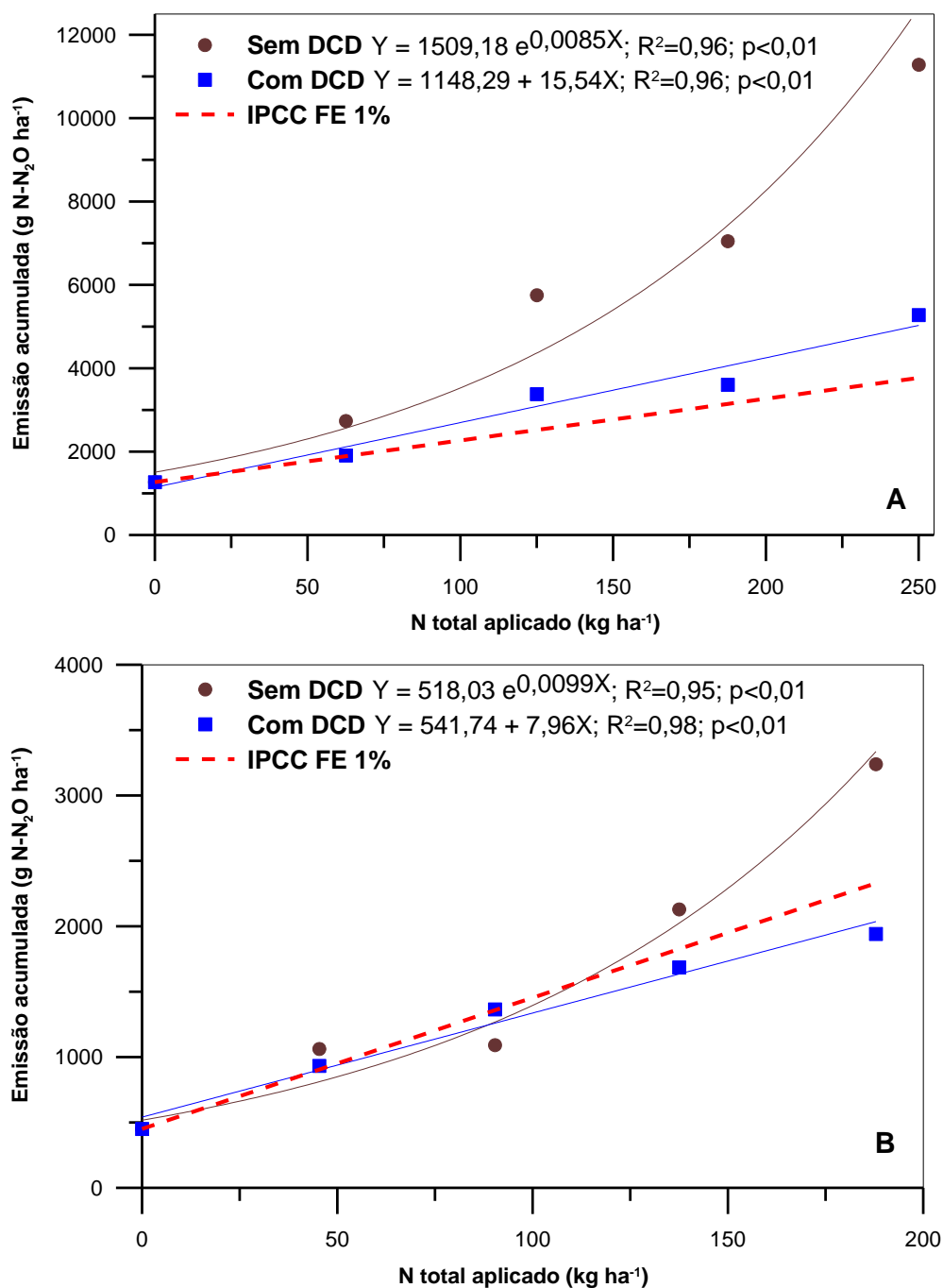
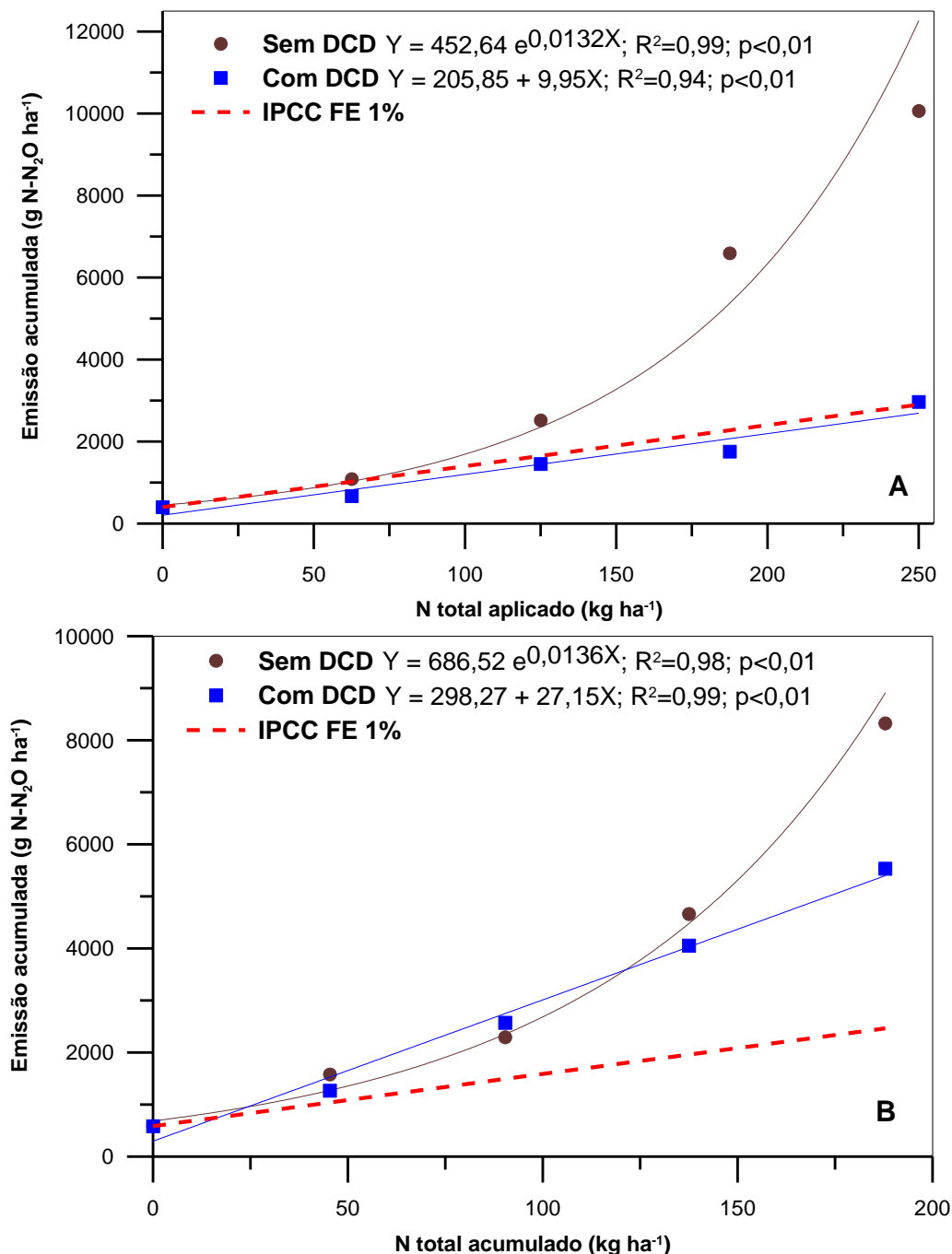


Figura 2.11 – Relação entre a quantidade de N total aplicada no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a emissão acumulada de N₂O, no primeiro ano. A linha pontilhada representa a proporção de 1% do N total adicionado com os DLS e emitida como N-N₂O, conforme prevê o IPCC (2019).



Esse aumento exponencial da emissão de N₂O quando a dose de N aplicada ultrapassa a demanda de N das culturas tem sido atribuído a duas

razões principais. A primeira se deve ao acúmulo de N mineral no solo e, portanto, de substrato à produção de N_2O e a segunda está ligada ao efeito inibitório exercido por teores elevados de NO_3^- sobre a ação da enzima óxido nítrico redutase, responsável pela redução de N_2O a N_2 na última etapa da desnitrificação (BLACKMER & BREMNER, 1978; TAKEDA et al., 2021), o que resulta na desnitrificação incompleta, com o aumento na emissão de N_2O (SENBAYRAM et al., 2019). Ao analisarem os resultados de 225 estudos sobre os fatores que afetam a desnitrificação, Pan et al. (2022) concluíram que em altas concentrações de NO_3^- no solo (80 mg N kg^{-1}) ocorreu um aumento na relação $N_2O/(N_2O+N_2)$ (>0.5), favorecendo a emissão de N_2O para a atmosfera. No presente estudo, os maiores teores de NO_3^- no solo dos sulcos de injeção, encontrados na maior dose de DLS (133%), foram sempre inferiores a 35 mg kg^{-1} solo no primeiro ano (Figura 2.3) e a 60 mg kg^{-1} no segundo ano (Figura 2.4).

Outra hipótese, sugerida recentemente por Takeda et al. (2022) e comprovada por Kirkby et al. (2023), para justificar o aumento não linear na emissão de N_2O com o aumento da dose de N, está ligada ao favorecimento da mineralização do N da matéria orgânica do solo pelo N aplicado (efeito “priming”), o que determina a magnitude das emissões totais de N_2O , oriundas da soma do N_2O proveniente do N aplicado e do N do solo. Ao aplicarem uma solução de $K^{15}NO_3^-$ no solo e avaliarem as emissões de $^{15}N_2O$ e $^{15}N_2$, Kirkby et al. (2023) constataram que o N do solo contribuiu com mais de 50% da quantidade de N_2O e N_2 , e que a emissão dessas duas formas gasosas de N, derivada do “pool” de N nativo do solo, aumentou com o aumento da disponibilidade de NO_3^- , indicando a ocorrência de “priming” do N orgânico do solo em resposta à adição de N, com subsequente desnitrificação. É pouco provável que essa hipótese do favorecimento da mineralização do N do solo pela adição dos dejetos seja a causa principal do aumento exponencial das emissões de N_2O , observada no presente estudo. Isso porque o teor de matéria orgânica do solo é baixo (1,8 %) e a maior dose de DLS utilizada foi apenas 33% superior à dose de N recomendada às culturas. A quantidade e a qualidade do C aplicado também afetam a intensidade do “priming” (KUSYAKOV et al., 2000; LI et al., 2017) e a quantidade de C aplicada na maior dose de DLS nos quatro cultivos variou de 1044 a 1227 kg ha^{-1} (Tabela 2.2), o que provavelmente seja insuficiente para

favorecer a mineralização do N da matéria orgânica do solo pela população microbiana heterotrófica, o que aumentaria o potencial de produção de N₂O.

Com a adição da DCD aos DLS, não ocorreu aumento exponencial das emissões de N₂O com o aumento das doses de DLS. Nas quatro culturas, o modelo linear foi o que melhor se ajustou aos dados observados, indicando a importância no uso do inibidor para mitigar as emissões de N₂O quando a dose de N aplicada via DLS ultrapassa a dose recomendada às culturas. De acordo com o modelo ajustado, para cada 10 kg de N total injetados no solo com os DLS e na presença da DCD, a quantidade de N₂O emitida iria variar de 99,5 (Figura 2.11A) a 155,5 g N-N₂O ha⁻¹ (Figura 2.10A) no milho e de 79,6 (Figura 2.10B) a 271,5 g N-N₂O ha⁻¹ (Figura 2.11B) no trigo. Com exceção do trigo do segundo ano (Figura 2.11), nos demais cultivos a quantidade de N₂O emitida com a aplicação das doses DLS e na presença da DCD foi próxima da quantidade de N₂O estimada a partir da proporção constante de 1% da quantidade de N total aplicada com os DLS, conforme estabelece o IPCC (2019).

Os resultados do presente estudo mostram que o valor global para o FE de N₂O estabelecido pelo IPCC, de 1% da quantidade de N total adicionada ao solo, é conservador para o uso dos DLS como fonte exclusiva de N às culturas em Argissolo, mesmo quando a dose de DLS é aquela recomendada, a qual foi estimada a partir do teor de MOS, da demanda de N pelas culturas e da quantidade de N disponível nos DLS. Além disso, a pressuposição de que a relação entre os fluxos de N₂O e a disponibilidade de N em sistemas agrícolas é linear, com a mesma proporção de N perdido como N₂O independentemente do aporte de N, não é válida para as condições do presente estudo, uma vez que, para doses de DLS superiores à recomendação, a emissão de N₂O aumentou exponencialmente, atingindo valores até quatro vezes superiores à estimativa de 1% do IPCC. Portanto, a adição da DCD para inibir temporariamente a nitrificação do N amoniacal dos DLS é uma prática tecnicamente recomendada para mitigar as emissões de N₂O quando a dose de DLS for injetada no solo em SPD, em dose igual ou superior à recomendação dos DLS como fonte exclusiva de N ao milho e ao trigo.

2.6 CONCLUSÕES

- a) A emissão de N_2O aumenta com a injeção dos DLS no solo como fonte exclusiva de N ao milho e ao trigo e esse aumento ocorre exponencialmente quando a dose de N aplicada com os DLS é igual ou superior à dose de N recomendada às culturas.
- b) A adição da dicianodiamida aos DLS reduz as emissões de N_2O nos cultivos do milho e do trigo apenas quando a dose de DLS injetada no solo foi igual ou superior à recomendação para as culturas.
- c) A emissão de N_2O aumenta linearmente com a adição da DCD às doses de DLS, com os valores de FE, em três dos quatro cultivos, ficando próximos ao valor constante de 1%, proposto pelo IPCC.
- d) Sem a adição de DCD e com aplicação de quantidades equivalentes de N via DLS e ureia, o FE é maior com os DLS como fonte de N às culturas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.4294-102, 2007.

AITA, C.; CHANTIGNY, M.H.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; ROCHETTE, P.; PUJOL, S.B.; DOS SANTOS, D.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **Journal of environmental quality**, v.48, n.5, p.1414-1426, 2019.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; DOS SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. 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.

AITA, C.; SCHIRMANN, J.; PUJOL, S.; GIACOMINI, S.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.; CHANTIGNY, M.; GONZATTO, R.; GIACOMINI, D.; DONEDA, A.A. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v.66, n.2, p.359-368, 2015.

BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal of environmental quality**, v.35, n.5, p.1803-1811, 2006.

BLACKMER, A.; BREMNER, J. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N₂O to N₂ by soil microorganisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v.10, n.3, p.187-191, 1978.

BURTON, D.; ZEBARTH, B.; GILLAM, K.; MACLEOD, J. Effect of split application of fertilizer nitrogen on N₂O emissions from potatoes. **Canadian Journal of Soil Science**, v.88, n.2, p.229-239, 2008.

CHANTIGNY, M.H.; PELSTER, D.E.; PERRON, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; PARENT, L.É.; MASSÉ, D.; ZIADI, N. Nitrous oxide emissions from clayey soils amended with paper sludges and biosolids of separated pig slurry. **Journal of environmental quality**, v.42, n.1, p.30-39, 2013.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N.; GASSER, M.O. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of environmental quality**, v.39, n.5, p.1545-1553, 2010.

CHENG, S.; WANG, L.; FANG, H.; YU, G.; YANG, X.; LI, X.; SI, G.; GENG, J.; HE, S.; YU, G. Nonlinear responses of soil nitrous oxide emission to multi-level nitrogen enrichment in a temperate needle-broadleaved mixed forest in Northeast China. **Catena**, v.147556-563, 2016.

COMFORT, S.; KELLING, K.; KEENEY, D.; CONVERSE, J. The fate of nitrogen from injected liquid manure in a silt loam soil 0047-2425. **Wiley Online Library**, v. 17, n. 2, p.317-322, 1988

COMFORT, S.; KELLING, K.; KEENEY, D.; CONVERSE, J. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, n.2, p.421-427, 1990.

CQFS, 2016. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CQFS-RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul.

DE KLEIN, C.; VAN LOGTESTIJN, R. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, n.2, p.231-237, 1996.

DELL, C.J.; MEISINGER, J.J.; BEEGLE, D.B. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal of environmental quality**, v.40, n.2, p.352-361, 2011.

DELL, C.J.; KLEINMAN, P.J.; SCHMIDT, J.P.; BEEGLE, D.B. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal of environmental quality**, v.41, n.3, p.928-937, 2012.

DUNCAN, E.; DELL, C.; KLEINMAN, P.; BEEGLE, D. Nitrous oxide and ammonia emissions from injected and broadcast-applied dairy slurry. **Journal of environmental quality**, v.46, n.1, p.36-44, 2017.

EMBRAPA., E.-E.B.D.P.A.-. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: 3 ed. ed. 2013. 353p.

FRIED, S.; MACKIE, B.; NOTHWEHR, E. Nitrate and phosphate levels positively affect the growth of algae species found in Perry Pond. **Tillers**, v.421-24, 2003.

GONZATTO, R.; STÜKER, F.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; LÜDTKE, R.C.; DESSBESELL, A.; GIACOMINI, D.A.; PUJOL, S.B. Dicyandiamide as nitrification inhibitor of pig slurry ammonium nitrogen in soil. **Ciência Rural**, v.46802-808, 2016.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M.H.; MIOLA, E.C.; PUJOL, S.B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S.J. Response of no-till grain

crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. **Agronomy Journal**, v.109, n.4, p.1687-1696, 2017.

HOBEN, J.; GEHL, R.; MILLAR, N.; GRACE, P.; ROBERTSON, G. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. **Global Change Biology**, v.17, n.2, p.1140-1152, 2011.

HOWE, J.A.; SMITH, A.P. The soil habitat. Principles and applications of soil microbiology. **Elsevier**. 2021. p.23-55.

HRISTOV, A.N.; HANIGAN, M.; COLE, A.; TODD, R.; MCALLISTER, T.A.; NDEGWA, P.M.; ROTZ, A. Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. **Canadian journal of animal science**, v.91, n.1, p.1-35, 2011.

HUIJSMANS, J.; HOL, J.; VERMEULEN, G. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmospheric Environment**, v.37, n.26, p.3669-3680, 2003.

IPCC, 2019. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. **2019 IPCC Guidelines** 48p.

KIRKBY, R.; FRIEDL, J.; TAKEDA, N.; DE ROSA, D.; ROWLINGS, D.W.; GRACE, P.R. Nonlinear response of N₂O and N₂ emissions to increasing soil nitrate availability in a tropical sugarcane soil. **Journal of Soils and Sediments**, v.23, n.5, p.2065-2071, 2023.

KUZYAKOV, Y.; DOMANSKI, G. Carbon input by plants into the soil. Review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.163, n.4, p.421-431, 2000.

LI, Q.; TIAN, Y.; ZHANG, X.; XU, X.; WANG, H.; KUZYAKOV, Y. Labile carbon and nitrogen additions affect soil organic matter decomposition more strongly than temperature. **Applied Soil Ecology**, v.114, p.114152-160, 2017.

LINN, D.M.; DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, n.6, p.1267-1272, 1984.

LIU, C.; MI, X.; ZHANG, X.; FAN, Y.; ZHANG, W.; LIAO, W.; XIE, J.; GAO, Z.; ROELCKE, M.; LIU, H. Impacts of slurry application methods and inhibitors on gaseous emissions and N₂O pathways in meadow-cinnamon soil. **Journal of Environmental Management**, v.318, p.115560, 2022.

LOICK, N.; DIXON, E.; ABALOS, D.; VALLEJO, A.; MATTHEWS, P.; MCGEOUGH, K.; WATSON, C.; BAGGS, E.M.; CARDENAS, L.M. "Hot spots" of N and C impact nitric oxide, nitrous oxide and nitrogen gas emissions from a UK grassland soil. **Geoderma**, v.305, p.336-345, 2017.

LOYON, L.; GUIZIOU, F. Ammonia volatilization from different pig slurries applied on wheat stubble using different land spreading techniques under

French conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.280114-117, 2019.

MARSZAŁEK, M.; KOWALSKI, Z.; MAKARA, A. Emission of greenhouse gases and odorants from pig slurry-effect on the environment and methods of its reduction. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v.25, n.3, p.383-394, 2018.

MERINO, P.; ESTAVILLO, J.; BESGA, G.; PINTO, M.; GONZÁLEZ-MURUA, C. Nitrification and denitrification derived N₂O production from a grassland soil under application of DCD and Actilith F2. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.609-14, 2001.

MILLAR, N.; URREA, A.; KAHMARK, K.; SHCHERBAK, I.; ROBERTSON, G.P.; ORTIZ-MONASTERIO, I. Nitrous oxide (N₂O) flux responds exponentially to nitrogen fertilizer in irrigated wheat in the Yaqui Valley, Mexico. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.261125-132, 2018.

MISSELBROOK, T.; CARDENAS, L.; CAMP, V.; THORMAN, R.; WILLIAMS, J.; ROLLETT, A.; CHAMBERS, B. An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. **Environmental Research Letters**, v.9, n.11, p.115006, 2014.

MYROLD, D.D. Transformations of nitrogen. Principles and applications of soil microbiology. **Elsevier**. 2021. p.385-421.

NING, J.; AI, S.; CUI, L. Dicyandiamide has more inhibitory activities on nitrification than thiosulfate. **PloS one**, v.13, n.8, p.e0200598, 2018.

PAN, B.; XIA, L.; LAM, S.K.; WANG, E.; ZHANG, Y.; MOSIER, A.; CHEN, D. A global synthesis of soil denitrification: Driving factors and mitigation strategies. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.327107850, 2022.

PARKER, D.B.; GILLEY, J.; WOODBURY, B.; KIM, K.-H.; GALVIN, G.; BARTELT-HUNT, S.L.; LI, X.; SNOW, D.D. Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. **Atmospheric Environment**, v.6691-100, 2013.

PELSTER, D.E.; CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; RIEUX, C.; VANASSE, A. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. **Journal of environmental quality**, v.41, n.2, p.427-435, 2012.

QIN, X.; WANG, B.; WAN, Y.; GAO, Q.; CHEN, X.; CHEN, H.; SONG, C. Nonlinear dependency of N₂O emissions on nitrogen input in dry farming systems may facilitate green development in China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.317107456, 2021.

- ROCHETTE, P.; HUTCHINSON, G.L. Measurement of soil respiration in situ: chamber techniques. **Micrometeorology in agricultural systems**, v.47247-286, 2005.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, n.4, p.1410-1420, 2004.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; MACDONALD, J.D.; GASSER, M.-O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.8471-80, 2009.
- SANZ-COBENA, A.; MISSELBROOK, T.H.; HERNÁIZ, P.; VALLEJO, A. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH₃ mitigation in a Mediterranean soil. **Atmospheric Environment**, v.216116913, 2019.
- SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37271-280, 2013.
- SCHUSTER, N.R.; BARTELT-HUNT, S.L.; DURSO, L.M.; GILLEY, J.E.; LI, X.; MARX, D.B.; SCHMIDT, A.M.; SNOW, D.D. Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. **Transactions of the ASABE**, v.60, n.1, p.53-66, 2017.
- SENBAYRAM, M.; BUDAI, A.; BOL, R.; CHADWICK, D.; MARTON, L.; GÜNDOGAN, R.; WU, D. Soil NO₃⁻ level and O₂ availability are key factors in controlling N₂O reduction to N₂ following long-term liming of an acidic sandy soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.132165-173, 2019.
- SHCHERBAK, I.; MILLAR, N.; ROBERTSON, G.P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.111, n.25, p.9199-9204, 2014.
- SONG, X.; LIU, M.; JU, X.; GAO, B.; SU, F.; CHEN, X.; REES, R.M. Nitrous oxide emissions increase exponentially when optimum nitrogen fertilizer rates are exceeded in the North China Plain. **Environmental science & technology**, v.52, n.21, p.12504-12513, 2018.
- TAKEDA, N.; FRIEDL, J.; ROWLINGS, D.; DE ROSA, D.; SCHEER, C.; GRACE, P. Exponential response of nitrous oxide (N₂O) emissions to increasing nitrogen fertiliser rates in a tropical sugarcane cropping system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.313107376, 2021.

TAKEDA, N.; FRIEDL, J.; KIRKBY, R.; ROWLINGS, D.; DE ROSA, D.; SCHEER, C.; GRACE, P. Interaction between soil and fertiliser nitrogen drives plant nitrogen uptake and nitrous oxide (N₂O) emissions in tropical sugarcane systems. **Plant and Soil**, v.477, n.1-2, p.647-663, 2022.

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

TÓTH, E.; DENCŐ, M.; HOREL, Á.; PIRKÓ, B.; BAKACSI, Z. Influence of Pig Slurry Application Techniques on Soil CO₂, N₂O, and NH₃ Emissions. **Sustainability**, v.14, n.17, p.11107, 2022.

VALLEJO, A.; GARCÍA-TORRES, L.; DÍEZ, J.A.; ARCE, A.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v.272, n.1, p.313-325, 2005.

VAN DER WEERDEN, T.J.; NOBLE, A.; DE KLEIN, C.A.; HUTCHINGS, N.; THORMAN, R.E.; ALFARO, M.A.; AMON, B.; BELTRAN, I.; GRACE, P.; HASSOUNA, M. Ammonia and nitrous oxide emission factors for excreta deposited by livestock and land-applied manure. **Journal of environmental quality**, v.50, n.5, p.1005-1023, 2021.

WALLMAN, M.; LAMMIRATO, C.; DELIN, S.; KLEMEDTSSON, L.; WESLIEN, P.; RÜTTING, T. Nitrous oxide emissions from five fertilizer treatments during one year—High-frequency measurements on a Swedish Cambisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.337108062, 2022.

XIA, F.; MEI, K.; XU, Y.; ZHANG, C.; DAHLGREN, R.A.; ZHANG, M. Response of N₂O emission to manure application in field trials of agricultural soils across the globe. **Science of the Total Environment**, v.733139390, 2020.

3 CAPÍTULO II – FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO À SUCESSÃO MILHO/TRIGO EM PLANTIO DIRETO INJETANDO NO SOLO DOSES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM DICIANODIAMIDA

3.1 RESUMO

O nitrogênio (N) é um dos nutrientes que mais limita a produtividade das gramíneas e pode ser fornecido às culturas através de fertilizantes minerais ou orgânicos, com destaque para dejetos líquidos de suínos (DLS) por apresentarem elevada proporção do N na forma amoniacal. A injeção dos DLS no solo reduz as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3), mas aumenta as emissões de N_2O , as quais podem ser mitigadas através da adição do inibidor de nitrificação (IN) dicianodiamida (DCD) aos DLS. Um aspecto ainda pouco conhecido envolve a resposta das culturas à adição da DCD a doses de DLS injetadas no solo. A hipótese principal do nosso estudo foi de que o trigo e o milho podem responder positivamente à adição da DCD, sobretudo em doses subótimas de DLS. Para testar essa hipótese foi conduzido um experimento de campo durante dois anos, onde doses de DLS, equivalentes a 33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada ao trigo e ao milho foram injetadas no solo, com e sem a adição da DCD. Além desses tratamentos, foi avaliado um tratamento testemunha, sem adição de N, e um tratamento com a adição da quantidade de N recomendada às culturas, tendo a ureia como fonte de N. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com quatro repetições. As duas gramíneas responderam positivamente à aplicação de N via DLS e ureia, sendo que o modelo linear foi o que melhor se ajustou ao acúmulo de N pelas culturas em função do aumento das doses de DLS, enquanto o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou aos dados de produtividade de grãos. Na média dos dois cultivos de milho, a produtividade de grãos aumentou de 5,2 Mg ha^{-1} na testemunha para 10,7 com aplicação de N-ureia e para 10,5 Mg ha^{-1} na dose 100% de DLS. No trigo, a produtividade média de grãos aumentou de 1,6 para 4,2 e 4,3 Mg ha^{-1} nesses mesmos tratamentos, respectivamente. Contrariando nossa hipótese, o inibidor de nitrificação não aumentou a produtividade de grãos das culturas do trigo e do milho quando adicionado aos DLS injetados no solo. Apenas no primeiro cultivo de milho, a DCD aumentou a

produtividade, porém somente quando o nitrador foi adicionado às duas maiores doses de DLS (100 e 133%). Em estudos futuros é importante tentar identificar as causas para essa pouca ou mesmo nenhuma resposta das culturas à adição da DCD aos DLS.

Palavras-chave: Inibidor de nitrificação. DCD. Fertilização nitrogenada. Esterco de suínos.

3.2 ABSTRACT

Nitrogen (N) is one of the nutrients that most limits the productivity of grasses and can be supplied to crops through mineral or organic fertilizers, with emphasis on pig slurry (PS) because it has a high proportion of N in the ammoniacal form. The shallow injection of PS into the soil reduces N losses by volatilization of ammonia (NH_3), but increases N_2O emissions, which can be mitigated by adding the nitrification inhibitor (NI) dicyandiamide (DCD) to PS. Little is known about the response of crops to the addition of DCD to doses of PS injected into the soil. The main hypothesis of our study was that wheat and corn may respond positively to the addition of DCD, especially at suboptimal doses of PS. To test this hypothesis, a field experiment was carried out during two years, where doses of PS, equivalent to 33, 66, 100 and 133% of the amount of N recommended for wheat and corn were shallow injected into the soil, with and without the addition of DCD. In addition to these treatments, a control treatment was evaluated, without N addition, and a treatment with the addition of the recommended amount of N to the crops, with urea as the source of N. The experimental design was randomized blocks with four replications. The two grasses responded positively to the application of N via PS and urea, and the linear model was the best fit to the N accumulation by the crops as a function of increasing PS doses, while the quadratic model was the best fit to grain yield data. In the average of the two corn crops, grain yield increased from 5.2 Mg ha^{-1} in the control to 10.7 Mg ha^{-1} with N-urea application and 10.5 Mg ha^{-1} for the 100% PS dose. In wheat, average grain yield increased from 1.6 to 4.2 and 4.3 Mg ha^{-1} in these same treatments, respectively. Contrary to our hypothesis, the nitrification inhibitor did not increase the grain yield of wheat and corn crops when added to PS injected into the soil.

Only in the first corn crop, DCD increased productivity, but only when the inhibitor was added to the two highest doses of PS (100 and 133%). In future studies, it is important to try to identify the causes for this little or even no response from crops to the addition of DCD to PS.

Keywords: Nitrification inhibitor. DCD. N fertilization. Pig manure.

3.3 INTRODUÇÃO

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) são utilizados em diferentes condições de solo e clima como fonte de nitrogênio (N) às culturas, com destaque para as gramíneas como o milho e o trigo, suprimindo parcial (DE QUEIROZ, 2021) ou até mesmo totalmente (AITA et al., 2019) a demanda de N das mesmas.

Em algumas regiões, como por exemplo no Sul do Brasil, os DLS são aplicados principalmente em condições de plantio direto (PD), sobre os resíduos culturais presentes na superfície do solo e sem incorporação (GRANDO et al., 2021). Nessa condição, as perdas de N são normalmente elevadas, especialmente por volatilização de amônia (NH_3) (LOYON & GUIZIOU, 2019) e por escoamento superficial (CUI et al., 2020). Essas perdas têm impacto negativo não apenas na redução do potencial fertilizante nitrogenado dos DLS, mas também na poluição ambiental, já que na atmosfera a NH_3 reage com elementos químicos produzindo as partículas $\text{PM}_{2.5}$, prejudiciais à saúde humana. Quando atinge os mananciais de superfície por escoamento, o N dos DLS, ainda na forma amoniacal ou que já tenha sido oxidado até nitrato (NO_3^-) pela nitrificação na camada superficial do solo, contribui a sua eutrofização e desequilíbrio (TÓTH et al., 2022).

Uma das estratégias usadas, principalmente em países da Europa (LOYON & GUIZIOU, 2019; SANZ-COBENA et al., 2019) e ainda em nível de pesquisa no Sul do Brasil (AITA et al., 2014;2019), para mitigar as perdas de N dos DLS por volatilização de NH_3 e por escoamento superficial consiste na injeção subsuperficial dos DLS no solo em plantio direto. Nos estudos de Aita et al. (2014) e Loyon & Guiziou (2019) a injeção dos DLS no solo praticamente eliminou as perdas de N por volatilização de NH_3 . Já no estudo realizado por

Schuster et al. (2017), a injeção dos DLS reduziu a perda de N mineral por escoamento em 42,2%, em relação à aplicação superficial. Apesar desses efeitos benéficos da injeção dos DLS no solo, na maioria dos estudos em que a emissão de óxido nitroso (N_2O) também foi avaliada, ela aumentou com esse modo de aplicação dos DLS, em função do aumento, no interior dos sulcos de injeção, de substratos disponíveis às bactérias responsáveis pela produção de N_2O , através dos processos de nitrificação e desnitrificação (VALLEJO et al., 2005; DE QUEIROZ, 2021). Nos estudos conduzidos por AITA et al. (2014; 2019) a injeção dos DLS no solo em PD aumentou a emissão de N_2O , em relação à aplicação feita sobre os resíduos culturais, em 3.569,2 g N- N_2O ha⁻¹ (135,8%) na primavera/verão e em 1.142,7 g N- N_2O ha⁻¹ (48,2%) no outono/inverno.

A adição aos DLS de produtos para inibir a nitrificação tem sido uma prática recomendada para mitigar o aumento nas emissões de N_2O , especialmente quando os DLS são injetados no solo. Um dos principais inibidores usados, tanto em dejetos líquidos de suínos (AITA et al., 2014; 2019) quanto de bovinos (de KLEIN, 1996; LIU et al., 2022) é a DCD. No estudo de Aita et al. (2014), na cultura do milho, a DCD reduziu a emissão de N_2O em 27,8% (730,0 g N- N_2O ha⁻¹) quando adicionada aos DLS aplicados na superfície do solo e em 66,2% (4.104,7 g N- N_2O ha⁻¹) quando os DLS foram injetados no solo. No inverno, nas culturas do trigo e da aveia, a redução média na emissão de N_2O proporcionada pela DCD foi de 24,2% (573,4 g N- N_2O ha⁻¹) com os DLS aplicados na superfície do solo e de 48,3% (1.698,0 g N- N_2O ha⁻¹) quando os mesmos foram injetados (AITA et al., 2019). Resultados similares em termos de eficiência da DCD em reduzir a emissão de N_2O são relatados em outras condições de solo e clima em outros países, com DLS (VALLEJO et al., 2005) e com dejetos líquidos de bovinos (de KLEIN, 1996; LIU et al., 2022).

Apesar desses benefícios ambientais proporcionados pelos inibidores de nitrificação, reduzindo tanto as emissões de N_2O para a atmosfera (PEIXOTO & PETERSEN, 2023; RIBEIRO et al., 2023) como também a contaminação das águas de superfície (YANG et al., 2017) e do lençol freático com nitrato (NO_3^-) (WOLF et al., 2022), a resposta das culturas à adição dos inibidores aos dejetos, em termos de acúmulo de N e produtividade de grãos, tem sido pequena ou, na maioria das vezes, nula (GONZATTO et al., 2016, 2017), não justificando o seu uso do ponto de vista econômico. Algumas prováveis causas para essa falta ou

pequena resposta das culturas ao uso dos inibidores têm sido apontadas. A principal delas, sugerida por Rose et al. (2018) através de um estudo de metanálise, é de que os inibidores de nitrificação são testados em doses ótimas de N aplicadas nas culturas. Assim, mesmo ocorrendo, no tratamento sem inibidor, perdas de N_2O e N_2 , tanto durante a nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos como durante a redução do NO_3^- na desnitrificação, o N inorgânico que sobra no solo seria suficiente para atender a demanda de N das culturas e, com isso, não sendo detectada diferença na produtividade das culturas entre a aplicação dos dejetos com e sem inibidor. Por isso, Rose et al. (2018) sugeriram avaliar a resposta das culturas ao uso do inibidor, em doses sub ótimas de N. Todavia, não há consenso sobre esse tema e o oposto é sugerido por Abalos et al. (2014) também como resultado de uma metanálise realizada. O levantamento feito por esses autores indicou que, quanto maior a dose de N aplicada, mais positiva foi a resposta das culturas em termos de produtividade frente ao uso do inibidor de nitrificação o que, segundo os autores, seria esperado, já que maiores doses de N geralmente resultam em maiores perdas de N e o papel dos inibidores em reduzir tais perdas impactaria positivamente no rendimento das culturas.

Nesse contexto, o presente estudo foi conduzido com o objetivo de avaliar o efeito da DCD no fornecimento de N e na produtividade das culturas do milho e do trigo, com o inibidor de nitrificação sendo adicionado aos DLS no momento da sua injeção no solo, na dose recomendada de N via DLS, em doses sub ótimas e em dose superior à recomendada.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Local do estudo e condições de solo e clima

O estudo foi conduzido na área experimental do departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, localizada a 29° 43' 13" S, 53° 42' 15" W e altitude de 90 m, sobre um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013) e Hapludult (SOIL SURVEY STAFF, 2014). O solo possui as seguintes características, na camada 0 a 0,1 m: pH- H_2O (1:1) = 5,6; matéria orgânica (MO) = 1,8%; areia = 530 g kg^{-1} ; argila = 192,5 g kg^{-1} ;

fósforo (P) = 24,4 mg dm⁻³; potássio (K) = 102,0 mg dm⁻³; alumínio (Al) = 0,0 cmol_c dm⁻³; cálcio (Ca) = 3,0 cmol_c dm⁻³; magnésio (Mg) = 1,3 cmol_c dm⁻³. A densidade aparente do solo antes da instalação do experimento foi de 1,47 g cm⁻³. O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa.

A área possui histórico de plantio direto e antes da implantação do experimento estava em pousio. No inverno de 2019, período que antecedeu a instalação do experimento, foi realizada a semeadura de aveia-preta (*Avena strigosa*) para produção de cobertura vegetal antecedendo a implantação do primeiro cultivo de verão, que ocorreu em outubro do mesmo ano. A produção de matéria seca (MS) da aveia foi de 4,5 Mg ha⁻¹, sobre a qual foi iniciado o experimento.

3.4.2 Delineamento experimental e manejo das culturas

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo cada unidade experimental composta por uma parcela de 24 m² (6,0 m x 4,0 m). Os tratamentos testados foram os seguintes: Testemunha – Sem aplicação de DLS, um tratamento com adubação mineral (formulação NPK), todo o P e o K e parte do N aplicados na semeadura, e o restante do N aplicado em cobertura (estádio V6 no milho e no pleno perfilhamento do trigo) na forma de ureia. Os demais tratamentos são com DLS nas doses de 33, 66, 100 e 133% da dose recomendada, com e sem a adição de DCD, totalizando 10 tratamentos. As doses de fertilizantes mineral e orgânico, são calculadas conforme recomendações do Manual de Adubação e Calagem da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2016).

Para a cultura do milho a dose recomendada de 100% foi de 150 kg de N ha⁻¹, para uma expectativa de rendimento de 10 Mg ha⁻¹, e para a cultura do trigo 100% da dose foi de 110 kg de N ha⁻¹, para uma expectativa de rendimento de 4 Mg ha⁻¹. Para o cultivo do milho, as doses de N utilizadas via DLS foram de 50, 100, 150 e 200 kg de N ha⁻¹, para o trigo, 36,3, 72,6, 110 e 146,3 kg ha⁻¹ (equivalentes a 80% do N total aplicado via DLS, de acordo com CQFS 2016), correspondendo a 33, 66, 100 e 133% da recomendação, respectivamente. As quantidades de DLS que foram aplicadas em cada tratamento, nos diferentes

cultivos, foram calculadas de acordo com a composição de cada lote de dejetos utilizado.

No cultivo do milho foi utilizado o híbrido P3016VYHR (60 mil plantas ha⁻¹, espaçamento entre linhas de 0,5 m), cuja semeadura foi realizada em outubro em ambos os cultivos. Já no cultivo do trigo, a cultivar utilizada foi a IPR Potiporã, de ciclo médio (300 mil plantas ha⁻¹, espaçamento entre linhas de 0,17 m), semeada em maio de 2020. No segundo cultivo, a cultivar utilizada foi a TBIO Sossego (também de ciclo médio), semeada em junho de 2021. A semeadura das culturas foi realizada no dia seguinte à aplicação dos tratamentos. Em situações de déficit hídrico, a cultura do milho foi irrigada por aspersão.

A abertura dos sulcos de injeção dos DLS no solo foi realizada com máquina injetora comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL), com espaçamento entre linhas de 0,35 m e profundidade de trabalho de 0,08 a 0,12 m. Posteriormente a aplicação dos dejetos foi realizada de forma manual em cada linha de injeção. Esta etapa de abertura manual dos sulcos visa a maior uniformidade na dosagem dos DLS, visto que a máquina injetora apresenta limitações na distribuição uniforme dos dejetos em dosagens abaixo de 30 m³ ha⁻¹.

3.4.3 Caracterização dos DLS utilizados

Os DLS utilizados em ambas as culturas durante os experimentos foram coletados em esterqueiras anaeróbicas localizadas em uma propriedade de produção de suínos em fase de terminação em sistema de confinamento total. Posterior à coleta foram analisados os teores de N total (NT), N amoniacal total (NAT), Fósforo (P), Potássio (K), matéria seca (MS) e pH dos dejetos, conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). O C total foi determinado por combustão seca (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy), nos dejetos secos e moídos finamente. As principais características dos DLS e as quantidades adicionadas ao solo com os dejetos são apresentadas nas tabelas 2.1 e 2.2 (Capítulo I). Nos tratamentos que receberam o inibidor de nitrificação, a mistura da DCD com o DLS foi realizada momentos antes da aplicação no solo. A dose de DCD utilizada foi de 10% do NAT presente nos DLS. No tratamento com adubação mineral as doses de P e K foram supridas com superfosfato triplo

e cloreto de potássio. Em todos os tratamentos com DLS foi realizado a complementação das doses de P e K via fonte mineral, sendo as doses destes macronutrientes iguais para todos os tratamentos, a única variação foi o teor de N.

3.4.4 Coleta e análise de solo e plantas

Durante as coletas realizadas para a avaliação das emissões de N₂O, a camada 0-10 cm de solo foi amostrada para determinar o teor de N mineral. A determinação dos teores de N mineral é realizada por destilação em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, após extração do solo com KCl 1 mol L⁻¹ (TEDESCO et al., 1995).

A coleta de plantas para determinação da produção de matéria seca foi realizada na maturidade fisiológica de cada cultura. Para o milho foram coletadas cinco plantas na área útil dentro de cada parcela. Para o trigo foram coletadas plantas em quatro segmentos de 0,5 m lineares. A produção de MS das culturas foi obtida após a secagem das plantas em estufa a 65 °C até massa constante. Após a secagem, uma subamostra de grãos e de palha foi moída em moinho de facas e de bolas (<100 mesh) para determinar a concentração de N total por combustão seca (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy).

A eficiência de uso do N foi avaliada a partir do acúmulo de N determinado na maturação fisiológica das culturas com dois índices: o EAN (kg de grão kg⁻¹ de N total aplicado) calculado de acordo com Yague e Quílez (2010a) (equação 2) e o RAN (%) calculado de acordo com Craswell e Godwin (1984) (equação 3). Esse método considera que a mineralização do N da matéria orgânica do solo não é influenciada pelo N aplicado via DLS ou ureia (sem efeito *priming*).

$$EAN = \frac{\textit{produtividade (tratamento)} - \textit{produtividade (testemunha)}}{N \textit{ total aplicado (tratamento)}} \quad (1)$$

$$RAN = \frac{N \textit{ acumulado (tratamento)} - N \textit{ acumulado (testemunha)}}{N \textit{ total aplicado (tratamento)}} \quad (2)$$

O rendimento de grãos de milho foi determinado em uma área útil de 12 m² dentro de cada parcela. Foram amostradas plantas de oito linhas centrais de cada parcela, desprezando-se 0,5 m em cada extremidade de linha. Para o trigo, foram colhidas 22 linhas totalizando uma área útil de 11,22 m² por parcela. Posteriormente, a umidade dos grãos das duas culturas foi corrigida para 13% para cálculo de produtividade.

3.4.5 Análises estatísticas

Os dados referentes a produtividade de grãos, acúmulo de N pelas plantas, EAN e RAN foram submetidos à análise de variância usando o software SISVAR versão 5.6 (build 86) para cada cultura nos dois anos de cultivo. Posteriormente, sete contrastes ortogonais foram realizados para avaliar se houve efeito significativo entre: aplicar ou não fertilizante, fertilizante orgânico vs fertilizante mineral, dejetos de suínos injetados vs. dejetos de suínos injetados com DCD, e DLS vs. DLS + DCD dentro de cada dose de DLS. A significância estatística adotada foi de 5%. Além disso, a análise de regressão foi realizada para avaliar a resposta das doses de DLS associadas ou não ao inibidor de nitrificação sobre a produção de grãos e a quantidade de N acumulada. Ao efeito observado das doses de DLS sobre essas duas variáveis foram ajustados os modelos linear e quadrático, usando o coeficiente de determinação (R^2) e a variância (soma total dos quadrados, regressão da soma dos quadrados e a soma dos quadrados do erro) para avaliar sua confiança e assim definir a escolha do modelo que melhor se ajustou.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Nitrogênio mineral do solo

O fato de a DCD retardar a oxidação do NH_4^+ dos DLS até NO_3^- deveria aumentar a disponibilidade de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$), em função das possibilidades de perda desse ânion, principalmente através da sua lixiviação no

perfil do solo e da sua redução até as formas gasosas de N_2O e N molecular (N_2). Todavia, os resultados mostrados na figura 3.1 não mostram uma tendência clara de aumento nos teores de N mineral com o uso da DCD em cada uma das quatro doses de DLS avaliadas. Para facilitar essa comparação entre o uso ou não da DCD em cada uma das quatro doses de DLS foi calculada a média nos teores de N mineral no solo de cada tratamento nos primeiros 50 dias de cada cultivo. Os resultados da análise estatística realizada não mostraram diferença significativa nos teores médios de N mineral entre adicionar ou não o inibidor a cada dose de DLS (Tabela 3.1).

Quando Raza et al. (2019) adicionaram a doses de N-ureia no trigo (160 e 220 kg N ha⁻¹) e no milho (180 e 280 kg N ha⁻¹) o mesmo inibidor usado no presente estudo, os autores verificaram que os teores de N mineral no solo foram afetados pela adição da DCD, cujos valores médios dos primeiros 35 dias superaram o tratamento sem DCD na camada 0-20 cm em 72% (22,3 mg kg⁻¹ solo) e 85% (30,5 mg kg⁻¹ solo) nas doses de 160 e 220 kg N-ureia ha⁻¹ no trigo, respectivamente, e em 77,7% (96,1 mg kg⁻¹ solo) e 79,1% (121,0 mg kg⁻¹ solo) nas doses de 180 e 280 kg N-ureia ha⁻¹ no milho, respectivamente. A menor camada de solo (0-10cm) analisada no presente estudo, as menores quantidades de N disponível aplicadas no solo com os DLS (Tabela 2.2, Capítulo I) e a possibilidade de ter ocorrido a transferência de NO_3^- para camadas mais profundas do solo podem ter dificultado a detecção do efeito da DCD sobre a quantidade de N disponível no solo dos tratamentos com as doses de DLS.

Figura 3.1 – Teores de N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) da camada 0-10cm do solo dos tratamentos durante os cultivos do milho e do trigo no primeiro (A) e no segundo (B) ano.

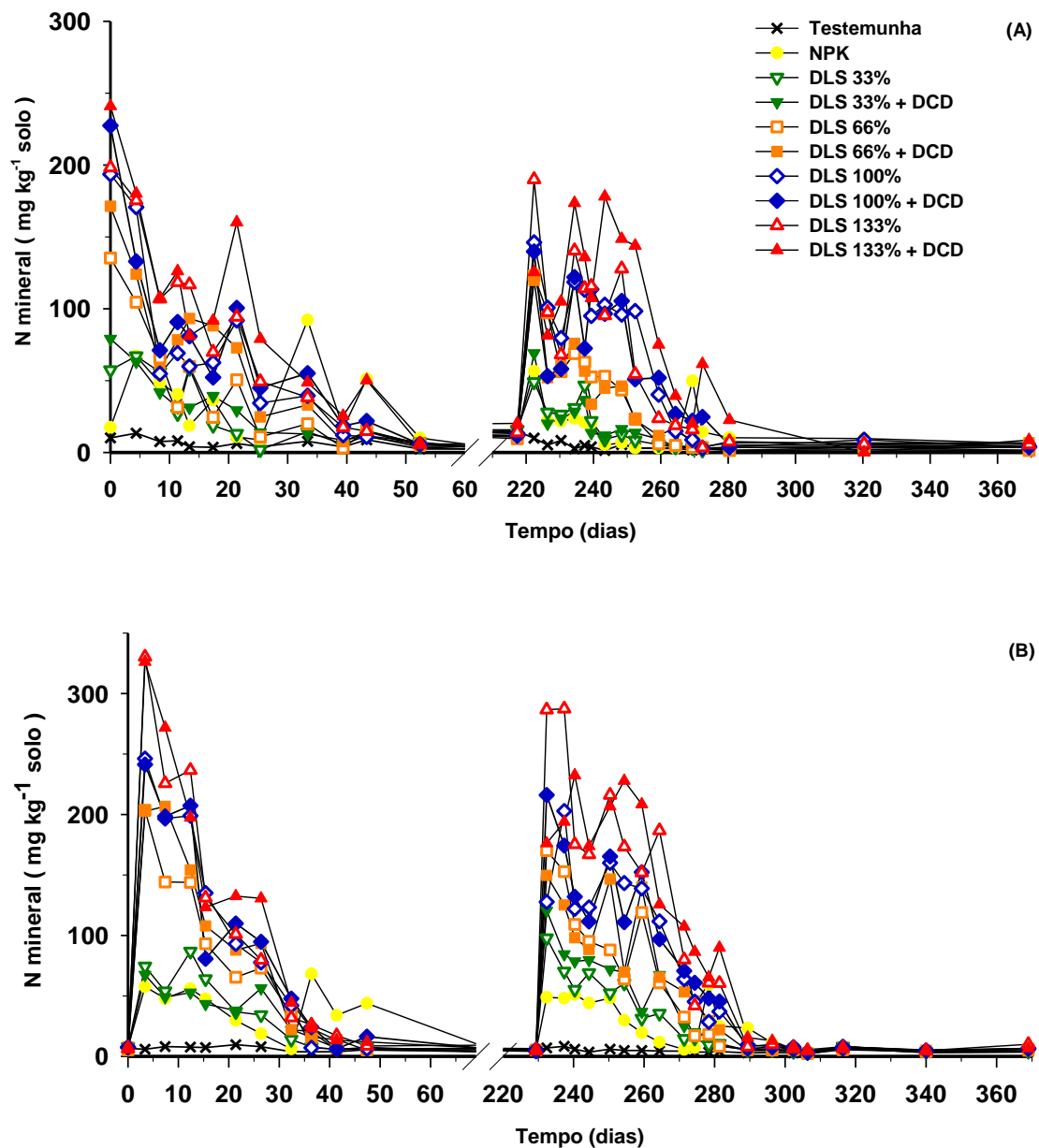


Tabela 3.1 – Teores de N mineral na camada 0-10 cm do solo nos primeiros 50 dias após a aplicação dos tratamentos nos dois anos agrícolas envolvendo o uso de adubação mineral (NPK) e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.

Tratamentos	N mineral (NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻) no solo			
	Ano agrícola 2019/20		Ano agrícola 2020/21	
	Milho	Trigo	Milho	Trigo
	(mg de N por kg ⁻¹ solo)			
Testemunha (A)	6,6	4,2	6,4	5,0
NPK (B)	34,8	19,2	37,9	33,2
DLS 33%(C)	28,6	19,0	35,7	43,4
DLS 33% + DCD (D)	30,5	19,4	33,4	56,6
DLS 66% (E)	43,9	46,0	71,8	77,9
DLS 66% + DCD (F)	64,2	42,4	83,4	86,1
DLS 100% (G)	67,1	78,2	92,4	108,7
DLS 100% + DCD (H)	75,1	72,1	94,0	115,3
DLS 133% (I)	83,8	82,0	108,6	157,3
DLS 133% + DCD (J)	99,7	107,3	116,5	157,8
Contrastes	<i>P valor</i>			
A vs B, C, D, E, F, G, H, I,	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
C, E, G, I vs D, F, H, J	0.009	0.465	0.460	0.073
C vs D	0.826	0.966	0.855	0.097
E vs F	0.020	0.741	0.366	0.291
G vs H	0.334	0.576	0.896	0.393
I vs J	0.064	0.027	0.534	0.949

3.5.2 Fornecimento de N e produtividade de grãos

De acordo com o esperado e corroborando os resultados de outros estudos (HERNÁNDEZ e al., 2013; LOURENZI e al., 2014; PENHA e al., 2015; OVEJERO et al., 2022), a quantidade de N acumulada e produtividade de grãos pelo milho e pelo trigo nos dois anos aumentou com o aumento da dose de N aplicada via DLS (Figuras 3.2 e 3.3), confirmando o elevado potencial dos DLS como fonte de N às gramíneas.

Figura 3.2 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a quantidade de N acumulada pela parte aérea (palha + grãos) do milho (A) e do trigo (B) no primeiro ano. A linha pontilhada indica a quantidade de N acumulada pelas culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).

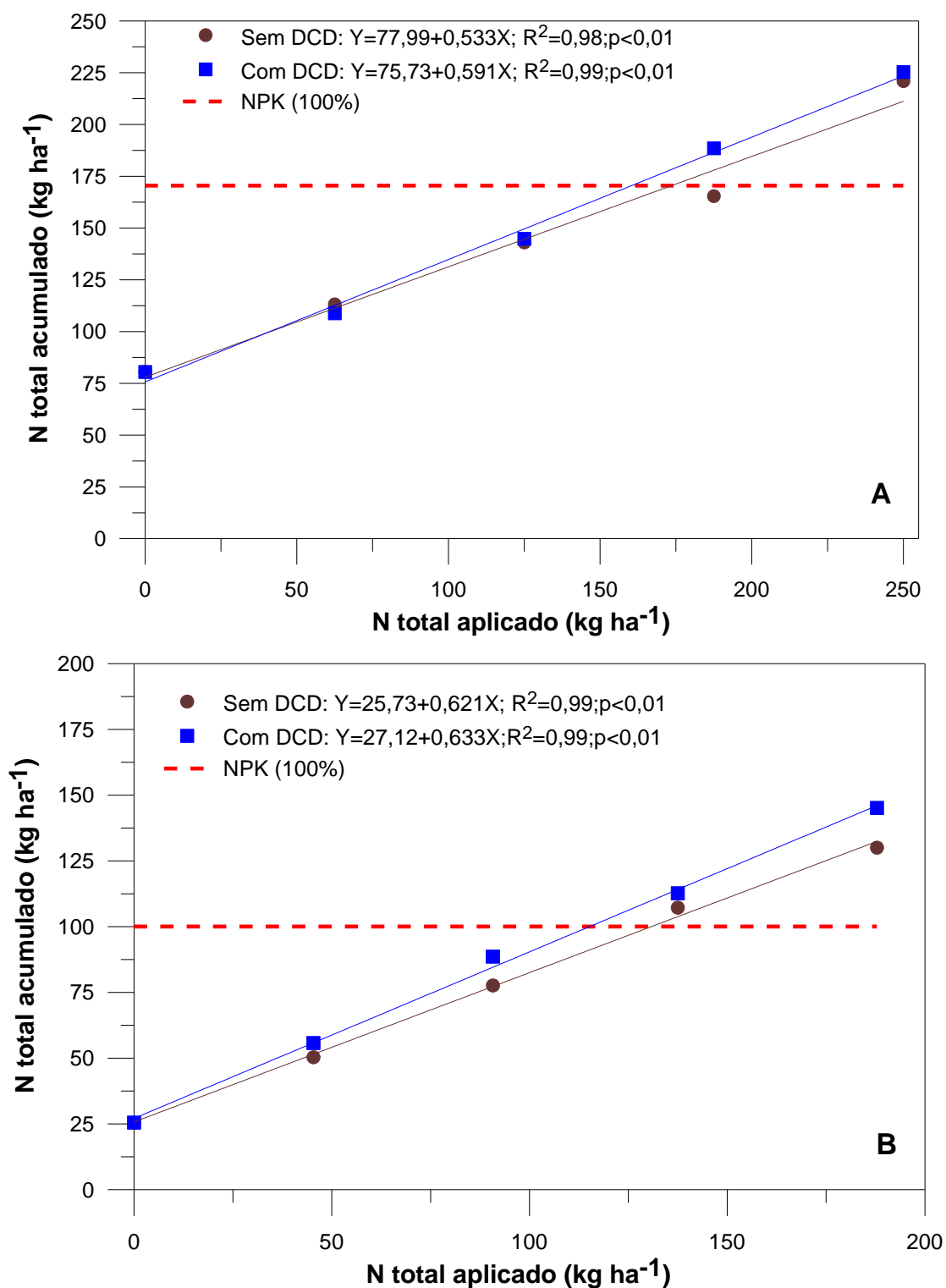
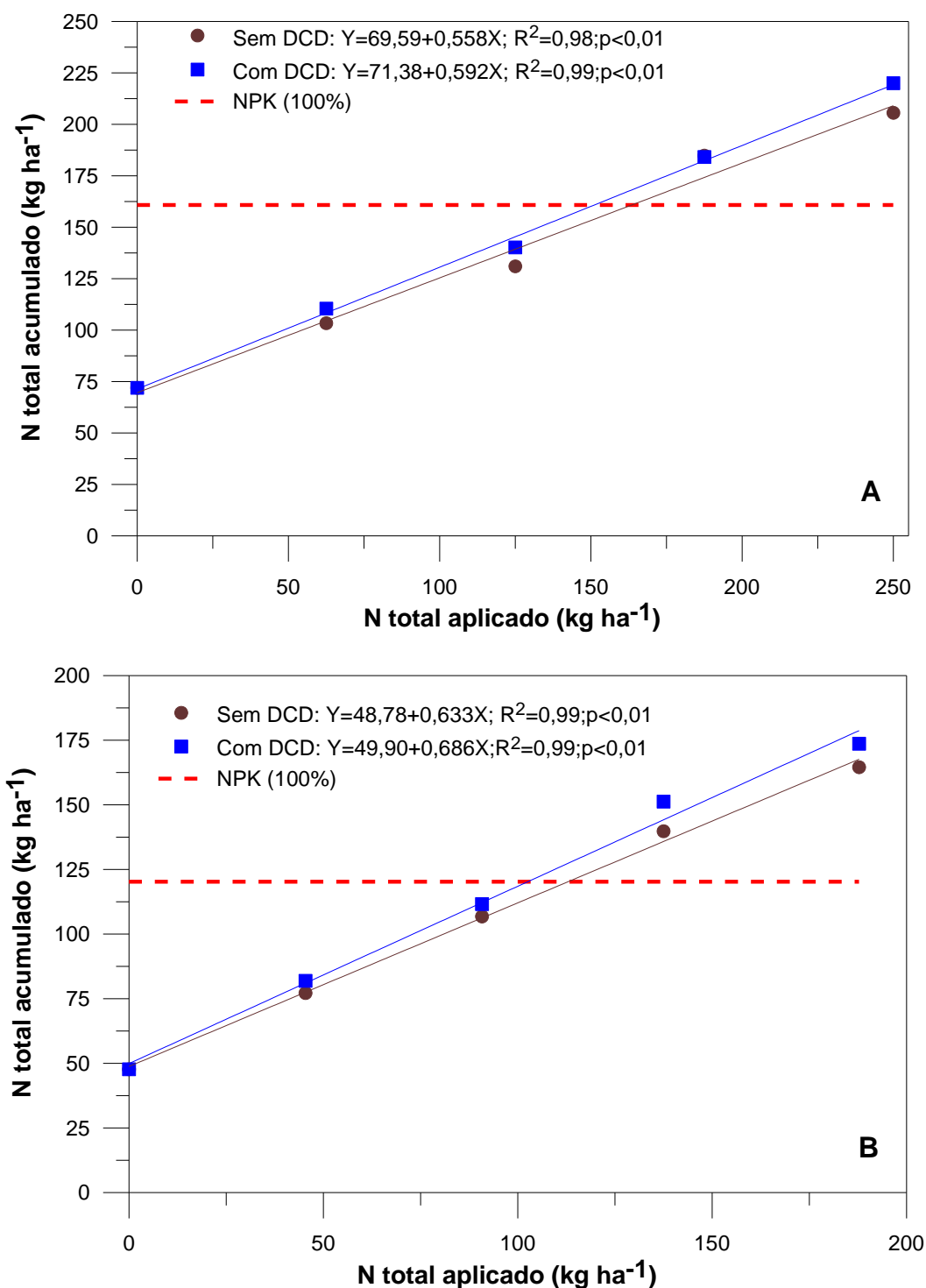


Figura 12 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a quantidade de N acumulada pela parte aérea (palha + grãos) do milho (A) e do trigo (B) no segundo ano. A linha pontilhada indica a quantidade de N acumulada pelas culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).



O modelo que melhor se ajustou aos dados observados quanto ao acúmulo de N da parte aérea das culturas (palha + grãos) foi o linear, tanto na presença como na ausência da DCD (Figuras 3.2 e 3.3). No milho, cada 10 kg de N total injetados no solo com os DLS sem DCD proporcionaram um aumento de 5,33 e 5,58 kg ha⁻¹ de aumento na quantidade de N acumulada pelo milho no ano 1 (Figura 3.2A) e no ano 2 (Figura 3.3A), respectivamente. No trigo, o aumento observado na quantidade de N acumulada na parte aérea para cada 10 kg de N total aplicados com os DLS foi de 6,21 kg N ha⁻¹ no ano 1 (Figura 3.2B) e de 6,33 kg N ha⁻¹ no ano 2 (Figura 3.3B).

Esse aumento ocorrido no acúmulo de N, o qual foi proporcional à quantidade de N aplicada com os DLS, pode ser atribuído ao fato da dose máxima de N ter sido apenas 33% superior à dose recomendada e ao provável consumo de luxo de N por parte das culturas. Aplicando doses de N total via DLS de até 200 kg N ha⁻¹ (0, 50, 100, 150 e 200), porém nas culturas da aveia e da cevada, Bergström & Kirchmann (2006) também encontraram uma relação linear entre doses de DLS e acúmulo de N nas culturas em que, para cada 10 kg de N aplicado via DLS, houve um aumento de 3,54 kg N ha⁻¹ acumulado na parte aérea (palha + grãos) na cevada e de 3,70 kg N ha⁻¹ na aveia. Já no estudo de Coelho et al. (2022), onde foram aplicadas, em cobertura no milho, doses mais elevadas de N (0, 150, 300 e 450 kg N ha⁻¹) porém na forma de ureia, o modelo que melhor se ajustou à quantidade de N exportada nos grãos foi o quadrático.

Nos quatro cultivos realizados, mas principalmente no primeiro ano (Figura 3.2), as quantidades de N acumuladas pelas culturas no tratamento com a dose de 100% de DLS e sem DCD foram próximas ao tratamento com a adubação mineral recomendada (NPK), tendo a ureia como fonte de N. Isso indica que o índice preconizado pela Comissão de Química e Fertilidade (CQFS, 2016), de que 80% do N total aplicado no solo com os DLS será disponibilizado no primeiro cultivo, está adequado para o uso dos DLS como fonte exclusiva de N ao milho e ao trigo.

Quanto ao efeito da DCD, o inibidor aumentou a quantidade de N acumulada na parte aérea das culturas nos dois anos. Embora a DCD tenha aumentado a quantidade de N acumulado nas duas culturas e nos dois anos (contraste C, E, G, I vs D, F, H, J) esse aumento ocorreu principalmente em função das doses de DLS equivalentes a 100 e 133% do N, além de ter sido de

pequena magnitude já que, na média das quatro doses de DLS, o incremento proporcionado pela DCD na quantidade de N acumulada variou de apenas 6,23 kg N ha⁻¹ (3,9%) no milho do ano 1 a 9,25 kg N ha⁻¹ (10,1%) no trigo do ano 1. No ano 2, a adição da DCD aos DLS aumentou o acúmulo de N em apenas 7,51 kg N ha⁻¹ (4,8%) no milho e 7,52 kg N ha⁻¹ (6,2%) no trigo.

A produtividade de grãos das culturas foi significativamente e positivamente afetada pela adição de N, tanto da ureia quanto dos DLS (Tabelas 3.2 e 3.3). Nos dois cultivos de milho a resposta da cultura foi próxima entre as duas fontes de N, quando as mesmas foram aplicadas na dose recomendada pela CQFS (2016), nos tratamentos NPK e DLS 100%. Na média desses dois tratamentos e dos dois cultivos, o aumento da produtividade de grãos de milho, em relação ao tratamento testemunha, foi de 5,4 Mg ha⁻¹ (105,2%). No trigo, a aplicação de N nos mesmos dois tratamentos resultou em um aumento médio na produtividade de grãos ainda maior, em relação à testemunha, passando de 1,6 para 4,2 Mg ha⁻¹. Esses resultados indicam o elevado potencial de resposta das duas gramíneas à aplicação de N nas condições em que foi conduzido o estudo e, portanto, aos tratamentos avaliados.

O modelo quadrático foi o que melhor se ajustou aos resultados relativos à produtividade de grãos dos quatro cultivos, tanto na presença como na ausência da DCD (Figuras 3.4 e 3.5). Assim como ocorreu com a quantidade de N acumulado, a produtividade de grãos também aumentou com o uso da DCD, embora o aumento só tenha sido significativo no milho, tanto no ano 1 (Tabela 3.2) como no ano 2 (Tabela 3.3). Apesar de significativo, esse aumento proporcionado pela DCD na produtividade do milho na média das quatro doses de DLS, foi de apenas 0,57 Mg ha⁻¹ (5,4%) no ano 1 e de 0,32 Mg ha⁻¹ (3,6%) no ano 2.

Em acordo ao observado para o efeito dos tratamentos sobre o acúmulo de N, a produtividade de grãos das duas culturas também foi próxima entre a dose recomendada de DLS e sem DCD (DLS 100%) e o tratamento com a aplicação da ureia como fonte de N (NPK), confirmando a adequação do índice de 80%, recomendado pela CQFS (2016), para a proporção do N total dos DLS que será disponibilizado às culturas.

Tabela 3.2 – Produtividade de grãos, nitrogênio acumulado, recuperação aparente do nitrogênio (RAN) e eficiência agrônômica do nitrogênio aplicado (EAN) no tratamento com adubação mineral recomendada (NPK) e nos tratamentos com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a análise da comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais no primeiro ano.

Tratamentos	Produtividade Mg ha ⁻¹		N Acumulado Kg ha ⁻¹		RAN (%)		EAN Kg grão Kg ⁻¹ N	
	Milho	Trigo	Milho	Trigo	Milho	Trigo	Milho	Trigo
Testemunha (A)	5,3	1,3	80,5	25,5	-	-	-	-
NPK (B)	11,5	3,9	170,4	100,0	60,0	67,7	41,4	24,0
DLS 33%(C)	7,8	2,3	113,1	50,3	52,2	54,7	40,7	22,9
DLS 33% + DCD (D)	8,0	2,5	108,8	55,8	45,3	66,7	43,9	26,7
DLS 66% (E)	10,0	3,2	143,0	77,6	50,0	57,4	37,4	21,2
DLS 66% + DCD (F)	10,6	3,4	144,8	88,6	51,5	69,5	42,3	23,1
DLS 100% (G)	11,4	3,8	165,4	107,2	45,3	59,4	32,5	18,5
DLS 100% + DCD (H)	12,2	4,0	188,5	112,7	57,6	63,4	36,9	19,4
DLS 133% (I)	13,2	4,2	220,9	130,0	56,2	57,2	31,5	16,0
DLS 133% + DCD (J)	13,8	4,4	225,3	145,2	57,9	65,4	34,1	17,2
Contrastes	<i>P valor</i>							
A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	-	-	-	-
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	0,008	0,002	0,315	0,180	0,009	0,091	0,067	0,054
C, E, G, I vs D, F, H, J	0,001	0,052	<0,001	<0,001	0,263	0,001	0,013	0,092
C vs D	0,505	0,323	0,267	0,183	0,076	0,015	0,263	0,106
E vs F	0,051	0,290	0,641	0,010	0,704	0,014	0,094	0,388
G vs H	0,010	0,472	<0,001	0,177	0,003	0,389	0,131	0,692
I vs J	0,036	0,201	0,258	0,001	0,641	0,082	0,359	0,589

Tabela 3.3 – Produtividade de grãos, nitrogênio acumulado, recuperação aparente do nitrogênio (RAN) e eficiência agrônômica do nitrogênio aplicado (EAN) no tratamento com adubação mineral recomendada (NPK) e nos tratamentos com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a análise da comparação de grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais no segundo ano.

Tratamentos	Produtividade		N Acumulado		RAN		EAN	
	Mg ha ⁻¹		Kg ha ⁻¹		(%)		Kg grão Kg ⁻¹ N	
	Milho	Trigo	Milho	Trigo	Milho	Trigo	Milho	Trigo
Testemunha (A)	5,0	1,9	71,9	47,7	-	-	-	-
NPK (B)	9,9	4,5	160,8	120,2	59,7	65,9	32,3	23,0
DLS 33%(C)	7,2	3,2	103,4	77,2	50,1	65,0	34,7	28,6
DLS 33% + DCD (D)	7,3	3,3	110,4	81,9	61,3	75,4	35,6	30,5
DLS 66% (E)	8,0	4,1	131,0	106,8	47,2	65,1	24,1	24,2
DLS 66% + DCD (F)	8,4	4,2	140,2	111,6	54,1	70,4	27,3	25,3
DLS 100% (G)	9,5	4,7	184,8	139,8	60,2	67,0	23,9	20,1
DLS 100% + DCD (H)	9,9	5,0	184,1	151,2	59,9	75,3	25,8	22,2
DLS 133% (I)	10,6	5,2	205,6	164,5	55,2	63,9	22,1	18,0
DLS 133% + DCD (J)	11,0	5,4	220,0	173,7	59,2	68,9	24,0	18,8
Contrastes	<i>P valor</i>							
A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	-	-	-	-
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	0.001	0,786	0.704	0.007	0.041	0.200	<0.001	0.679
C, E, G, I vs D, F, H, J	0.039	0,291	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	0.035	0.070
C vs D	0.832	0,773	0.068	0.077	<0.001	0.002	0.589	0.238
E vs F	0.189	0,722	0.027	0.072	0.007	0.088	0.085	0.474
G vs H	0.247	0,342	0.845	0,001	0.868	0.010	0.304	0.202
I vs J	0.122	0,594	0.010	0,001	0.093	0.11	0.299	0.586

Figura 3.4 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a produtividade de grãos de milho (A) e trigo (B) no primeiro ano. A linha pontilhada representa a produtividade das culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).

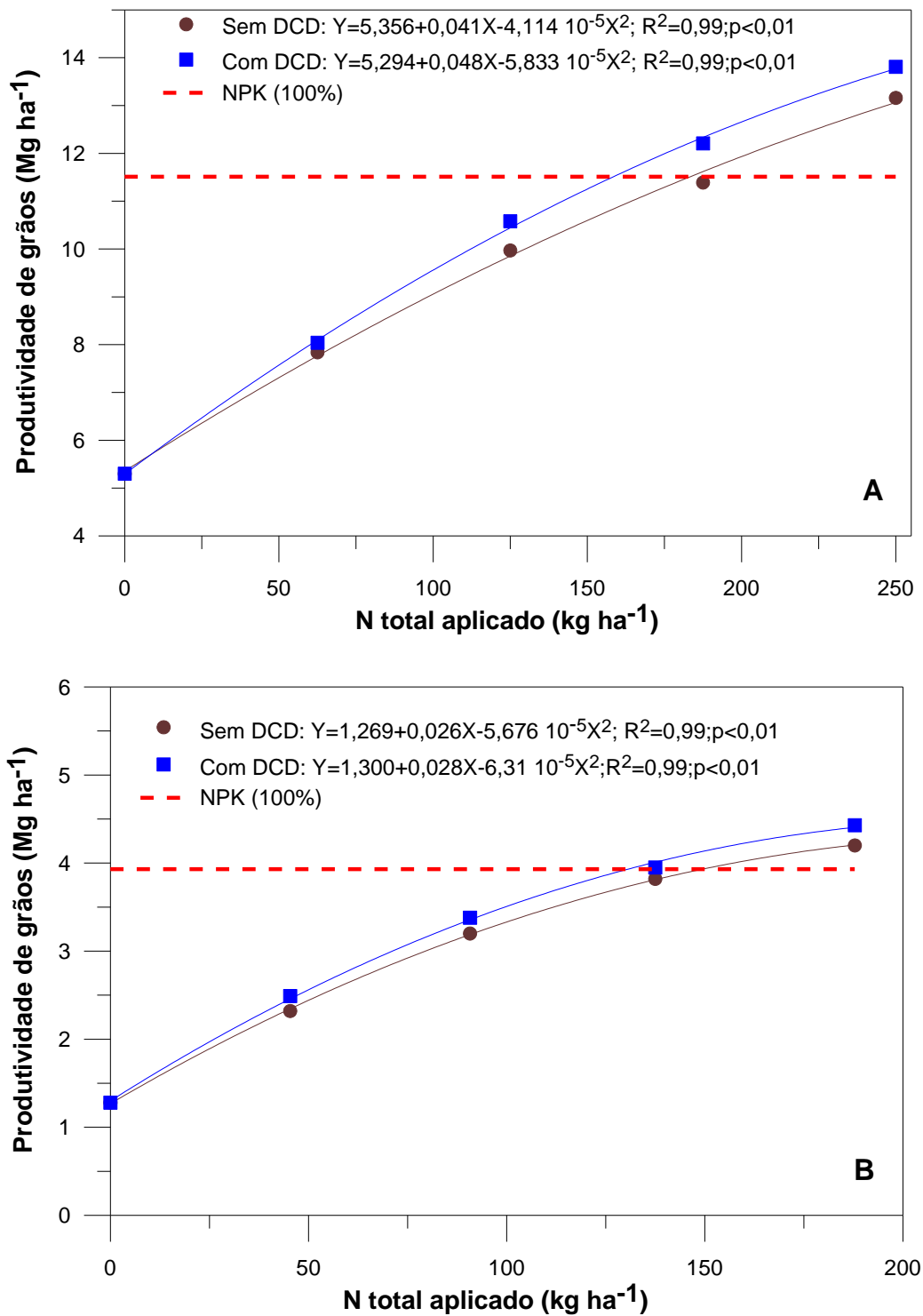
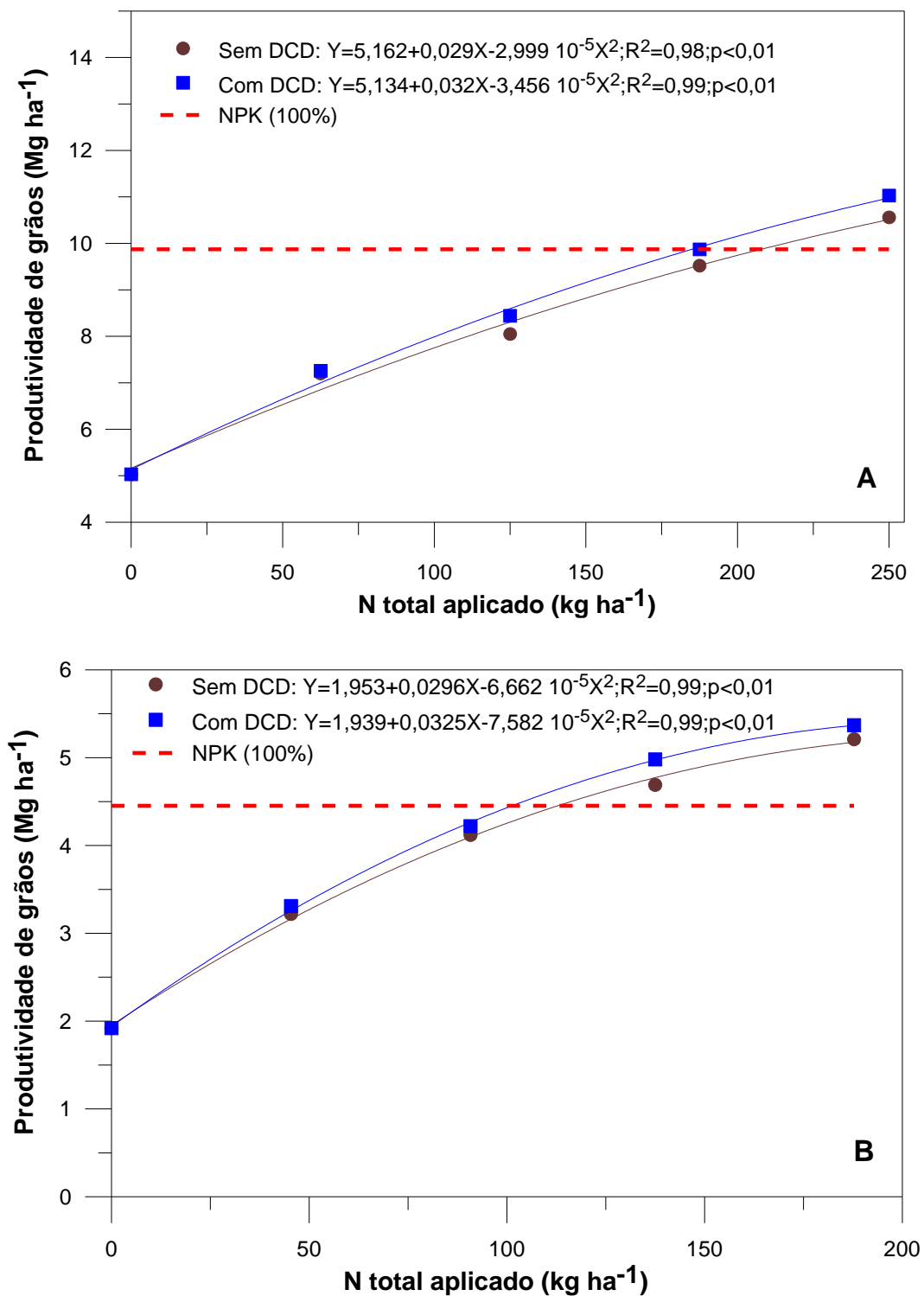


Figura 3.5 – Relação entre as quantidades de N injetadas no solo com os dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), e a produtividade de grãos de milho (A) e trigo (B) no segundo ano. A linha pontilhada representa a produtividade das culturas no tratamento NPK (equivalente a 100% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016)).



Uma das hipóteses principais do presente estudo, a qual foi sugerida por autores como Rose et al. (2018) e que não se confirmou, era de que a magnitude da resposta positiva das culturas à adição da DCD aos DLS, quanto ao acúmulo de N e, sobretudo, à produtividade de grãos, em relação ao uso dos DLS sem DCD, poderia ser ampliada quando esse inibidor de nitrificação fosse aplicado a doses sub ótimas de DLS. O fato disso não ter ocorrido indica outras causas prováveis para a falta de uma resposta mais expressiva do milho e do trigo ao uso do inibidor juntamente com os DLS. É provável que as perdas gasosas de N, durante os processos de nitrificação e desnitrificação, tenham sido quantitativamente pequenas na ausência da DCD e o N mineral remanescente tenha sido suficiente para atender a demanda das culturas. Em acordo com os resultados do presente estudo, ao adicionarem outro inibidor de nitrificação (DMPP) à ureia, Lester et al. (2016) também não encontraram efeito positivo do inibidor no incremento da produtividade de grãos de sorgo em doses de N inferiores a 60 kg N ha⁻¹. Outra possibilidade, que merece ser investigada em estudo futuros, envolve o efeito exercido pelo N mineral, na forma amoniacal (NH₄⁺) ou nítrica (NO₃⁻), sobre o fornecimento de N às culturas, já que o inibidor de nitrificação altera a proporção dessas duas formas de N no solo, sobretudo nos primeiros 30 a 50 dias após a aplicação dos DLS. De acordo com autores como Li et al. (2013), para diversas culturas, e Peng et al. (2023), trabalhando especificamente com plântulas de milho, a absorção de N é maior na presença das duas formas de N mineral do que em cada uma delas isoladamente.

3.5.3 Recuperação aparente e eficiência agrônômica do N aplicado via dejetos e ureia

De maneira geral, a recuperação aparente do N pelas culturas foi elevada, tanto para a ureia como para os DLS, variando de 45,3 a 75,3 % nos dois anos do estudo (Tabelas 3.2 e 3.3), com uma recuperação média do N aplicado no milho de 59,9% para a ureia e de 52,0% para os DLS, sem DCD. No trigo, a recuperação do N da ureia foi de 66,8% e do N dos DLS e sem DCD de 61,2%. Para Herrera et al. (2016) a recuperação do N de fertilizantes pelo trigo e pelo milho situa-se tipicamente na faixa de 30 a 50%. Os valores elevados de recuperação do N da ureia por essas duas gramíneas, encontrados no presente

estudo, podem ser atribuídos às condições ambientais desfavoráveis à perda de N por volatilização de NH_3 logo após a aplicação desse fertilizante em cobertura, na superfície do solo. Já no caso dos DLS, a sua injeção no solo deve ter eliminado a volatilização de NH_3 , conforme observaram outros autores (AITA et al., 2014, 2019), o que aumenta a recuperação do N pelas culturas.

Com relação ao efeito da DCD (contraste C, E, G, I vs D, F, H, J), o inibidor aumentou a recuperação do N dos DLS no trigo do ano 1 (Tabela 3.2) e nas duas culturas no ano 2 (Tabela 3.3). No trigo do ano 1 a recuperação do N pela cultura, na média das quatro doses de DLS, aumentou de 57,2% sem DCD para 66,3% com DCD. No milho do ano 2 a adição da DCD aos DLS aumentou a recuperação do N de 53,2% para 58,6%. No trigo do ano 2 o aumento foi de 65,2 para 72,5%. Esse efeito da DCD sobre o aumento na recuperação do N de dejetos de animais também tem sido constatado em outros estudos, tanto com DLS (AITA et al., 2019) como com dejetos líquidos de bovinos (YANG et al., 2016).

Quanto à eficiência agrônômica do N aplicado (EAN), a aplicação de doses equivalentes de N disponível via ureia e DLS sem DCD (DLS 100%) resultou em valores distintos de EAN entre as duas fontes de N. No milho do ano 1 (Tabela 3.2) o valor de EAN foi 41,4 kg grãos kg^{-1} N para a ureia e de 32,5 kg grãos kg^{-1} N para o tratamento DLS 100%, enquanto que no ano 2 (Tabela 3.3) foi de 32,3 kg grãos kg^{-1} N para a ureia e de 23,9 kg grãos kg^{-1} N para os DLS. No trigo, os valores de EAN para a ureia foram de 24,0 e 23,0 kg grãos kg^{-1} N e para os DLS de 18,5 e 20,1 kg grãos kg^{-1} N, nos anos 1 e 2, respectivamente. O modo de aplicação da ureia, com a maior quantidade de N tendo sido aplicada em cobertura, deve ser a razão principal pelo maior valor de EAN, em relação aos DLS. A adição da DCD aos DLS (contraste C, E, G, I vs D, F, H, J) aumentou a EAN no milho do ano 1 (35,5 vs 39,3) e do ano 2 (26,2 vs 28,2). No trigo, a EAN não foi afetada pelo uso do inibidor de nitrificação.

3.6 CONCLUSÕES

- a) O acúmulo de N no milho e no trigo aumentou proporcionalmente às doses de N injetadas no solo via DLS, enquanto o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou ao aumento ocorrido na produtividade de grãos das duas culturas.
- b) Houve um bom acordo, para o acúmulo de N e a produtividade de grãos do milho e do trigo, entre o tratamento com a dose de N recomendada e tendo a ureia como fonte com a dose de N aplicada via DLS (DLS 100%) e calculada de acordo com a recomendação da CQFS (2016).
- c) A DCD não aumentou a produtividade de grãos do trigo e do milho quando aplicado a subdoses de DLS injetadas no solo e quando houve aumento ele só ocorreu em um cultivo de milho e foi de apenas 4,9 e 7,2%, nos tratamentos com 133 e 100% da quantidade de N recomendada via DLS, respectivamente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABALOS, D.; JEFFERY, S.; SANZ-COBENA, A.; GUARDIA, G.; VALLEJO, A. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.189, p.136-144, 2014.
- AITA, C.; CHANTIGNY, M.H.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; ROCHETTE, P.; PUJOL, S.B.; DOS SANTOS, D.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **Journal of environmental quality**, v.48, n.5, p.1414-1426, 2019.
- AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; DOS SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. 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.
- BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal of environmental quality**, v.35, n.5, p.1803-1811, 2006.
- COELHO, A.E.; SANGOI, L.; BALBINOT JUNIOR, A.A.; KUNESKI, H.F.; MARTINS JÚNIOR, M.C. Nitrogen use efficiency and grain yield of corn hybrids as affected by nitrogen rates and sowing dates in subtropical environment. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.46, p.0210087, 2022.
- CQFS, 2016. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CQFS-RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul.
- CRASWELL, E.T.; GODWIN, D.C. The efficiency of nitrogen fertilizers applied to cereals in different climates. **Advances in plant nutrition (USA)**, 1984.
- CUI, N.; CAI, M.; ZHANG, X.; ABDELHAFEZ, A.A.; ZHOU, L.; SUN, H.; CHEN, G.; ZOU, G.; ZHOU, S. Runoff loss of nitrogen and phosphorus from a rice paddy field in the east of China: Effects of long-term chemical N fertilizer and organic manure applications. **Global Ecology and Conservation**, v.22, p.01011, 2020.
- DE KLEIN, C.; VAN LOGTESTIJN, R. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, n.2, p.231-237, 1996.
- EMBRAPA., E.-E.B.D.P.A.-. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: 3 ed. ed. 2013. 353p.

GONZATTO, R.; STÜKER, F.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; LÜDTKE, R.C.; DESSBESELL, A.; GIACOMINI, D.A.; PUJOL, S.B. Dicyandiamide as nitrification inhibitor of pig slurry ammonium nitrogen in soil. **Ciência Rural**, v.46802-808, 2016.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M.H.; MIOLA, E.C.; PUJOL, S.B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S.J. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. **Agronomy Journal**, v.109, n.4, p.1687-1696, 2017.

GRANDO, D.L.; GATIBONI, L.C.; MUMBACH, G.L.; DALL'ORSOLETTA, D.J.; DE SOUZA JUNIOR, A.A.; SCHMITT, D.E. Phosphorus in the runoff of soils with contrasting textures influenced by soil slope and pig slurry application. **Agricultural Water Management**, v.258107178, 2021.

HERNÁNDEZ, D.; POLO, A.; PLAZA, C. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, v.4478-86, 2013.

HERRERA, J.M.; RUBIO, G.; HÄNER, L.L.; DELGADO, J.A.; LUCHO-CONSTANTINO, C.A.; ISLAS-VALDEZ, S.; PELLET, D. Emerging and established technologies to increase nitrogen use efficiency of cereals. **Agronomy**, v.6, n.2, p.25, 2016.

IPCC, 2019. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. **2019 IPCC Guidelines** 48p.

LI, S.-X.; WANG, Z.-H.; STEWART, B. Responses of crop plants to ammonium and nitrate N. **Advances in agronomy**, v.118205-397, 2013.

LIU, C.; MI, X.; ZHANG, X.; FAN, Y.; ZHANG, W.; LIAO, W.; XIE, J.; GAO, Z.; ROELCKE, M.; LIU, H. Impacts of slurry application methods and inhibitors on gaseous emissions and N₂O pathways in meadow-cinnamon soil. **Journal of Environmental Management**, v.318115560, 2022.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; TIECHER, T.L.; VIEIRA, R.C.B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P.A.A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38949-958, 2014.

LOYON, L.; GUIZIOU, F. Ammonia volatilization from different pig slurries applied on wheat stubble using different land spreading techniques under French conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.280114-117, 2019.

OVEJERO, J.; MARESMA, A.; MARKS, E.; ORTIZ, C.; BOIXADERA, J.; SERRA, X.; PONSÁ, S.; LLOVERAS, J.; CASAS, C. Nitrogen fertilization with pig slurry in a barley-sorghum double-annual forage cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.124, n.3, p.373-388, 2022.

PEIXOTO, L.; PETERSEN, S.O. Efficacy of three nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from pig slurry and mineral fertilizers applied to spring barley and winter wheat in Denmark. **Geoderma Regional**, v.32e00597, 2023.

PENG, W.; WANG, C.-D.; WANG, X.-L.; WU, Y.-H.; ZHANG, Y.; SUN, Y.-G.; YI, S.; MI, G.-H. Increasing nitrogen absorption and assimilation ability under mixed NO_3^- and NH_4^+ supply is a driver to promote growth of maize seedlings. **Journal of Integrative Agriculture**, 2023.

PENHA, H.G.V.; MENEZES, J.F.S.; SILVA, C.A.; LOPES, G.; DE ANDRADE CARVALHO, C.; RAMOS, S.J.; GUILHERME, L.R.G. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.101259-269, 2015.

RAZA, S.; CHEN, Z.; AHMED, M.; AFZAL, M.R.; AZIZ, T.; ZHOU, J. Dicyandiamide application improved nitrogen use efficiency and decreased nitrogen losses in wheat-maize crop rotation in Loess Plateau. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v.65, n.4, p.450-464, 2019.

RIBEIRO, P.L.; CARLOS, F.S.; BARTH, G.; MÜHLING, K.H. Do tropical climatic conditions reduce the effectiveness of nitrification inhibitors? A meta-analysis of studies carried out in Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 1-14, 2023.

ROSE, T.J.; WOOD, R.H.; ROSE, M.T.; VAN ZWIETEN, L. A re-evaluation of the agronomic effectiveness of the nitrification inhibitors DCD and DMPP and the urease inhibitor NBPT. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.25269-73, 2018.

SANZ-COBENA, A.; MISSELBROOK, T.H.; HERNÁIZ, P.; VALLEJO, A. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH_3 mitigation in a Mediterranean soil. **Atmospheric Environment**, v.216116913, 2019.

SCHUSTER, N.R.; BARTELT-HUNT, S.L.; DURSO, L.M.; GILLEY, J.E.; LI, X.; MARX, D.B.; SCHMIDT, A.M.; SNOW, D.D. Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. **Transactions of the ASABE**, v.60, n.1, p.53-66, 2017.

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

TÓTH, E.; DENCŐ, M.; HOREL, Á.; PIRKÓ, B.; BAKACSI, Z. Influence of Pig Slurry Application Techniques on Soil CO_2 , N_2O , and NH_3 Emissions. **Sustainability**, v.14, n.17, p.11107, 2022.

VALLEJO, A.; GARCÍA-TORRES, L.; DÍEZ, J.A.; ARCE, A.; 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 and Soil**, v.272, n.1, p.313-325, 2005.

WOLF, K.A.; BØRGESEN, C.D.; PLAUBORG, F.; PETERSEN, S.O. Nitrous oxide and nitrate as indicators of subsoil removal of N in pig slurry applied to Luvisols in Western Denmark. **Geoderma Regional**, v.28e00441, 2022.

YAGÜE, M.; QUÍLEZ, D. Direct and residual response of wheat to swine slurry application method. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.86161-174, 2010.

YANG, M.; FANG, Y.; SUN, D.; SHI, Y. Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: a meta-analysis. **Scientific reports**, v.6, n.1, p.1-10, 2016.

YANG, X.; LU, Y.; DING, Y.; YIN, X.; RAZA, S. Optimising nitrogen fertilisation: A key to improving nitrogen-use efficiency and minimising nitrate leaching losses in an intensive wheat/maize rotation (2008–2014). **Field Crops Research**, v.2061-10, 2017.

4 DISCUSSÃO GERAL

De acordo com o esperado, a aplicação de N, tanto através da ureia na superfície do solo como dos DLS injetados no solo, aumentou a emissão de N_2O , em relação ao tratamento testemunha, sem aplicação de N. Na média dos dois anos do estudo, a injeção no solo da dose recomendada de N via DLS (DLS 100%) aumentou em $6,74 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (180%) a emissão anual de N_2O em relação à aplicação da dose recomendada de N via ureia. Isso confirma resultados de outros estudos (AITA et al., 2014, 2019) e se deve ao fato de os DLS adicionarem, além de N, água e C disponível no solo, que é um importante substrato à produção de N_2O através das bactérias heterotróficas responsáveis pela desnitrificação (CHANTIGNY e al, 2010; AITA et al., 2019). Esse aumento na emissão de N_2O com os DLS, em relação à ureia, também pode ter ocorrido pelo fato de os DLS terem sido injetados no solo, o que concentra no interior dos sulcos de injeção os principais substratos à produção de N_2O , contrariamente à ureia que foi aplicada na superfície do solo. O modo de aplicação das duas fontes de N, com os DLS sendo aplicados em dose única enquanto a ureia foi parcelada em duas aplicações, também deve ter favorecido uma maior produção e emissão de N_2O com os DLS.

A emissão de N_2O aumentou com as doses de DLS injetadas no solo, as quais foram equivalentes a 33, 66, 100 e 133% da quantidade de N recomendada ao milho e ao trigo, porém esse aumento não foi proporcional à quantidade de N aplicada, conforme prevê o IPCC (2019) ao assumir o valor fixo de 1%, mas foi exponencial, principalmente em função das doses mais elevadas de DLS (100 e 133%). Embora não tenham sido encontrados estudos relacionando à emissão de N_2O com a aplicação de multidoses de DLS, quando esse aspecto foi avaliado com a aplicação de multidoses de N via ureia o aumento na emissão desse GEE também foi não linear (HOBEN et al., 2011; SCHEER e al., 2016), evidenciando a importância em não aplicar doses de N que ultrapassem a demanda de N das culturas, para que não haja excedente no solo de NH_4^+ , cuja oxidação pode resultar na produção de N_2O durante a nitrificação e a nitrificação desnitrificante e de NO_3^- , o qual, na ausência de O_2 , pode ser reduzido a N_2O e N_2 pelas bactérias desnitrificadoras (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Esse aumento exponencial na emissão de N_2O em função das doses de DLS aplicadas foi eficientemente mitigado pela adição aos DLS, no momento da sua injeção no solo, do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), cuja proporção usada foi constante e equivalente a 10% da quantidade de N amoniacal injetada no solo com cada dose de DLS. Na média dos dois anos de cultivo e das quatro doses de DLS, a DCD reduziu a emissão anual de N_2O em $3,87 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (42%), o que está de acordo com a redução relatada em outros estudos em que os DLS também foram injetados no solo (RUSER & SCHULZ, 2015; AITA et al., 2014; 2019). Na presença do inibidor, a emissão de N_2O aumentou de modo linear com o aumento das doses de DLS, sendo que para cada 10 kg de N total injetados no solo com os DLS houve um aumento médio de $151,5 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$, variando de $79,6 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no trigo do ano 1 a $271,5 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no trigo do ano 2. O impacto da DCD sobre o fator de emissão (FE) de N_2O foi positivo já que, na média dos dois anos de cultivo e das quatro doses de DLS, o FE diminuiu de 2,56% sem inibidor para 1,33% com o uso do inibidor.

De acordo com a expectativa, a aplicação de N através da ureia e dos DLS aumentou significativamente o fornecimento de N e a produtividade de grãos do trigo e do milho, cujos aumentos ocorridos, em função das doses de DLS aplicadas, foram ajustados através de modelos lineares e quadráticos para essas duas variáveis, respectivamente. Todavia, não se confirmou a hipótese principal do presente estudo de que, em doses sub ótimas de DLS, a resposta das culturas quanto à adição da DCD aos DLS seria positiva em termos de produtividade, conforme sugeriram Rose et al. (2018). Em nenhuma das quatro doses de DLS avaliadas houve efeito positivo da adição da DCD aos DLS sobre o acúmulo de N e a produtividade de grãos do milho e do trigo. Outras causas prováveis, além da quantidade de N aplicada via DLS, para a ausência de resposta das culturas à adição DCD aos DLS, a qual comprovou a sua eficiência em mitigar as emissões de N_2O , merecem ser investigadas em estudos futuros. Cabe investigar, por exemplo, se o fato desse inibidor de nitrificação alterar a proporção entre as formas amoniacal e nítrica, sobretudo nos primeiros 30 a 40 dias após a aplicação dos DLS, tem implicações sobre o fornecimento de N e, portanto, na produtividade de grãos das culturas.

A avaliação da eficiência de diferentes estratégias para mitigar as emissões de N_2O com o uso dos DLS como fonte de N às culturas, como por exemplo aquela usada no presente estudo envolvendo o uso da DCD, deve ter um caráter holístico, combinando, por exemplo, impactos ambientais e agronômicos. Por isso, a relação da emissão de N_2O com a produtividade de grãos ou com a quantidade de N acumulada pelas culturas é um aspecto importante a ser considerado, como propuseram inicialmente Van Groenigen et al. (2010), os quais denominaram essa relação de “yield-scaled N_2O emissions”. Essa relação expressa a eficiência de determinado sistema de cultura relativamente ao N_2O emitido, dando-se preferência para sistemas que produzam mais grãos ou biomassa com menor emissão de N_2O para a atmosfera. A emissão de N_2O em escala de rendimento do milho e do trigo é mostrada na tabela 4.1.

Nos dois anos, o tratamento testemunha, sem aplicação de N, apresentou valores de N_2O em escala de rendimento menores do que os demais tratamentos com aplicação de N (contraste A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J), o que é positivo do ponto de vista ambiental. Todavia, esse tratamento resultou em baixa produtividade de grãos, em relação aos tratamentos com aplicação de N (Tabelas 4.1), o que é desfavorável do ponto de vista de produção de grãos à alimentação humana e animal pelas duas gramíneas avaliadas. Já o tratamento NPK apresentou valores de N_2O em escala de rendimento próximos ao tratamento testemunha, principalmente no primeiro ano, e inferior aos tratamentos com aplicação de DLS (contraste B vs C, D, E, F, G, H, I, J) e resultou em uma produtividade média de grãos de milho e trigo cerca de 2 e 2,6 vezes (respectivamente) maior que a testemunha, semelhante ao tratamento com a dose de N via DLS recomendada às culturas. Portanto, a fertilização nitrogenada do trigo e do milho com ureia possibilitou combinar redução na emissão de N_2O com elevada produtividade de grãos para as condições experimentais.

Tabela 4.1 – Quantidades de N₂O produzidas, em escala de rendimento de grãos do milho e do trigo nos dois anos agrícolas, nos tratamentos com adubação mineral (NPK) e nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos (DLS), com e sem DCD, com a comparação entre grupos de tratamentos através de contrastes ortogonais.

Tratamentos	N ₂ O em escala de rendimento					
	Ano agrícola 2019/20			Ano agrícola 2020/21		
	Milho	Trigo	Anual	Milho	Trigo	Anual
	(kg de N-N ₂ O Mg ⁻¹ de grãos)					
Testemunha (A)	0,24	0,35	0,31	0,08	0,30	0,15
NPK (B)	0,22	0,31	0,29	0,15	0,40	0,23
DLS 33%(C)	0,35	0,46	0,42	0,15	0,49	0,26
DLS 33% + DCD (D)	0,24	0,37	0,31	0,09	0,39	0,19
DLS 66% (E)	0,58	0,35	0,56	0,31	0,56	0,40
DLS 66% + DCD (F)	0,32	0,41	0,37	0,18	0,61	0,32
DLS 100% (G)	0,62	0,56	0,63	0,69	1,00	0,80
DLS 100% + DCD (H)	0,30	0,43	0,36	0,18	0,81	0,40
DLS 133% (I)	0,85	0,76	0,86	0,95	1,59	1,17
DLS 133% + DCD (J)	0,38	0,45	0,42	0,27	1,03	0,52
Contrastes	<i>P valor</i>					
A vs B, C, D, E, F, G, H, I, J	0,020	0,160	0,019	<0,001	0,001	<0,001
B vs C, D, E, F, G, H, I, J	0,006	0,032	0,004	0,001	0,003	<0,001
C, E, G, I vs D, F, H, J	<0,001	0,018	<0,001	<0,001	0,025	<0,001
C vs D	0,291	0,363	0,234	0,430	0,550	0,429
E vs F	0,017	0,555	0,035	0,089	0,792	0,397
G vs H	0,004	0,177	0,003	<0,001	0,285	<0,001
I vs J	<0,001	0,003	<0,001	<0,001	0,003	<0,001

Tanto em uma base anual como em cada cultivo realizado, a adição da DCD aos DLS teve efeito positivo na redução da emissão de N_2O em escala de rendimento (contraste C, E, G, I vs D, F, H, J) e isso ocorreu principalmente as duas maiores doses de DLS (100 e 133%) e ao cultivo do milho. Na dose de DLS equivalente a 133%, a DCD reduziu a emissão de N_2O em escala de rendimento nos quatro cultivos. Já no tratamento com a dose recomendada de N via DLS (100%) o inibidor só foi eficiente nessa redução nos dois cultivos de milho. Nessa dose equivalente a 100% do N via dejetos (DLS 100%) a emissão de N_2O em escala de rendimento em numa base anual foi aproximadamente 50% menor com a adição da DCD aos DLS (DLS 100% + DCD), embora os valores desse tratamento tenham sido superiores ao tratamento com ureia (NPK) no primeiro (0,36 vs 0,29 kg N- N_2O Mg⁻¹ grãos) e no segundo ano (0,40 vs 0,23 kg N- N_2O Mg⁻¹ grãos). Apesar disso, os DLS representam um passivo ambiental e, também, uma fonte C, de N e de outros macronutrientes e micronutrientes e o seu uso agrícola como fonte de N, em quantidade recomendada (DLS 100%) ou próxima a ela, permite, quando associado ao uso da DCD, compatibilizar a redução nas emissões de N_2O para níveis próximos à aplicação de N-ureia e ganho em produtividade das culturas também próximos à ureia.

Um importante desafio envolvendo a estratégia de adicionar a DCD aos DLS como fonte de N às culturas consiste em encontrar uma dose de DLS que permita reduzir as emissões de N_2O , em relação à aplicação da dose recomendada de DLS e sem DCD, mas sem comprometer a produtividade das culturas. No caso do presente estudo, a adição da DCD à dose de DLS equivalente a 66 % da quantidade de N recomendada às culturas (DLS 66% + DCD) reduziu a produtividade de grãos de milho, em relação ao tratamento com a dose recomendada de DLS e sem DCD (DLS 100%), em 0,8 Mg ha⁻¹ (7,1%) no ano 1 (Tabela 3.2, Capítulo II) e em 1,1 Mg ha⁻¹ (11,3%) no ano 2 (Tabela 3.3, Capítulo II). No trigo a tendência foi a mesma, com uma produtividade de grãos 0,4 (11,5%) e 0,5 (10,6%) Mg ha⁻¹ menor no tratamento DLS 66% + DCD nos anos 1 e 2, respectivamente.

A partir das equações de regressão entre as doses de N adicionadas ao solo através dos DLS e a produtividade de grãos das culturas (Figuras 3.4 e 3.5), foi possível estimar que a adição da DCD a uma dose de N via DLS equivalente a 84,0 e 89,0% da quantidade de N recomendada no primeiro e no segundo

cultivo do milho, possibilitaria alcançar uma produtividade de grãos equivalente à dose de 100% de DLS e sem DCD (DLS 100%), o que implicaria em uma redução de 30,2 e 21,2 kg ha⁻¹ na quantidade de N total adicionada ao solo com os DLS, respectivamente. Essa mesma estimativa, feita para os dois cultivos do trigo, indicou que a aplicação de doses de N via DLS equivalentes a 90,0% da quantidade de N recomendada no primeiro cultivo e 85,0% no segundo reduziria a quantidade de N total adicionada com os DLS em 13,7 e 20,8 kg ha⁻¹, respectivamente. Portanto, na média dos quatro cultivos realizados, a adição da DCD a uma dose de N com os DLS equivalente a 87,0% da quantidade de N recomendada pela CQFS (2016), com os DLS e sem DCD (DLS 100%), permitiria manter a produtividade das culturas.

A partir das doses estimadas de DLS, equivalentes a 84 e 89% do N recomendado no milho (157 e 166 kg N total ha⁻¹) e a 90,0 e 85,0% do N recomendado no trigo (124 e 117 kg N total ha⁻¹), foram estimadas as quantidades de N-N₂O que seriam emitidas, de acordo com as equações lineares (Figuras 3.4A e 3.5A) para o milho e (Figuras 3.4B e 3.5B) para o trigo. Essa estimativa indica que seriam emitidos 3,59 kg N-N₂O ha⁻¹ no milho e 1,53 kg N-N₂O ha⁻¹ no trigo do primeiro ano, totalizando uma emissão anual de 5,12 kg N-N₂O ha⁻¹. No segundo ano, a emissão estimada de N₂O seria de 1,86 kg N-N₂O ha⁻¹ no milho e 3,47 kg N-N₂O ha⁻¹ no trigo, totalizando 5,33 kg N-N₂O ha⁻¹. Com base na média desses valores estimados conclui-se que com a aplicação de uma dose de DLS equivalente a aproximadamente 87% da quantidade de N recomendada ao milho e ao trigo (282 kg N total ha⁻¹ ano⁻¹) é possível obter a mesma produtividade de grãos do tratamento com a aplicação da dose recomendada de N com os DLS 100% sem DCD (325 kg N total ha⁻¹ ano⁻¹) e com uma emissão média de N₂O de 5,23 kg N-N₂O ha⁻¹, que é 50,2% inferior à emissão média observada no tratamento DLS 100%, que foi de 10,5 kg N-N₂O ha⁻¹.

Além desse benefício da adição do inibidor de nitrificação aos DLS em reduzir emissões de N₂O, outras vantagens agronômicas e ambientais podem ser apontadas para essa possibilidade de reduzir a quantidade de N a aplicar com os DLS, sem comprometer a produtividade das culturas. Pode-se destacar a possibilidade de, em reduzindo a dose, poder ampliar a área para aplicação dos DLS e de reduzir o potencial de perda de N por outras vias como a lixiviação

de NO_3^- , a qual tem implicações na redução do valor fertilizante nitrogenado dos DLS e na contaminação das águas subterrâneas. É importante destacar que a recomendação da DCD como inibidor da nitrificação do N amoniacal dos DLS precisa passar também por uma análise econômica, a qual não pode ser realizada, já que o produto não é comercializado no Brasil, tendo seu uso ainda restrito à avaliação da sua eficiência técnica por parte da pesquisa.

5 CONCLUSÕES GERAIS

- a) A emissão de N_2O aumenta com a injeção dos DLS no solo como fonte exclusiva de N ao milho e ao trigo e esse aumento ocorre exponencialmente quando a dose de N aplicada com os DLS é igual ou superior à dose de N recomendada às culturas.
- b) A adição da dicianodiamida aos DLS reduz as emissões de N_2O nos cultivos do milho e do trigo apenas quando a dose de DLS injetada no solo foi igual ou superior à recomendação para as culturas.
- c) A emissão de N_2O aumenta linearmente com a adição da DCD às doses de DLS, com os valores de FE, em três dos quatro cultivos, ficando próximos ao valor constante de 1%, proposto pelo IPCC.
- d) Sem a adição de DCD e com aplicação de quantidades equivalentes de N via DLS e ureia, o FE é maior com os DLS como fonte de N às culturas.
- e) O acúmulo de N no milho e no trigo aumentou proporcionalmente às doses de N injetadas no solo via DLS, enquanto o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou ao aumento ocorrido na produtividade de grãos das duas culturas.
- f) Houve um bom acordo, para o acúmulo de N e a produtividade de grãos do milho e do trigo, entre o tratamento com a dose de N recomendada e tendo a ureia como fonte com a dose de N aplicada via DLS (DLS 100%) e calculada de acordo com a recomendação da CQFS (2016).
- g) A DCD não aumentou a produtividade de grãos do trigo e do milho quando aplicado a subdoses de DLS injetadas no solo e quando houve aumento ele só ocorreu em um cultivo de milho e foi de apenas 4,9 e 7,2%, nos tratamentos com 133 e 100% da quantidade de N recomendada via DLS, respectivamente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA, A.-A.B.D.P.A.-. 2022. **Relatório Anual**. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2022>. Acesso em: 29 junho de 2023.

AITA, C.; CHANTIGNY, M.H.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; ROCHETTE, P.; PUJOL, S.B.; DOS SANTOS, D.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **Journal of environmental quality**, v.48, n.5, p.1414-1426, 2019.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; DOS SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. 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.

BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal of environmental quality**, v.35, n.5, p.1803-1811, 2006.

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E.M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.368, n.1621, p.20130122, 2013.

CERETTA, C.A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C.R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R.C.B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.139, n.4, p.689-699, 2010.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N.; GASSER, M.O. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of environmental quality**, v.39, n.5, p.1545-1553, 2010.

CHENG, S.; WANG, L.; FANG, H.; YU, G.; YANG, X.; LI, X.; SI, G.; GENG, J.; HE, S.; YU, G. Nonlinear responses of soil nitrous oxide emission to multi-level nitrogen enrichment in a temperate needle-broadleaved mixed forest in Northeast China. **Catena**, v.147556-563, 2016.

DELL, C.J.; MEISINGER, J.J.; BEEGLE, D.B. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal of environmental quality**, v.40, n.2, p.352-361, 2011.

FRIED, S.; MACKIE, B.; NOTHWEHR, E. Nitrate and phosphate levels positively affect the growth of algae species found in Perry Pond. *Tillers*, v.421-24, 2003.

GONZATTO, R.; STÜKER, F.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; LÜDTKE, R.C.; DESSBESELL, A.; GIACOMINI, D.A.; PUJOL, S.B. Dicyandiamide as nitrification inhibitor of pig slurry ammonium nitrogen in soil. ***Ciência Rural***, v.46802-808, 2016.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M.H.; MIOLA, E.C.; PUJOL, S.B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S.J. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. ***Agronomy Journal***, v.109, n.4, p.1687-1696, 2017.

HOBEN, J.; GEHL, R.; MILLAR, N.; GRACE, P.; ROBERTSON, G. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. ***Global Change Biology***, v.17, n.2, p.1140-1152, 2011.

IPCC, 2019. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. **2019 IPCC Guidelines** 48p.

JANG, Y.N.; JUNG, M.W. Biochemical changes and biological origin of key odor compound generations in pig slurry during indoor storage periods: a pyrosequencing approach. ***BioMed research international***, v.2018, 2018.

KAUFMANN, D.S.; BERTOL, I.; SANTOS, M.A.D.N.D.; BAGIO, B.; MECABÔ, J.; BORG, H. Impacts of Pig Slurry Applied to Two Different Soils on Nutrient Transport by Runoff. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, v.43, 2018.

KIRKBY, R.; FRIEDL, J.; TAKEDA, N.; DE ROSA, D.; ROWLINGS, D.W.; GRACE, P.R. Nonlinear response of N₂O and N₂ emissions to increasing soil nitrate availability in a tropical sugarcane soil. ***Journal of Soils and Sediments***, v.23, n.5, p.2065-2071, 2023.

PARKER, D.B.; GILLEY, J.; WOODBURY, B.; KIM, K.-H.; GALVIN, G.; BARTELT-HUNT, S.L.; LI, X.; SNOW, D.D. Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. ***Atmospheric Environment***, v.6691-100, 2013.

QIN, X.; WANG, B.; WAN, Y.; GAO, Q.; CHEN, X.; CHEN, H.; SONG, C. Nonlinear dependency of N₂O emissions on nitrogen input in dry farming systems may facilitate green development in China. ***Agriculture, Ecosystems & Environment***, v.317107456, 2021.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. ***Soil Science Society of America Journal***, v.68, n.4, p.1410-1420, 2004.

ROSE, T.J.; WOOD, R.H.; ROSE, M.T.; VAN ZWIETEN, L. A re-evaluation of the agronomic effectiveness of the nitrification inhibitors DCD and DMPP and the urease inhibitor NBPT. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.25269-73, 2018.

RUSER, R.; SCHULZ, R. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils—a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.178, n.2, p.171-188, 2015.

SCHEER, C.; ROWLINGS, D.W.; GRACE, P.R. Non-linear response of soil N₂O emissions to nitrogen fertiliser in a cotton–fallow rotation in sub-tropical Australia. **Soil Research**, v.54, n.5, p.494-499, 2016.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37271-280, 2013.

SCHUSTER, N.R.; BARTELT-HUNT, S.L.; DURSO, L.M.; GILLEY, J.E.; LI, X.; MARX, D.B.; SCHMIDT, A.M.; SNOW, D.D. Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. **Transactions of the ASABE**, v.60, n.1, p.53-66, 2017.

SHERLOCK, R.R.; SOMMER, S.G.; KHAN, R.Z.; WOOD, C.W.; GUERTAL, E.A.; FRENEY, J.R.; DAWSON, C.O.; CAMERON, K.C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of environmental quality**, v.31, n.5, p.1491-1501, 2002.

SONG, X.; LIU, M.; JU, X.; GAO, B.; SU, F.; CHEN, X.; REES, R.M. Nitrous oxide emissions increase exponentially when optimum nitrogen fertilizer rates are exceeded in the North China Plain. **Environmental science & technology**, v.52, n.21, p.12504-12513, 2018.

TÓTH, E.; DENCSŐ, M.; HOREL, Á.; PIRKÓ, B.; BAKACSI, Z. Influence of Pig Slurry Application Techniques on Soil CO₂, N₂O, and NH₃ Emissions. **Sustainability**, v.14, n.17, p.11107, 2022.

VALLEJO, A.; GARCÍA-TORRES, L.; DÍEZ, J.A.; ARCE, A.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v.272, n.1, p.313-325, 2005.

VAN GROENIGEN, J.W.; VELTHOF, G.; OENEMA, O.; VAN GROENIGEN, K.; VAN KESSEL, C. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. **European Journal of Soil Science**, v.61, n.6, p.903-913, 2010.

VELTHOF, G.; MOSQUERA, J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.140, n.1-2, p.298-308, 2011.

WALLMAN, M.; LAMMIRATO, C.; DELIN, S.; KLEMEDTSSON, L.; WESLIEN, P.; RÜTTING, T. Nitrous oxide emissions from five fertilizer treatments during one year—High-frequency measurements on a Swedish Cambisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.337108062, 2022.