

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

Rosemar de Queiroz

**ESTRATÉGIAS PARA MITIGAR AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO
E AUMENTAR A EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE
DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO**

**Santa Maria, RS
2021**

Rosemar de Queiroz

**ESTRATÉGIAS PARA MITIGAR AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E
AUMENTAR A EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE DEJETOS LÍQUIDOS
DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO**

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

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS, Brasil
2021**

de Queiroz, Rosemar

ESTRATÉGIAS PARA MITIGAR AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E
AUMENTAR A EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO / Rosemar de
Queiroz.- 2021.

85 p.; 30 cm

Orientador: Celso Aita

Coorientador: Ezequiel Cesar Carvalho Miola

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2021

1. Aplicação parcelada 2. combinação de DLS + ureia 3.
dicianodiamida 4. plantio direto I. Aita, Celso II.
Cesar Carvalho Miola, Ezequiel 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.

Todos os direitos autorais reservados a Rosemar de Queiroz. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho é autorizada mediante citação da fonte.

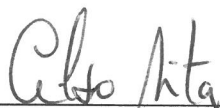
Endereço: Rua Silvino Jacob Zimmerman n° 624, apto 101, Santa Maria – RS. CEP. 97.105-380
Fone (+55) 55 996464622; E-mail: rrosyqueiroz@hotmail.com

Rosemar de Queiroz

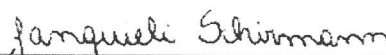
**ESTRATÉGIAS PARA MITIGAR AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E
AUMENTAR A EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO**

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

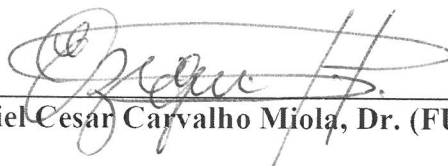
Aprovado em 29 de julho de 2021:



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



Janqueli Schirmann, Dra. (UFRGS)



Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)



Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)



Stéfén Barbósa Pujol, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2021

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Rosane Ferreira de Queiroz e Wilmar de Queiroz e às minhas irmãs Keli Renata Queiroz e Raquel Queiroz, por me apoiar na decisão de continuar estudando e pela compreensão nos momentos de ausência.

Ao Ezequiel Koppe por tornar meus dias mais felizes, pelo incentivo, paciência, amor e momentos de alegria.

Agradeço aos meus afilhados Isabela, Helena, Davi, Enzo e Joabel, por me fazerem acreditar que vale a pena trabalhar por um planeta melhor.

Ao meu orientador professor Celso Aita, por toda ajuda e ensinamentos durante o período do doutorado.

Ao professor Sandro Giacomini pela ajuda e esclarecimento de dúvidas.

Ao Heverton pela eficiência e disponibilidade em resolver as questões burocráticas.

Aos demais professores do departamento de solos.

Aos bolsistas de iniciação científica Poliana, Mateus, Ana Paula, Kat, Cristian, Samanta, Paula, Fabi, Renata e a todos os outros que contribuíram para o desenvolvimento do experimento, sem a ajuda de vocês não teria sido possível desenvolver esse trabalho.

Agradeço aos colegas da pós-graduação Pâmela, Heitor, Nestor, Stefen, Raquel, Adri, Bruno, Getúlio, Ana, Janqui, Douglas, Caren, José e aos demais colegas do LABCEN pela convivência e momentos de descontração.

Agradeço à banca avaliadora pela contribuição e sugestões para melhoria no trabalho.

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

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

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

Muito obrigada!!

O solo é a pele viva da Terra. Ele conecta o mundo acima e abaixo da terra, mantendo o delicado balanço entre os seres vivos [...]. A nação que destrói o solo destrói a si mesmo.

(Franklin Delano Roosevelt)

RESUMO

ESTRATÉGIAS PARA MITIGAR AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E AUMENTAR A EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS INJETADOS NO SOLO

AUTORA: Rosemar de Queiroz
ORIENTADOR: Celso Aita

A injeção dos dejetos líquidos de suínos (DLS) em subsuperfície é uma alternativa eficiente para reduzir as perdas de N via volatilização de amônia. Porém, esse modo de uso dos DLS potencializa a formação de N_2O , potente gás de efeito estufa. O objetivo deste estudo foi avaliar estratégias de uso de DLS para aumentar a eficiência de uso de N e mitigar as emissões de N_2O em sistema plantio direto com sistema de cultivo bianual (milho-trigo). O experimento foi conduzido em Argissolo Vermelho, sob clima subtropical por 3 anos com delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro repetições. Os tratamentos foram: sem fertilizante (Controle), ureia (U) e DLS aplicado na superfície do solo (DLSs), DLS injetado na subsuperfície na pré-semeadura (DLSi) (tratamento de referência) e três estratégias de uso do DLS: 50% de N via DLS injetado na pré-semeadura + 50% aplicado na superfície na adubação de cobertura (DLSi+DLSs), 50% de N via DLS injetado na pré-semeadura + 50% de N via ureia aplicado na superfície na cobertura (DLSi+U) e, 50% de N via DLS + dicianodiamida (DCD) injetada na pré-semeadura + 50% de N via ureia aplicada na superfície na cobertura (DLSi+DCD+U). As emissões de N_2O foram avaliadas através do método das câmaras estáticas durante dois anos e a determinação de produtividade de grãos e matéria seca foram determinadas durante três anos. As estratégias de uso de DLS (DLSi+DLSs, DLSi+U e DLSi+DCD+U) reduziram a disponibilidade de nitrato no solo e reduziram a emissão de N_2O em 10, 36 e 64% e 53, 59 e 72% no ano 1 e 2, respectivamente, comparado ao DLSi. A estratégia mais eficiente em reduzir a emissão de N_2O foi a DLSi+DCD+U, que reduziu o fator de emissão de N_2O (FE) de 2,56 e 2,13% no tratamento DLSi para 0,87 e 0,51% no ano 1 e 2, respectivamente, resultando em FEs inferiores ao valor definido pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) (1%). O DLSi+DLSs e o DLSi+U não diferiram quanto ao rendimento de grãos e eficiência agrônômica de uso do nitrogênio (EAN) quando comparados ao DLSi, no milho e no trigo. O DLSi+DCD+U aumentou a produtividade de grãos de milho (+1.7 Mg ha⁻¹) e trigo (+0.9 Mg ha⁻¹), a EAN de milho (+7.7 kg grão kg⁻¹ N) e trigo (+4.2 kg grão kg⁻¹ N) e a recuperação aparente do N (RAN) do trigo (+21.9%) comparado ao DLSi. Nos dois anos e em ambas as culturas, o *yield scaled* foi menor nas estratégias DLSi+DLSs, DLSi+U e DLSi+DCD+U, do que no DLSi, com exceção do trigo no ano 1. Nossos resultados indicam que a estratégia que teve a menor emissão de N_2O e o melhor incremento na produtividade de grãos foi a DLSi+DCD+U, que teve um *yield-scaled* em média 72% menor que o DLSi, sendo esta a melhor estratégia de uso dos DLS dentre as avaliadas.

Palavras chave: Aplicação parcelada, combinação de DLS + ureia, dicianodiamida, plantio direto.

ABSTRACT

STRATEGIES TO MITIGATE NITROUS OXIDE EMISSIONS AND INCREASE THE NITROGEN USE EFFICIENCY OF PIG SLURRY INJECTED IN THE SOIL

AUTHOR: Rosemar de Queiroz

ADVISOR: Celso Aita

The injection of pig slurry (PS) into the subsurface is an efficient alternative to reduce N losses via ammonia volatilization. However, this way of using PS enhances the formation of N₂O, the potent greenhouse gas. This study aimed to evaluate strategies for using PS to increase the efficiency of N use and mitigate N₂O emissions in a no-tillage system with a biannual cultivation system (maize-wheat). The experiment was carried out in Typic Hapludalf, under a subtropical climate for 3 years. The experimental design was randomized blocks with four replications. The treatments were: without fertilizer (Control), urea (U) and PS applied to the soil surface (PSs), PS injected into the subsurface at pre-sowing (PSi) (reference treatment), and three strategies for using PS: 50 % N via PS injected at pre-sowing + 50% applied on the surface in topdressing (PSi+PSs), 50% N via PS injected at pre-sowing + 50% N via urea applied to the surface in the topdress (PSi+U) and 50% N via PS + dicyandiamide (DCD) injected pre-sowing + 50% N via urea applied to the surface in the cover (PSi+DCD+U). N₂O emissions were evaluated using the static chamber method for two years and the determination of grain yield and dry matter were determined for three years. The PS use strategies (PSi+PSs, PSi+U, and PSi+DCD+U) reduced the availability of nitrate in the soil, which reduced N₂O emission by 10, 36, and 64% and 53, 59 and 72% in the year 1 and 2, respectively, compared to PSi. The most efficient strategy in reducing N₂O emission was PSi+DCD+U, which reduced the N₂O emission factor (EF) from 2.56 and 2.13% in the PSi treatment to 0.87 and 0.51% in years 1 and 2, respectively, resulting in EFs below the value defined by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1%). PSi+PSs and PSi+U did not differ in grain yield and agronomic efficiency of nitrogen use (EAN) when compared to PSi in maize and wheat. The PSi+DCD+U increased the productivity of maize (+1.7 Mg ha⁻¹) and wheat (+0.9 Mg ha⁻¹) grains, the EAN of maize (+7.7 kg grain kg⁻¹ N) and wheat (+4.2 kg grain kg⁻¹ N), and the apparent N recovery (RAN) of wheat (+21.9%) compared to PSi. In both years and both crops, the scaled yield was lower in the PSi+PSs, PSi+U, and PSi+DCD+U strategies than in the PSi, except for wheat in year 1. Our results indicate that the strategy that had the lowest N₂O emission and the best increase in grain yield was PSi+DCD+U, which had an average yield-scaled 72% lower than PSi, which is the best strategy for using PS among those evaluated.

Keywords: Split application, PS + urea combination, dicyandiamide, no-tillage.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

- Figure 1 – Nitrous oxide emission and rainfall (a), soil temperature and water-filled pore space (WFPS) (b), contents of NH_4^+ (c) and NO_3^- (d) in the 0-10 cm soil layer after the application of treatments in maize and in wheat and during the non-cropped period for the year 1. Arrows indicate application of the treatments and sowing (A/S), PS and urea as surface-broadcast split application (R), and harvest (H). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide..... 44
- Figure 2 – Nitrous oxide emission and rainfall (a), soil temperature and water-filled pore space (WFPS) (b), contents of NH_4^+ (c) and NO_3^- (d) in the 0-10 cm soil layer after the application of treatments in maize and in wheat and during the non-cropped period for the year 2. Arrows indicate application of the treatments and sowing (A/S), PS and urea as surface-broadcast split application (R), and harvest (H). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide. 45
- Figure 3 – Relationship between nitrate exposure and cumulative N_2O emissions for each year. (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide. 46

ARTIGO II

- Figura 1 – Precipitação irrigação mensais, e média diária da temperatura do ar durante o período experimental (2016-2019). Setas indicam o momento da semeadura do milho (M) e do trigo (T). 73

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

- Table 1 – Main characteristics and application rate of pig slurry (PS), and quantities of total C, total N, total ammoniacal N (TAN), and dry matter (DM) applied in maize and wheat in each year. 41
- Table 2 – Cumulative N₂O emissions during maize and wheat growing season, during non-cropped period and during the entire period, and N₂O emission factors (EFs). 42
- Table 3 – Yield-scaled N₂O emission in the maize/wheat succession. 43

ARTIGO II

- Tabela 1 – Características e doses de aplicação de dejetos líquidos de suíno (DLS), e quantidades de C total, N amoniacal total (NAT), N total e matéria seca (MS) aplicados no milho e no trigo nos três anos avaliados..... 67
- Tabela 2 – Produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no milho sob plantio direto. 68
- Tabela 3 – Produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no trigo sob plantio direto..... 69
- Tabela 4 – Efeito cumulativo de três anos do uso dos tratamentos na produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no milho e no trigo sob plantio. 70
- Tabela 5 – Médias da concentração do amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) no solo durante quatro períodos após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) no milho. 71
- Tabela 6 – Médias da concentração do amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) no solo durante quatro períodos após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) no trigo.. 72

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 HIPÓTESES	15
1.2 OBJETIVO GERAL	15
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
2. ARTIGO I: STRATEGIES TO MITIGATE NITROUS OXIDE EMISSIONS WHEN PIG SLURRY IS SHALLOW-INJECTED IN NO-TILL SOILS*	16
2.1 Abstract.....	16
2.2 Introduction.....	17
2.3 Materials and Methods	19
2.3.1 Site description and soil characteristics	19
2.3.2 Treatments and Experimental Design.....	20
2.3.3 Pig Slurry Source and Characteristics	20
2.3.4 Slurry, Urea, and DCD Application	21
2.3.5 Nitrous Oxide Fluxes.....	22
2.3.6 Crop Production for Yield-Scaled Calculation.....	23
2.3.7 Soil Sampling and Analysis.....	23
2.3.8 Calculations and Statistical Analysis.....	24
2.4 Results.....	24
2.4.1 Environmental conditions, soil inorganic N pools and water filled pore space	24
2.4.2 Nitrous oxide fluxes.....	26
2.4.3 Cumulative nitrous oxide emissions.....	27
2.4.4 N ₂ O emission factors and yield-scaled emissions	28
2.5 Discussion.....	29
2.6 Conclusion and perspectives.....	34
2.7 References.....	35
3. ARTIGO II: ESTRATÉGIAS DE USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS PARA AUMENTAR A EFICIÊNCIA DO USO DO NITROGÊNIO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO	47
3.1 RESUMO.....	47
3.2 ABSTRACT	48
3.3 INTRODUÇÃO.....	49
3.4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
3.4.1 Local e solo.....	50
3.4.2 Tratamentos e delineamento experimental	51
3.4.3 Semeadura e colheita das culturas	52

3.4.4	Índices de eficiência de nitrogênio	52
3.4.5	Amostragem de solo e análises.....	53
3.4.6	Análise estatística	53
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	54
3.5.1	Sem uso de fertilizante versus tratamentos fertilizados.....	54
3.5.2	Adubação na superfície do solo: Ureia versus DLS	54
3.5.3	Modo de aplicação do DLS: Superfície versus injetado.....	55
3.5.4	Estratégias de uso do DLS: dose única versus parcelamento, combinação do DLS com U e uso de inibidores de nitrificação	56
3.5.5	Índices de eficiência de uso do N	58
3.5.6	N mineral no solo.....	60
3.6	CONCLUSÕES	61
3.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
4.	DISCUSSÃO GERAL	74
5.	CONCLUSÕES GERAIS	77
6.	REFERÊNCIAS	78

1. INTRODUÇÃO GERAL

A necessidade de aumentar a produção de alimentos e de mitigar o impacto ambiental causado pela agricultura, vem estimulando a busca de estratégias que melhorem a eficiência do uso de fertilizantes na produção agrícola. Com intuito de alcançar maior produtividade, uma das estratégias adotadas pelos produtores é o aumento das doses de fertilizantes aplicados, principalmente o nitrogênio (EWEL et al., 2019). Porém o aumento da dose de N reduz a eficiência de uso desse nutriente pelas plantas, pois aproximadamente 50% do N contido nos fertilizantes, orgânicos ou minerais, são perdidos para o meio ambiente (LASSALETTA et al., 2014).

No Brasil, a produção agrícola está baseada no plantio direto (~ 80% da área cultivada) (LLANILLO et al., 2013), que tem como premissa o não revolvimento do solo. Portanto, os fertilizantes são geralmente aplicados na linha de semeadura ou na superfície do solo, principalmente no caso de fertilizantes orgânicos. No sul do Brasil, um dos principais fertilizantes orgânicos utilizados é o dejetos líquido de suíno (DLS), que é utilizado como fertilizante agrícola devido a necessidade de realizar a destinação sustentável desses resíduos e ao seu alto teor de nutrientes, que podem ser utilizados como substitutos dos fertilizantes minerais (GONZATTO et al., 2017; ERDMANN et al., 2020).

A aplicação de DLS em plantio direto é realizada na superfície do solo, geralmente antes da semeadura das culturas e sem revolvimento posterior. Contudo, a aplicação dos DLS na superfície do solo potencializa a perda de N por emissões gasosas, principalmente por volatilização de amônia, que variam entre 20 (SANZ-COBENA et al., 2019) e 50% (ROCHETTE et al., 2009) do N amoniacal total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) aplicado. Além disso, a alta taxa de nitrificação do NH_4^+ quando ainda quase não há raízes para absorver o nitrato (NO_3^-) produzido, pode resultar em perdas por meio da emissão de óxido nitroso (N_2O) (DUNCAN et al., 2017; SANZ-COBENA et al., 2019). Além de reduzir o potencial fertilizante do DLS (GONZATTO et al., 2017; ERDMANN et al., 2020), essas perdas também contribuem para a poluição ambiental (BINDER et al., 2020), pois o N_2O é um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global (PAG) 265 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2014).

Estratégias que reduzam o potencial poluidor dos DLS e aumentem a eficiência do uso do N pelas culturas vêm sendo estudados em diferentes países, como Brasil (GONZATTO et al., 2017; AITA et al., 2019; ERDMANN et al., 2020), Espanha (MARTÍNEZ et al., 2017; MORENO-GARCIA et al., 2017; MATEO-MARÍN et al., 2020;), Alemanha (FEDEROLF et

al., 2017) e Canadá (ROCHETTE et al., 2009; CHANTIGNY et al., 2013). Uma estratégia que se mostrou eficiente em reduzir a perda de N por volatilização de amônia em quase 100% (AITA et al., 2014, 2019) e aumentou a produtividade das culturas entre 10% (GONZATTO et al., 2017) e 20% (ERDMANN et al., 2020) é a injeção do DLS no solo.

A injeção de DLS na subsuperfície do solo antes da semeadura das plantas em plantio direto é uma estratégia que tem sido estudada em países como Brasil (AITA et al., 2014), França (LAURENCE E FABRICE, 2019) e Espanha (SANZ-COBENA et al., 2019) para mitigar as perdas de N devido à volatilização de NH_3^+ (AITA et al., 2014), perdas de nutrientes via escoamento superficial (SCHUSTER et al., 2017) e reduzir a emissões de gases com odor fétido. Apesar da redução significativa na volatilização de NH_3^+ , quando comparada à aplicação superficial, a injeção de DLS potencializa a produção de N_2O via nitrificação e, principalmente, desnitrificação (DUNCAN et al., 2017; AITA et al., 2019). Isso ocorre porque há a redução da disponibilidade de oxigênio dentro dos sulcos de injeção, tanto pelo volume de água contida nos dejetos, quanto pela formação de *hotpots* de atividade microbiana, gerados pela adição de nitrogênio e material orgânico prontamente degradável (MARKFOGED et al., 2011; AITA et al., 2014; SANZ-COBENA et al., 2019).

O aumento na emissão de N_2O quando o DLS é injetado no solo pode ser mitigado pela adição de inibidores de nitrificação ao DLS no momento da aplicação, sendo que o produto mais utilizado é a dicianodiamida (DCD) (VISTOSO et al., 2012; AITA et al., 2014; RUSER E SCHULZ, 2015; AITA et al., 2019). Os inibidores de nitrificação bloqueiam a conversão de NH_4^+ em NO_2^- na primeira etapa da nitrificação, possibilitando a absorção de NH_4^+ pelas culturas e evitando as emissões de N_2O , tanto durante a nitrificação quanto a desnitrificação (SNYDER et al., 2009). O uso da DCD tem demonstrado potencial em reduzir a emissão de N_2O quando os DLS são injetados no solo, com redução variando entre 50 a 75% (ERSHADI et al., 2020).

Apesar desse efeito ambiental positivo dos inibidores, ainda é inconclusivo o impacto do uso de inibidor de nitrificação na eficiência do uso do N pelas culturas, já que trabalhos demonstram pouca ou nenhuma influência na produtividade de grãos (MOIR et al., 2012; AITA et al., 2015; GONZATTO et al., 2017). Portanto, além da injeção de DLS associada ao uso do inibidor de nitrificação, é necessário testar outras estratégias de uso dos DLS, avaliando o impacto sobre a produtividade de grãos, o aproveitamento do N pelas culturas e as emissões de óxido nitroso.

O parcelamento da dose de N recomendada, aplicando parte do N na semeadura e parte em cobertura, também é uma estratégia que pode mitigar o potencial poluente dos fertilizantes

nitrogenados (TENUTA et al., 2010; VAN GROENIGEN et al., 2010). Pode-se esperar que a divisão da dose, injetando 50% na sementeira via DLS e aplicando os outros 50% em cobertura via DLS ou ureia, na superfície do solo, pode reduzir a emissão de N_2O . Isso ocorre devido à redução nos teores de C, N inorgânico e água dentro dos sulcos de injeção, quando comparada à injeção de 100% da dose na sementeira (BELL et al., 2016). Além disso, o fornecimento de N sincronicamente com a demanda das culturas pode reduzir o teor de nitrato (NO_3^-) disponível no solo.

Embora a combinação da aplicação parcelada de ureia associada a inibidores químicos pode ser eficaz para reduzir as emissões de N_2O , mais estudos são necessários para identificar estratégias eficazes para reduzir as emissões de N_2O , mantendo ou aumentando a produção agrícola (VENTEREA E COULTER, 2015). Não foram encontrados estudos avaliando o efeito da estratégia de parcelar a dose recomendada de N a ser aplicada, injetando 50 % da dose de DLS na sementeira e aplicando os outros 50 % em cobertura, via DLS ou ureia, na produtividade das culturas e/ou na mitigação das emissões de N_2O em plantio direto. O objetivo deste estudo foi examinar os efeitos de diferentes estratégias de uso de DLS em condições de plantio direto para mitigar as emissões de N_2O , em comparação com a injeção da dose recomendada de DLS no solo na sementeira e como única fonte de N para as culturas. As hipóteses consideram que a redução na emissão de N_2O e o aumento na eficiência de uso do N pelas plantas, em relação à injeção de toda a dose de DLS na sementeira, podem ser alcançadas através das seguintes estratégias: (a) parcelamento da dose de N recomendada, combinando injeção de DLS na sementeira com aplicação de N em cobertura via DLS ou ureia; b) adição do inibidor de nitrificação DCD ao DLS no momento de sua injeção no solo na sementeira e complementação da quantidade recomendada de N via ureia em cobertura.

Para testar nossas hipóteses foi conduzido um experimento de campo com diferentes estratégias de uso de DLS como fertilizante agrícola das culturas do milho e trigo, que deu origem à presente tese, a qual foi organizada em dois artigos: 1º com foco na emissão de óxido nítrico nas diferentes estratégias testadas, que engloba dados de umidade e temperatura do solo, teor de N mineral no solo (NH_4^+ e NO_3^-) e emissão de óxido nítrico e; 2º com foco na eficiência de uso do N pelas culturas, que engloba dados de produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N nas culturas e N mineral do solo.

1.1 HIPÓTESES

A redução na emissão de N_2O e o aumento da eficiência de uso do N pelas plantas em relação à injeção de toda a dose de DLS na semeadura poderá ocorrer de duas formas:

- 1) No parcelamento da dose de N recomendada, combinando injeção de DLS na semeadura com aplicação de N em cobertura via DLS ou ureia; e
- 2) Na adição do inibidor de nitrificação DCD ao DLS no momento de sua injeção no solo na semeadura e a complementação da quantidade recomendada de N via ureia em cobertura.

1.2 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos de diferentes estratégias de uso de DLS em condições de plantio direto para aumentar a eficiência de uso do nitrogênio e mitigar as emissões de N_2O , em comparação com a injeção da dose recomendada de DLS no solo na semeadura e como única fonte de N para as culturas.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Avaliar como o parcelamento da dose de N exclusivamente via DLS afeta a eficiência de uso do N e as emissões de óxido nitroso em comparação a injeção de 100% da dose de N via DLS na semeadura.
- 2) Avaliar como o parcelamento da dose de N, injetando 50% via DLS na semeadura e o restante na cobertura via ureia afeta a eficiência do uso do N e as emissões de óxido nitroso em comparação a injeção de 100% da dose de N via DLS na semeadura.
- 3) Investigar como o parcelamento da dose de N, injetando 50% via DLS na semeadura com a adição inibidor de nitrificação dicianodiamida e o restante na cobertura via ureia afeta a eficiência do uso do N e as emissões de óxido nitroso em comparação a injeção de 100% da dose de N via DLS na semeadura.

2. ARTIGO I: STRATEGIES TO MITIGATE NITROUS OXIDE EMISSIONS WHEN PIG SLURRY IS SHALLOW-INJECTED IN NO-TILL SOILS*

2.1 ABSTRACT

Shallow-injection of pig slurry (PS) in no-till soils reduces N losses through NH₃ volatilization and bad odors emissions but creates more favorable conditions for N₂O production inside the slots compared to the standard practice of PS surface broadcasting. In this study, we evaluated different strategies of PS use in no-till conditions to mitigate N₂O emissions, compared to the injection of the recommended dose of PS at pre-sowing. The experimental design was randomized blocks with four replications. The seven treatments applied during two years of the succession of no-till maize (*Zea mays* L.)/wheat (*Triticum aestivum* L.) included an unamended control and six fertilized treatments as follows: (i) and (ii), the two standard methods to add N from urea and PS in no-till crops [(surface-broadcast urea (U) and surface-broadcast PS at pre-sowing (PSs), respectively)], (iii) shallow-injected PS at pre-sowing (PSi) (reference treatment), and three strategies of PS use to compare with PSi: 50% of N from shallow-injected PS at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast of PS topdress (PSi+PSs) (iv), 50% of N from injected PS at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast urea topdress (PSi+U) (v) and, 50% of N from shallow-injected PS + dicyandiamide (DCD) at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast urea topdress (PSi+DCD+U) (vi). N₂O emissions were evaluated using the static chamber method for two years. Compared to PSi, the strategies of PS use reduced NO₃ intensity, which decreased both area and yield-scaled N₂O emissions. The most efficient strategy was PSi+DCD+U, which reduced N₂O emissions factor (EF) from 2.56 and 2.13% in the treatment PSi to 0.87 and 0.51% in year 1 and 2, respectively. Our findings suggest that PS+DCD+U can result in EFs values near or smaller than the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) default value (1%) in no-till soils under subtropical climate.

Keywords: Split application, dicyandiamide, PS + urea combination, nitrate exposure.

2.2 INTRODUCTION

The use of pig slurry (PS) as a fertilizer in subtropical conditions, such as the Southern region of Brazil, is a common practice in crops that have high nitrogen (N) demand, such as maize (Aita et al., 2015, 2014; Gonzatto et al., 2017, 2016) and winter cereals (Aita et al., 2019, 2015; Gonzatto et al., 2017, 2016). In this region, producers started adopting no-till (NT) agriculture during the early 1970s, with the area under NT reaching 36.8 Mha (~ 80 % of the total cultivated area) by 2016/17 (Sá and Ferreira, 2018). This implies that the recommended dose of PS is applied on surface crop residues a few days before or at the time of sowing the crops. Depending on the climatic conditions, this method of applying the PS can result in high gaseous N losses through ammonia (NH_3) volatilization (Aita et al., 2014; Laurence and Fabrice, 2019). Furthermore, the high nitrification rate of slurry-derived NH_4^+ in the soil (Rochette et al., 2004), when there is little crop N demand to absorb the nitrate (NO_3^-) produced, can result in the production of nitrous oxide (N_2O) during the microbial processes of nitrification and denitrification (Duncan et al., 2017; Laurence and Fabrice, 2019; Sanz-cobena et al., 2019). In addition to reducing the fertilization potential of PS (Erdmann et al., 2020; Gonzatto et al., 2017), these losses also contribute to environmental pollution, as N_2O is a powerful greenhouse gas (Bell et al., 2016) and an ozone-depleting substance (Portmann et al., 2012).

The shallow-injection of PS into the soil before sowing of crops in no-till agricultural fields is a strategy that has been used in countries such as Brazil (Aita et al., 2014), France (Laurence and Fabrice, 2019), and Spain (Sanz-cobena et al., 2019) to mitigate N losses due to NH_3 volatilization, carbon (C) and other nutrients losses such as phosphorus (P) via runoff (Schuster et al., 2017) and odor emissions (Rzeźnik and Mielcarek-Bocheńska, 2020). However, these reductions in NH_3 volatilization often come at the expense of increased production and emission of N_2O via nitrification and denitrification (Aita et al., 2019; Duncan et al., 2017). This is because temporary waterlogged anoxic hotspots of microbial activity with large amounts of nitrogen and readily degradable organic material are created by the injection of the PS into these slots (Aita et al., 2014; Markfoged et al., 2011; Sanz-cobena et al., 2019).

These increased N_2O emissions from PS injected into the soil can be mitigated by adding nitrification inhibitors to the PS at the time of application, as previously shown in different edaphoclimatic conditions using principally the inhibitor dicyandiamide (DCD) (Aita et al., 2014; Ruser and Schulz, 2015; Vallejo et al., 2005). The action of nitrification inhibitors is to block or reduce the conversion of NH_4^+ -PS to NO_2^- and subsequently to NO_3^- , encouraging

NH_4^+ uptake by crops and preventing N_2O emissions from both nitrification and denitrification (Snyder et al., 2009). Despite this positive environmental effect of inhibitors, their use increases the cost of production and does not always result in an increase in crop productivity (Gonzatto et al., 2017; Moir et al., 2012; Rose et al., 2018). For this reason, it is important to test other strategies for PS use, which in addition to reducing N_2O emissions can improve N utilization and crop productivity.

Splitting the recommended N fertilization (e.g. applying part of N as basal at sowing and part as top dressing) is another strategy that can mitigate the pollution potential of N fertilizers (Tenuta et al., 2010; Van Groenigen et al., 2010). In the case of PS, we can expect that splitting the dose (i.e. injecting 50% at sowing and applying the other 50% as a top dressing), can reduce the N_2O emissions because of the reduction in the contents of C, inorganic N, and water inside the injection slots compared to injecting the entire dose at sowing (Bell et al., 2016). Furthermore, the N supply coincides better with the crop N demand, reducing the NO_3^- availability in the soil, which should also reduce N_2O production and emission (Burton et al., 2008). Previous research on split applications of urea only found that N_2O emissions were not reduced, or even increased depending on climatic conditions after each urea application, although the urea was incorporated into the soil by hand (Venterea and Coulter, 2015) rather than left on the surface as is typically done in no-till.

One strategy for reducing N_2O emissions is to split the recommended N dose in no-till crops between a soil injection of PS at pre-sowing with top-dressed urea broadcast at an equal rate. This strategy should also reduce the amount of PS-derived mineral N in the soil when the crop N demand is still very low with the N supply increased via top-dressing urea to better coincide with crop demand. Another option to reduce N_2O emissions and improve the supply of N to crops though is to combine the injection of DCD-treated PS at sowing with the application of urea as top-dressing. While combining the split application of granular urea with chemical inhibitors might be effective in reducing N_2O emissions (Venterea and Coulter, 2015), more studies are needed to confirm this. In particular, more studies examining how using a split application of PS (with and without nitrification inhibitors) and inorganic N fertilizers are required as, to our knowledge, no prior studies have evaluated whether this will reduce N_2O emissions in no-till crops.

The objective of this study was to examine the effects of different PS management strategies in no-till conditions to mitigate N_2O emissions compared to the standard practice of injecting the recommended dose of PS into the soil at seeding. We hypothesized that yield-scaled N_2O emissions can be reduced, compared to a single PS dose injected in no-till

conditions, by: (a) splitting the recommended N dose, combining PS injection at seeding with side-dressing PS or urea; b) adding the nitrification inhibitor DCD to PS at the time of its injection into the soil at sowing and complementing the recommended amount of N via surface-broadcast application of granular urea.

2.3 MATERIALS AND METHODS

2.3.1 Site description and soil characteristics

The field study was conducted in southern Brazil (State of Rio Grande do Sul) at the Federal University of Santa Maria (29° 71' 94" S; 53° 70' 44" O, 88 m). The experimental site is under a subtropical humid climate (Koppen classification Cfa) with a monthly temperature ranging from 9.3°C during the coldest month (June) to 30.4°C during the hottest month (January). The mean annual precipitation is 1700 mm uniformly distributed across the year. Whenever necessary, irrigation was carried out on the maize. Three irrigations were made in year 1 and five in year 2.

The soil was a Typic Hapludalf with 101.9 g kg⁻¹ clay and 667.5 g kg⁻¹ sand in the top 10 cm. Selected soil characteristics at the beginning of experiment were: pH_{water} (1:1, soil/water ratio) 5.8; KCl-extractable Ca = 2.5 cmol_c dm⁻³ and Mg = 1.2 cmol_c dm⁻³; Mehlich-1 P = 21.8 mg dm⁻³ and K = 56.0 mg dm⁻³; Organic matter = 1.2 g kg⁻¹; bulk density = 1.67 g cm⁻³. Total C (7.1 g kg⁻¹) and total N (0.7 g kg⁻¹) contents were analysed by dry combustion with a graphite furnace (FlashEA 1112, Thermo Finnigan).

Before the experiment, the site had been under sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) for four years (2010 to 2014). In November 2014, after the sugarcane, harvest the site was limed with dolomitic limestone at a rate of 1.0 Mg ha⁻¹ and tilled with a moldboard plow to ~20 cm. From January to May 2015 the site was under no-till soybean (*Glycine max* L.) and from June to October 2015 under black oats (*Avena strigosa* Schreb.), which were cut before maturity and left on the soil surface as green manure producing 2.0 Mg ha⁻¹ of shoot dry matter. The experimental phase, with a rotation of no-till maize (*Zea mays*)/wheat (*Triticum aestivum*), spanned from 11 Dec. 2015 to 11 Dec. 2016 (year 1) and from 19 Nov. 2017 to 19 Nov. 2018 (year 2). Between Nov. 2016 and Nov. 2017 the treatments were not applied. The area was left fallow between Dec. 2016 and Jun. 2017 and cultivated with oats as a green manure between Jul. 2017 and Nov. 2017, without the use of fertilizers. After the oats were killed with herbicide in November 2017, the treatments reapplied in the same plots as in 2015/2016. The average

daily air temperature was obtained from the University meteorological station located approximately one kilometer from the study site. The daily rainfall and irrigation water were measured with manual rain gauges.

2.3.2 Treatments and Experimental Design

There were seven treatments, a control without fertilizer along with six other treatments where fertilizer N was applied at the recommended rates (150 and 110 kg N ha⁻¹ for the maize and 110 and 80 kg N ha⁻¹ for the wheat, in years 1 and 2, respectively), which were replicated four times in a completely randomized block design. The six fertilized treatments were as follows (i) surface-broadcast urea with split application (33% pre-plant and the other 67% topdressed) (U), (ii) surface-broadcast pig slurry (PS) at pre-sowing (PSs), (iii) shallow-injected PS at pre-sowing (PSi), (iv) 50% of N from shallow-injected PS at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast of PS topdress (PSi + PSs), (v) 50% of N from injected PS at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast urea topdress (PSi + U) and, (vi) 50% of N from shallow-injected PS + dicyandiamide (DCD) at pre-sowing + 50% of N from surface-broadcast urea topdress (PSi + DCD + U). Surface-broadcast of PS and urea are the common fertilization practices in no-till areas of study and were included as references to compare with the other PS treatments. The plot size was 3.0 x 10.0 m, and the seven treatments were applied to the same plots during the two years of the experiment. The PS in the PSi + PSs treatment and the urea in the U, PSi + U, and PSi + DCD + U treatments were topdressed at the tillering stage of wheat and at the four to the six-leaf stage for maize.

2.3.3 Pig Slurry Source and Characteristics

The PS used in the experiment was always collected from same fattening pig (30-100 kg) facility where slurry is stored under anaerobic conditions in a concrete earthen tank. At the time of PS application subsamples of the applied slurry were collected and analyzed. The dry matter (DM) content of PS was determined gravimetrically after oven-drying at 70°C for 48 h. Total N was determined in fresh PS by Kjeldhal digestion followed by distillation in the presence of sodium hydroxide (NaOH), whereas total ammoniacal N (TAN = NH₃-N + NH₄⁺-N) was determined by direct distillation in the presence of magnesium oxide (MgO) (APHA, 2005). Total C in the dried and ground pig slurry dry matter (DM) was determined by dry combustion (Model FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). Pig slurry pH was

measured directly in a 60-mL aliquot with a pH meter (Model DM 22, Digimed, São Paulo, Brazil). The main characteristics of PS applied in each year and each crop and application rates are presented in Table 1.

2.3.4 Slurry, Urea, and DCD Application

The N application rates for PS and urea were based on local recommendations for maize and wheat and changed from the first to the second year because of the recommendation by the Commission of Chemistry and Soil Fertility (CQFS-RS/SC) was changed. In year 1 the rate of PS application was therefore set to provide approximately 150 kg N ha⁻¹ for maize and 110 kg N ha⁻¹ for wheat (CQFS - RS/SC, 2004) while in year 2 the rate of PS was reduced to provide approximately 110 kg N ha⁻¹ for maize and 80 kg N ha⁻¹ for wheat (CQFS - RS/SC, 2016). For PS, local recommendations assume that 80% of the total N will be available to the crops during the growing season. The treatment with urea (U) was also fertilized at pre-planting with mineral P and K according to local recommendations. In year 1, the maize received in this treatment 50 kg N-urea ha⁻¹ at pre-plant and 100 kg N-urea ha⁻¹ as surface-broadcast while the wheat was fertilized with 36 kg N-urea ha⁻¹ at pre-plant and 74 kg N-urea ha⁻¹ as surface-broadcast. In year 2, the maize in this treatment received 36 kg N-urea ha⁻¹ at pre-plant and 74 kg N-urea ha⁻¹ as surface-broadcast while the wheat was fertilized with 26 kg N-urea ha⁻¹ at pre-plant and 54 kg N-urea ha⁻¹ as surface-broadcast. In the treatments PSi + U e PSi + DCD + U the amounts of surface-broadcast N-urea added in maize was 75 kg ha⁻¹ in year 1 and 55 kg ha⁻¹ in year 2. The wheat received 55 kg N ha⁻¹ in year 1 and 40 kg N ha⁻¹ in year 2. A non-commercial source of pure DCD was mixed with PS in the treatment PSi + DCD + U, just before its application to the soil to provide a rate of 10 kg DCD ha⁻¹.

The broadcast application of PS in the soil surface in the treatments PSs and PSi + PSs was performed manually with the use of 10-L watering cans. The preplanting injection of PS in the treatments PSi, PSi +PSs, PSi + U and PSi + DCD + U was made in furrows (5-7 cm wide, 8-11 cm deep; 35 cm spacing between two consecutive furrows). The furrows were made using a commercial mechanical slurry applicator equipped with eight rigid drop hoses, each installed behind a pair of fluted coulter disks (Model DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL; <http://www.mepel.ind.br/>). To control the amount of PS to be applied in each treatment PS was manually applied in the furrows with 10-L watering cans and each furrow was filled with soil using hand tools immediately after PS addition to simulate the mechanical slurry injection.

2.3.5 Nitrous Oxide Fluxes

Soil-to-atmosphere N₂O fluxes were measured as in Rochette and Bertrand, (2008) using closed vented static chambers (40 cm length, 30 cm width, and 20 cm height) on 32 dates between 11 December 2015 and 4 April 2016 for maize, five dates between 28 April and 27 June for the first non-cropped period and 35 dates between 01 July and 11 December 2016 for wheat in year 1; and on 32 dates between 19 November 2017 and 28 March 2018 for maize, 10 dates between 09 April and 13 June for the second non-cropped period and 40 dates between 18 June and 19 November 2018 for wheat in year 2, totaling 154 dates of gas measurements during the two years. On each sampling day N₂O fluxes were measured between 9:00 and 12:00 h, as recommended by Reeves et al. (2016). Measurements were made more intensively (two to four times per week) during the first 40 days after the application of the treatments at preplanting and after the topdress application of PS and urea and approximately weekly thereafter. In both years, the sowing of crops was done the day after the first fertilizer application. Immediately after sowing, one galvanized steel chamber base (40 x 30 cm) per plot was inserted into the soil to a depth of approximately 10 cm to avoid lateral diffusion of gases. The treatments were applied manually inside each base to ensure that the same amounts of broadcast and injected PS were applied. In the four treatments with PS injection the bases were centered on the injection furrow. Before applying treatments to each culture, all bases were removed and soon after sowing, the bases were put somewhere else in the plots. In maize the chamber bases were placed between the rows and kept free of weeds by their manual plucking. In wheat, the area covered by each base was always kept free from wheat plants and weeds.

During chamber deployment, gas samples were taken at 15-minute intervals (t_0 , t_{15} , t_{30} and t_{45}) using a 20-mL polypropylene syringe fitted with a three-way stopcock valve. The samples were promptly transferred from syringes to 12.0-mL pre-evacuated glass vials (Exetainers; Labco, Lampeter, UK) and analysed for N₂O concentration within one week on a gas chromatograph (GC-2014, Shimadzu Corp., Kyoto, Japan) equipped with an electron capture detector. Air temperature inside the chamber was monitored during gas collection. Whenever possible and mainly in the first 40 days after applying the treatments in preplant and surface-broadcast, gas sampling was made before and after each rainfall event in order to assess its effect on N₂O emissions.

2.3.6 Crop Production for Yield-Scaled Calculation

To determine the maize grain yield, an area of 16.8 m² was harvested in each plot, containing an average of 98 plants. For wheat, an area of 16 m² was harvested within each plot, harvesting plants from 12 central rows with 8 m in length. For the determination of dry matter (DM), five plants were randomly collected for maize and four linear samples of 0.5 m for wheat, which were dried at 65 °C until constant weight. Grain and DM subsamples were finely ground (<100 mesh) for nitrogen concentration analysis, performed by dry combustion (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). N accumulation was calculated by multiplying DM production by N concentration.

2.3.7 Soil Sampling and Analysis

In all plots, composite soil samples (0 - to 10-cm depth) consisting of five randomly distributed sampling points were taken on the same dates as the N₂O flux measurements using a stainless steel auger (3-cm diam.). As was done previously in the work of Aita et al. (2019), in control and surface-broadcast treatments (PSs and U) soil subsamples were collected randomly, whereas they were collected over the furrow area in the four injected treatments. As already emphasized by Aita et al., 2019 this procedure can overestimate the influence of PS injected treatments on soil mineral N concentrations for the whole plot area, but the values would better reflect the impact of injection on N₂O emissions, which most likely occurred within or near the injection area.

Gravimetric soil moisture content was determined by oven drying (105°C for 24 h). Water-filled pore space (WFPS, %) was estimated by dividing gravimetric water content by total soil porosity, which was determined from bulk density and assuming a mineral particle density of 2.65 g cm⁻³. Inorganic N (NH₄⁺ and NO₃⁻) was extracted by shaking 20 g of field-moist soil in 80 mL of 1 M KCl solution for 30 min. After decantation for 30 min, the supernatant of the solution was filtered and kept frozen until analysis. NH₄⁺ and NO₃⁻ were analysed by titration with diluted H₂SO₄, after sequential distillation in presence of MgO and Devarda's alloy, respectively (Keeney and Nelson, 1982).

2.3.8 Calculations and Statistical Analysis

Soil-surface N₂O fluxes were calculated using the rate of change of its concentration inside the chamber during deployment (Rochette et al., 2005). Cumulative N₂O-N emissions were calculated by linearly interpolating emission rates between sampling dates. Treatment-derived emission factors (EFs) were calculated by subtracting cumulative N₂O-N emission of the control plots from cumulative N₂O-N emissions of the amended plots. For area-based EFs, the result was divided by the amount of total N added (% applied N). To evaluate the environmental efficiency of the treatments, we calculated the productivity-based EFs or yield-scaled emissions (YSE), as proposed by (Van Groenigen et al., 2010). For this estimate, the result was divided by either grain crop yield (kg N₂O-N Mg⁻¹ grain) or N uptake (g N₂O-N kg⁻¹ N uptake). The results of grain yield and the N accumulated by the crops will be published separately in another article. Nitrate exposure (g NO₃⁻-N day⁻¹ kg⁻¹) has been used as an index of NO₃⁻ availability for denitrification in soil (Zebarth et al., 2012) and it was calculated by linearly interpolating soil NO₃⁻ concentrations between sampling dates (Burton et al., 2008) for the same time periods as cumulative N₂O emissions.

Cumulative values of N₂O emissions, N₂O emission factors and yield-scaled N₂O emissions were subjected to analysis of variance (ANOVA) using the software Sisvar (version 5.6-Build 89) and SigmaPlot (Systat Software, San Jose, CA, USA). Treatments means were compared using Fishers's protected least significant difference (LSD). Statistical significance was set *a priori* to the 5% confidence level. The data in Fig. 1 and 2 are presented to provide a qualitative overview of the temporal dynamics of N₂O fluxes relatively to air temperature and soil conditions; statistical analyses were not performed on these data.

2.4 RESULTS

2.4.1 Environmental conditions, soil inorganic N pools and water filled pore space

The average air temperature varied little between the two years, ranging from 5.8 to 30.5°C (average 18.9°C) in year 1 and from 4.6 to 30.2°C (average 19.4°C) in year 2. The cumulative precipitation was also similar in both years, with 1751 mm in the first and 1845 mm in the second year. However, there was a great variation in the temporal distribution of rainfall in each year for both cultures (Figure 1a and 2a). The accumulated rainfall in the first 40 days in the maize crop corresponded to 42% (337 mm) and only 17% (89 mm) of the total volume of rainfall that occurred during the entire crop cycle in the first (801 mm) and in the second

year (541 mm). During the wheat crop, the amount of rainfall was 809 mm in the first year and 858 mm in the second, with 14 and 34% of these volumes occurring in the first 40 days, respectively.

The application of N, with both PS and urea, increased the soil mineral N concentrations in relation to the control treatment. This effect occurred both during the preplant and surface-broadcast N application and was more evident during the first 40 to 50 days, in year 1 (Figure 1) and 2 (Figure 2). In all treatments and in both years, the soil mineral N concentrations in the 0-10 cm layer remained below 7 mg kg⁻¹ soil between 50 to 70 days after the application of the treatments.

The application of PS increased the soil NH₄⁺ concentrations in the first sampling dates, with the greatest increase occurring after applying 100% of the recommended dose of PS at sowing (PSs and PSi), both in maize and wheat (Figures 1c and 2c). The larger amount of N applied in maize and wheat in the first year (Table 1) resulted in a greater initial accumulation of NH₄⁺ in the soil (Figure 1c) than in the second year (Figure 2c).

The nitrification of ammoniacal N from PS occurred at high rates, both in summer (maize) as in winter (wheat). However, in the first year, the increase in soil N-NO₃⁻ concentrations (Figure 1d) was smaller than the decrease in soil NH₄⁺ concentrations (Figure 1c). During the second year, the reduction in the soil NH₄⁺ concentrations (Figure 2c) was accompanied by an equivalent increase in soil NO₃⁻ concentrations in the maize only (Figure 2d). There was an exception to this pattern during the second year wheat crop where there was almost no change in the soil NO₃⁻ concentration in either the fertilization in preplant or in topdress, despite the reduction observed in NH₄⁺ concentrations.

The strategy of splitting the N dose applied to maize and wheat, both through the exclusive use of PS or the combined use of PS and urea, reduced soil NO₃⁻ concentration in relation to the treatment with 100% of PS injected into the soil at preplant (PSi). For example, during the first maize year, during the first three weeks after preplant N application, the average concentrations of N-NO₃⁻ in the 0-10 cm soil layer (Figure 1) in the three treatments with split application of N were 11.6 mg kg⁻¹ (PSi + PSs), 10.6 mg kg⁻¹ (PSi + U) and 11.4 mg kg⁻¹ (PSi + DCD + U); all less than 50% of the concentrations measured in the PSi treatment. During the second year, the N-NO₃⁻ concentrations in this same period and for the same three treatments were 10.0 mg kg⁻¹, 6.8 mg kg⁻¹ and 24.8 mg kg⁻¹ lower than the 39.3 mg NO₃⁻-N kg⁻¹ measured in the PSi treatment (Figure 2).

The WFPS values varied widely during the two years and, in general, followed the rainfall regime. In the first 30 days after the preplant application of treatments of maize and

wheat, WFPS values in the first year varied from 50 to 75% and from 60 to 90%, respectively (Figure 1b). In the second year, WFPS values in the same period varied from 40 to 75% in maize and from 60 to 90% in wheat (Figure 2b). In general, and especially during the first weeks after the N application, the values of WFPS were slightly higher when the PS was injected into the soil. In the first 40 days of both crops in both years, the average WFPS was 10% higher in plots where the PS was injected compared to the surface-broadcast PS.

2.4.2 Nitrous oxide fluxes

The lowest N₂O fluxes throughout the experimental period, ranging from 0 to 83 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, were observed in the control treatment. In agreement with what was observed with the soil inorganic N concentrations, the application of N via PS or urea increased N₂O fluxes for only in the first 40 to 50 days after the application of the treatments (Figures 1a and 2a). During this period, the highest N₂O emissions were observed right after the application of the treatments both at preplant of crops and as topdress.

In both years and for both crops, the highest N₂O fluxes occurred shortly after N application in the PSi treatment. In the first maize year the highest N₂O emission (1668 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) occurred 15 days after PS injection (Figure 1a), when the WFPS value was 75% (Figure 1b) and the soil NO₃⁻ concentration was approximately 58 mg kg⁻¹ (Figure 1d) in the injection slots. In the second year of maize, the highest N₂O emission (1267 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) also occurred in the PSi treatment but only 7 days after injection of the PS (Figure 2a), when the WFPS value was 67% (Figure 2B) and the NO₃⁻ concentration inside the slots was approximately 70 mg kg⁻¹. Surface broadcast application of the same amount of N as PS resulted in much lower N₂O fluxes compared to the injected manure with measured emissions on the same dates of 365 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the first year and 126 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the second year.

For the wheat, the highest N₂O emission for year 1 also occurred in the Psi where fluxes of 1305 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ were measured 14 days after application (Figure 1a), when the soil WFPS was approximately 80%. For the second year of wheat, the highest N₂O fluxes (839 $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) also occurred in the PSi treatment. However, due to dry soil conditions at the time of injection, this peak occurred 30 days later; after strong rains raised the WFPS to approximately 80%. On these two dates, the N₂O fluxes in the PSs treatment, where the same amount of N was surface-broadcast, were 686 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the first year and 232 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the second year.

The injection of the recommended amount of N from PS at preplant of maize (PSi) maintained higher N₂O fluxes than the other treatments from 8 to 19 days in the first year (Figure 1a) and from 7 to 17 days in the second year (Figure 2a). In these two periods, the average fluxes of N-N₂O in the PSi treatment were 980 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in year 1 and 723 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in year 2 versus only 295 and 125 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ as the average of the other four treatments with PS (PSs, PSi + PSs, PSi + U and PSi + DCD + U), respectively. In wheat, the higher emissions from the PSi treatment occurred from 5 to 14 days in the first year and from 14 to 31 days in the second year, with the average flux from the PSi treatment 64 and 72% higher in year 1 and 2, respectively, than the average of the other four treatments with PS.

The strategy of splitting the recommended dose of N resulted in a reduction in N₂O fluxes, compared with injecting the entire dose of N pre-planting (PSi). Considering only the maize and the measurements carried out between 8 and 19 days in the first year (Figure 1a) and between 7 and 17 days in the second year (Figure 2a), the average fluxes of N-N₂O of the two treatments with injection of treatment PSi 50% + PSs 50% or PSi 50% + U 50%, decreased from 980 (PSi) to 338 $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the first year and from 732 to 205 $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the second year. The greatest mean reduction in N₂O fluxes in these periods in maize, to only 149 $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the first year and 28 $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the second year, was observed in the treatment in which 50% of the N from PS was treated with DCD and injected into the soil at the time of maize sowing with the other 50% of N applied with surface-broadcast urea (PSi 50% + DCD + U 50%). This same trend was observed in wheat in both years.

2.4.3 Cumulative nitrous oxide emissions

In general, the control treatment (no added N) had the lowest cumulative N₂O emissions, with annual fluxes lower than all the amended plots in year 1 and lower than all treatments except the U treatment in year 2 (Table 2).

The comparison between the modes of preplant application of the recommended amount of N from PS indicates that the subsurface injection into the soil (PSi) increased the cumulative N₂O emissions in the two years and in the two crops, compared to the surface-broadcast of PS (PSs) ($P < 0.001$). The cumulative annual emission of N-N₂O from the PSi was 3.74 kg ha^{-1} (73%) and 3.82 kg ha^{-1} (215%) higher than the PSs for the first and second year, respectively (Table 2).

For three of the four growing seasons, the cumulative N-N₂O emissions from surface-broadcast PS was similar to surface broadcast of urea. Only in the first wheat year did the two

sources differ, when the seasonal N-N₂O emissions from PS was 2.2-times higher than the urea (Table 2). This difference between the PS and U treatments for the wheat season emissions also resulted in different cumulative annual emissions during the first year (Table 2).

In three of four seasons, splitting the PS application reduced cumulative N₂O emissions compared with a single PS injection (Table 2). However, during the first wheat growing season the cumulative emissions were greater from the split application compared to the single injection of manure (Table 2). On an annual basis, there was no detectable difference between the single dose or split application for the first year, whereas in the second year, N₂O emissions from the single application were 2.1 times greater than the split application (Table 2). Injecting 50% of the N as PS at preplant followed by a urea topdress (PSi + U) generally resulted in similar N₂O emissions to the PS split application (PSi + PSs), although the PS topdress did result in greater emissions during the first wheat season (Table 2).

Adding dicyandiamide (DCD) to the initial PS injection at preplant, with the other 50% of the N recommended being added as urea topdress (PSi + DCD + U) resulted in the lowest N₂O emissions of any of the PS amended treatments, although these emissions were similar to the urea only treatment (U) (Table 2). Although in the second year the treatment PSi + DCD + U reduced cumulated N-N₂O emission by 0.73 kg ha⁻¹ (32%), compared to treatment without DCD (PSi + U), this reduction was not significant. On the other hand, the addition of DCD to PS in the first year reduced N-N₂O emissions on an annual basis from 5.68 kg ha⁻¹ to 3.20 kg ha⁻¹ (44%).

2.4.4 N₂O emission factors and yield-scaled emissions

Regarding the N₂O emission factors (EFs), they differed between treatments and ranged from 0.87 to 2.56% in the first year and from 0.45 to 2.13% in the second year, with average values of 1.65 and 0.90%, respectively. The highest EF values in the first year were 2.56 and 2.28% in the treatments with the injection of 100% of the dose of PS at pre-plant (PSi) and with the injection of 50% of the dose at pre-plant and the other 50% of PS applied as surface-broadcast (PSi + PSs), respectively. In the second year, the highest EF (2.13%) was observed in the treatment with 100% of the dose of PS injected at pre-plant. The strategy of injecting 50% of the dose of PS at pre-plant together with DCD and applying the other 50% of N as urea surface-broadcast (PSi + DCD + U) reduced the EFs to 0.87% in the first year and to 0.51% in the second year. In the two years, these N₂O EFs obtained with this treatment did not differ from the two treatments that represent the two standard ways of using N in no-tillage, which

are the urea splitted (U; 1/3 of N at pre-plant and 2/3 as surface-broadcast) and the application of 100% of the recommended dose of PS as surface-broadcast at pre-plant (PSs).

Interactions between the factors that control N₂O production make it difficult to establish relationships between N₂O fluxes (Figures 1a and 2a) and soil NO₃⁻ concentrations (Figures 1d and 2d). However, the stepwise regression measured a positive correlation between cumulative N₂O emissions and soil NO₃⁻ exposure for both years of our study (Figure 3). Sixty-five (year 1) and sixty-two (year 2) percent of cumulative N₂O emissions could be explained by NO₃⁻ intensity. Overall, greater cumulative N₂O emissions for PSi and PSi + PSs than other treatments occurred with high NO₃⁻ intensity values, PSs and PSi + U were intermediate for cumulative N₂O and NO₃⁻ intensity while the control and U treatments had the least emissions and lowest NO₃⁻ intensity values.

Scaling the cumulative N₂O emissions by the grain yield and N accumulated for the two crops indicated that in the maize of the two years and in the wheat of the second year the greatest values of yield-scaled N₂O emissions was found in the PSi treatment. In the wheat of year 1, the yield-scaled N₂O emission value of this treatment did not differ from the PSi + PSs and PSi + U treatments (Table 3). The only treatment where the yield-scaled N₂O emission did not differ from the control treatment nor from the two standard treatments used for N fertilization of no-till maize and wheat [(i.e. the PSs or split urea (U) treatments)], was that in which 50% of the initial PS dose was treated with DCD before injection, with the other 50% of recommended N added via urea topdress (PSi + DCD + U).

2.5 DISCUSSION

2.5.1 Nitrous oxide emissions as affected by slurry application modes

In previous studies carried out in different countries comparing the emission of N₂O between the injection of PS with its surface-broadcast, the total amount of N via PS was applied to the soil before crops seeding, with the injection having increased N₂O emissions in most situations (Aita et al., 2019, 2014; Vallejo et al., 2005).

The increase in the annual N₂O emissions that was observed in the present study when injecting 100% of the PS prior to seeding (PSi) compared to 100% of surface-broadcast application of PS at preplant (PSs) was consistent with a previous studies that also measured increased emissions from injected PS (Aita et al., 2019, 2014; Vallejo et al., 2005; Velthof and Mosquera, 2011). The main difference between the studies is in the magnitude of this effect, suggesting that site-specific climatic and edaphic properties may determine the overall effect

of PS application modes on N₂O emissions. The average increase observed in the emission of N-N₂O in the present study with the injection of PS into the soil compared to surface-broadcast PS application, of 168% in maize and 84% in wheat, was close to that observed in similar subtropical conditions by Aita et al. (2014) in no-till maize (136%) and winter cereals (77%).

Increased N₂O production after PS injection compared to surface broadcast is likely due to a combination of direct and indirect effects. The higher concentration of C in the injection slots can directly increase N₂O production, because it provides sufficient C for the denitrifying heterotrophic bacteria (Beauchamp et al., 1989). Nitrous oxide production is also stimulated indirectly because the increased C availability increases O₂ consumption, which induces the synthesis of the enzymes from facultative anaerobic bacteria involved in denitrification (Markföged et al., 2011; Severin et al., 2015; Velthof and Mosquera, 2011).

The increased WFPS inside the injection spots from the PS injection can also favor denitrification by creating an anaerobic environment abundant in readily oxidizable C (Velthof and Mosquera, 2011). In addition to C and water, the concentration of mineral N also increases within the injection slots. This combination of high mineral N and labile C along with anaerobic microsites provides the specific conditions required for denitrification to occur. The uniform distribution of PS in soil provided by the surface-broadcast treatment results in more aerobic soil conditions, thus reducing the potential for denitrification (Aita et al., 2014). Finally, the injection of PS significantly reduces the volatilization of NH₃ in relation to the surface application (Aita et al., 2014; Sanz-Cobena et al., 2019), which increases the amount of available N to sustain the potential for N₂O production from nitrification and denitrification. Cumulative N₂O emissions were positively related to NO₃ intensity, which was higher in the PSi treatment, supporting the results of Burton et al. (2008) who argued that soil NO₃ intensity could be an index of the overall exposure of denitrifiers to soil NO₃ and, thereby, would help explain cumulative N₂O-N emissions.

2.5.2 Nitrous oxide emissions as affected by surface-applied N sources

In no-till fields, the application of urea or PS to cereals were done on the soil surface. The difference between the two N sources is that the PS is applied in a single dose, preceding the sowing of the crops, while the urea is split, with the application of 1/3 of the recommended dose of N at preplant and 2/3 as topdress. The 49% higher cumulative N₂O emission observed with surface-applied PS in relation to urea in the first year, even though equivalent amounts of available N were applied to the crops, is consistent with other studies (Aita et al., 2019, 2014;

Bertora et al., 2008; Dambreville et al., 2008; Grave et al., 2018) and is likely because the PS adds not only N but also C and water to the soil (Aita et al., 2019, 2014; Pelster et al., 2012). However, this did not occur in the second year, where the emission of N₂O did not differ between the two sources of N.

The results of the second year can be explained due to the unfavorable climatic conditions to the production of N₂O especially in maize when 100% of PS dose (PSs) but only 1/3 of N from the urea treatment (U) were applied at preplant. The occurrence of only 12 mm of rain in the first 15 days after the application of the treatments resulted in WFPS values below 60% in most evaluations carried out during this period. In this soil condition, the production of N₂O is reduced, due to the repression in the synthesis of the enzymes involved in the different stages of denitrification (Bouwman, 1998; Pilegaard, 2013). The results of this second year indicates the importance of observing soil moisture conditions and forecasting the occurrence of rains for the application of PS, giving preference to periods with low rain forecast, in order to reduce the impact of PS on N₂O emissions. As time progresses after applying PS, the impact of rainfall on N₂O production decreases, as this microbial process begins to be limited by other factors, with emphasis on the gradual reduction in the amount of C available in the soil.

The soil of the present study has high sand and low total C concentrations. Under these conditions, it was expected that N₂O emissions would be higher with the addition of PS than with urea since according to Pelster et al., 2012 the addition of organic substrates such as PS can reduce the limitation to N₂O production imposed by the low soil C availability. However, the N₂O emissions were greater after PS application compared with urea in only one of the two years, suggesting that the impact of these two N sources on N₂O emission depends not only on the soil characteristics but also on site- and weather-specific conditions (Snyder et al., 2009).

In addition to the supply of water and C by PS and environmental conditions at the time of application of each source of N in the soil, other aspects may also favor the production of N₂O from PS relatively to urea, as observed in year 1 of the present study. The application of all N in the soil with the PS at preplant, increasing the concentration of ammoniacal N in the soil when there is still no demand for N by crops, combined with the rapid nitrification rate of this ammoniacal N (Rochette et al., 2004) may favor the production of N₂O, both by nitrification as by the combined and simultaneous process of nitrification-denitrification.

2.5.3 Nitrous oxide emissions as affected by strategies to inject PS into the soil

We expected that splitting the N dose from PS would decrease N₂O emissions compared to the single PS application, since the N topdress is provided when the crop N demand is higher (Folina et al., 2021). However, this strategy seems to depend on the environmental conditions at the time the topdress is added, as indicated by the results of the first year in wheat, where the relatively high temperature for the period (18 °C) and favorable WFPS values (70%) caused high fluxes of N₂O soon after the application of the PS topdress. A 30 mm rainfall four days after the application of topdress PS that increased the WFPS to values that favored the production and emission of N₂O (Linn and Doran, 1984). In addition to this effect that weather conditions have on N₂O production from the topdressed PS, the application of PS when crops are already in an active growth phase poses a series of operational problems that may not be well accepted by producers.

The reduction observed in the N₂O emission associating the injection of PS in preplant with surface-broadcast urea topdress (PSi + U) to supply N to maize and wheat can be explained by the fact that only half of the N was applied at preplant of crops when there is still no demand for N, reducing the amount of substrates available for the production of N₂O from nitrification and denitrification.

As expected, the strategy that proved to be the most efficient in mitigating annual N₂O emissions, compared to the injection of PS at preplant (PSi), was the one in which DCD was added to 50% of PS dose at the time of its injection into the soil at preplant with the other 50% of the N applied with surface-broadcast urea topdress (PSi + DCD +U). This is due to the action of DCD delaying the oxidation of ammoniacal N, which reduces N₂O emissions by reducing the losses associated with nitrification as well as reducing the amount of substrate for denitrification (McGeough et al., 2016; Moir et al., 2012; Vallejo et al., 2005). Therefore, the combination of injecting less ammoniacal N into the soil at preplant combined with the nitrification inhibitor delays the appearance of NO₃⁻ in the soil, hopefully at least until the crop N demand is higher.

In addition to significantly reducing the production of N₂O when associated with the use of DCD, the injection of 50% of the PS dose at preplant preserves the ammoniacal N of PS in the soil, since the volatilization of NH₃ is practically eliminated with the injection of PS in no-till soils, as evidenced by several studies (Aita et al., 2019, 2014; Costa et al., 2014; Nyord et al., 2012; Sanz-cobena et al., 2019).

2.5.4 Strategies of pig slurry use effects on N₂O emission factors and yield-scaled emissions

The differences in environmental conditions and in the amounts of N added to the soil explain the differences found in the N₂O emission factors between the two years. The greater occurrence of rainfall and the increase in WFPS values in the first weeks after the application of treatments specially in maize and the application of 44% more N in the two crops in year 1 than in year 2, reduced the mean EF values of all treatments from 1.65% to 0.9% from the first to the second year. The effect of increasing the amount of N applied to the soil and the WFPS values favoring the production and emission of N₂O is already well documented (Velthof and Mosquera, 2011; Pelster et al., 2012).

The comparison of the two N sources that were applied on the soil surface (U and PSs) showed that both resulted in EFs close to or even lower than the default IPCC emission factor of 1%. Even when all N recommended for the crops was applied with PS at sowing (PSs), the mean EF value obtained was 0.97%. This low potential for N₂O production from surface-broadcast of PS in no-till subtropical soils is in line with Aita et al. (2014) and Aita et al. (2019) and could be attributed to a combination of the well-aerated surface soil, to the low mineral N concentration resulting in an even distribution of slurry, and to the NH₃ volatilization losses. In addition to these factors, splitting urea in synchrony with the N demand of crops should be the main responsible for the low EFs observed with this synthetic N source.

When the amount of N recommended for maize and wheat was fully applied with PS, with its injection into the soil at the time of sowing crops (PSi), the mean EF (2.34%) was more than twice the default IPCC emission factor value, which is in agreement with the results of other studies, where the injection of PS into the soil increased the FE values, in relation to surface-broadcast application, from 1.60 to 2.95% in tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) (Vallejo et al., 2005), 0.9 to 3.6% in maize (Velthof and Mosquera, 2011), 1.27 to 3.58% in maize (Aita et al., 2014) and 1.23 to 2.96% in winter cereals (Aita et al., 2019). A fixed emission factor in % of the applied N, as currently used by IPCC, does not reflect the effect of the techniques to apply PS in the soil on N₂O emissions. Our results support the use of specific EFs values according to application methods of PS, as suggested earlier for subtropical (Aita et al., 2014) and cooler climates (Perälä et al., 2006).

Of the three strategies of PS use evaluated with the objective of preserving ammoniacal N of PS by reducing the volatilization of NH₃ and at the same time mitigating N₂O emissions, in relation to the injection of the recommended dose of N-PS into the soil, two of them they proved to be relatively ineffective. When 50% of the PS dose was injected at sowing and the

other 50% of the N was applied in top dressing, with manure (PSi + PSs) or with urea (PSi + U), the mean FE values (1.58 and 1.28%, respectively) exceeded the default IPCC emission factor of 1% (IPCC, 2006). In the two years, the only strategy of applying N in maize and wheat that resulted in an EF (0.69%) lower than the default IPCC emission factor of 1% and which also did not differ from the standard treatments with 100% of the PS dose applied at preplant as surface-broadcast (PSs) or splitted urea (U) was that in which 50% of the PS dose was injected into the soil together with DCD at sowing, with the remaining 50% of N applied in topdress with urea (PSi + DCD + U).

The yield-scaled provides additional information to assess the impact of agricultural systems on N₂O emissions. Yield-scaled per grain unit varied between years, with higher values in year 1 (ranging from 0.18 to 1.03 kg N-N₂O Mg⁻¹) than in year 2 (ranging from 0.08 to 0.45 kg N-N₂O Mg⁻¹), with the highest values found in PSi (Table 3). The difference between the years is due to two factors, 1st the reduction in emission of N-N₂O and, 2nd the increase in crop productivity in year 2 compared to year 1. These values are similar to those reported by Aita et al. (2015) (0.30 a 0.43 kg N-N₂O Mg⁻¹) and by Chantigny et al., 2013) (0.22 to 0.47 kg N-N₂O Mg⁻¹). The same grain yield values were found in PSi and in the strategies (PSi + PSs, PSi + U and PSi + DCD + U) strategies in years 1 and 2 for maize and in year 2 for wheat (Queiroz et al., unpublished data), but the Yield-scaled of the PSi in these cultures was around 57% higher than in the strategies, indicating that the environmental impact arising from the emission of N-N₂O was reduced when the split PS was used, with or without the addition of DCD, exclusively via PS or combined with Urea.

2.6 CONCLUSION AND PERSPECTIVES

The results of this work are in agreement with previous studies confirming that the shallow-injection of PS at typical agronomic rates under no-till subtropical soils significantly increases the emission of N₂O compared to surface-broadcast, but this negative effect can be mitigated when the injection is accompanied by conservation strategies. The addition of the DCD to only 50% of the amount of N from PS injected at preplant, with the remaining 50% of N being added with topdress urea reduced NO₃ intensity and also yield-scaled N₂O emissions. Our findings suggest that using this strategy of PS use in no-till soils it is possible to obtain FE values smaller than the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) default value (1%). Another advantage from an agronomic point of view is that reducing the amount of PS to be added per hectare, it will be possible to fertilize twice the area with this organic residue.

2.7 REFERENCES

- Aita, C., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Miola, E.C.C., Rochette, P., Pujol, S.B., Santos, D.B., Giacomini, D.A., Giacomini, S.J., 2019. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. *J. Environ. Qual.* 48, 1414–1426. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0137>
- Aita, C., Gonzatto, R., Miola, E.C.C., B, D., Santos, dos, Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pujol, S.B., Giacomini, D.A., Giacomini, S.J., 2014. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *J. Environ. Qual.* 43, 789. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0301>
- Aita, C., Schirrmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *Eur. J. Soil Sci.* 66, 359–368. <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th ed. Washington, DC Am. Public Heal. Assoc.
- Beauchamp, E.G., Trevors, J.T., Paul, J.W., 1989. Carbon Sources for Bacterial Denitrification. *Adv. Soil Sci.* 10, 113–142. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8847-0_3
- Bell, M.J., Hinton, N.J., Cloy, J.M., Topp, C.F.E., Rees, R.M., Williams, J.R., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., 2016. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? *Geoderma* 264, 81–93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.007>
- Bertora, C., Alluvione, F., Zavattaro, L., van Groenigen, J.W., Velthof, G., Grignani, C., 2008. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 40, 1999–2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.021>
- Bouwman, A.F., 1998. Environmental science Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature* 392, 10–12. <https://doi.org/10.1038/31809>

- Burton, D.L., Zebarth, B.J., Gillam, K.M., MacLeod, J.A., 2008. Effect of split application of fertilizer nitrogen on N₂O emissions from potatoes. *Can. J. Soil Sci.* 88, 229–239. <https://doi.org/10.4141/CJSS06007>
- Chantigny, M.H., Pelster, D.E., Perron, M.-H., Rochette, P., Angers, D.A., Parent, L.-É., Massé, D., Ziadi, N., 2013. Nitrous Oxide Emissions from Clayey Soils Amended with Paper Sludges and Biosolids of Separated Pig Slurry. *J. Environ. Qual.* 42, 30. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0196>
- Costa, M., Shigaki, F., Alves, B., Kleinman, P., Pereira, M., 2014. Swine manure application methods effects on ammonia volatilization, forage quality, and yield in the Pre-Amazon Region of Brazil. *Chil. J. Agric. Res.* 74, 311–318. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392014000300009>
- 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.
- CQFS, 2004. 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.
- Dambreville, C., Morvan, T., Germon, J.C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.001>
- Duncan, E.W., Dell, C.J., Kleinman, P.J.A., Beegle, D.B., 2017. Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Injected and Broadcast-Applied Dairy Slurry. *J. Environ. Qual.* 46, 36–44. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.05.0171>
- Erdmann, L.F., Cassol, P.C., Sacomori, W., Dall’Orsolleta, D.J., Montovani, A., 2020. Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 1–13. <https://doi.org/2020;44:e0190103>
- Folina, A., Tataridas, A., Mavroeidis, A., Kousta, A., Katsenios, N., Efthimiadou, A., Travlos, I.S., Roussis, I., Darawsheh, M.K., Papastylianou, P., Kakabouki, I., 2021. Evaluation of Various Nitrogen Indices in N-Fertilizers with Inhibitors in Field Crops: A Review. *Agronomy*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agronomy11030418>

- Gonzatto, R., Aita, C., Bélanger, G., Chantigny, M.H., Miola, E.C.C., Pujol, S.B., Dessbesel, A., Giacomini, S.J., 2017. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. *Agron. J.* 109, 1687–1696. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.09.0547>
- Gonzatto, R., Chantigny, M.H., Aita, C., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Pujol, S.B., Zirbes, E., De Bastiani, G.G., Ludke, R.C., 2016. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. *Agron. J.* 108, 978–988. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0462>
- Grave, R.A., Nicoloso, R. da S., Cassol, P.C., da Silva, M.L.B., Mezzari, M.P., Aita, C., Wuaden, C.R., 2018. Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N₂O emission. *Soil Tillage Res.* 175, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines - Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application 1–54.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W., 1982. Nitrogen—inorganic forms. *Methods soil Anal. Part 2 Chem. Microbiol. Prop.* 9, 643–698.
- Laurence, L., Fabrice, G., 2019. Ammonia volatilization from different pig slurries applied on wheat stubble using different land spreading techniques under French conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 280, 114–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.034>
- Linn, D.M., Doran, J.W., 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267–1272. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Markfoged, R., Nielsen, L.P., Nyord, T., Ottosen, L.D.M., Revsbech, N.P., 2011. Transient N₂O accumulation and emission caused by O₂ depletion in soil after liquid manure injection. *Eur. J. Soil Sci.* 62, 541–550. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01345.x>
- McGeough, K.L., Watson, C.J., Müller, C., Laughlin, R.J., Chadwick, D.R., 2016. Evidence that the efficacy of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) is affected by soil properties in UK soils. *Soil Biol. Biochem.* 94, 222–232. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.017>
- Moir, J.L., Malcolm, B.J., Cameron, K.C., Di, H.J., 2012. The effect of dicyandiamide on pasture nitrate concentration, yield and N offtake under high N loading in winter and

- spring. *Grass Forage Sci.* 67, 391–402. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00857.x>
- Nyord, T., Hansen, M.N., Birkmose, T.S., 2012. Agriculture , Ecosystems and Environment Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid – liquid separated , anaerobically digested , and soil injected animal slurry to winter wheat. *Agriculture, Ecosyst. Environ.* 160, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.002>
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to Mineral and Organic Nitrogen Sources in Contrasting Soil Types. *J. Environ. Qual.* 41, 427–435. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0261>
- Perälä, P., Kapuinen, P., Esala, M., Tyynelä, S., Regina, K., 2006. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.027>
- Pilegaard, K., 2013. Processes regulating nitric oxide emissions from soils. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20130126. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0126>
- Portmann, R.W., Daniel, J.S., Ravishankara, A.R., 2012. Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: Influences of other gases. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 367, 1256–1264. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0377>
- Reeves, S., Wang, W., Salter, B., Halpin, N., 2016. Quantifying nitrous oxide emissions from sugarcane cropping systems: optimum sampling time and frequency. *Atmos. Environ.* 136, 123–133. [10.1016/j.atmosenv.2016.04.008](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.008).
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., Côté, D., 2004. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1410–1420. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1410>
- Rochette P, Bertrand N. Soil-surface gas emissions. In: Carter MR, Gregorich EG, editors. *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press; 2008. p. 851-61.
- Rochette, P., Hutchinson, G.L., Hatfield, J., Baker, J.M., 2005. Measuring soil respiration using chamber techniques. *Micrometeorological Stud. soil Plant-atmosph. Contin. Am. Soc. Agron. Madison, WI, USA* 226–227.

- Rose, T.J., Wood, R.H., Rose, M.T., Van Zwieten, L., 2018. A re-evaluation of the agronomic effectiveness of the nitrification inhibitors DCD and DMPP and the urease inhibitor NBPT. *Agric. Ecosyst. Environ.* 252, 69–73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.008>
- Ruser, R., Schulz, R., 2015. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils-a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178, 171–188. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>
- Rzeźnik, W., Mielcarek-Bocheńska, P., 2020. Effect of the slurry application method on odour emissions: A pilot study. *Polish J. Environ. Stud.* 29, 1503–1509. <https://doi.org/10.15244/pjoes/108514>
- Sá, J.C.M., Ferreira, A.O., 2018. The soil science in the evolution of no-till system in Brazil. *Bol. Soc. Bras. Ci. Solo* 44, 54–57.
- Sanz-cobena, A., Misselbrook, T.H., Hernáiz, P., Vallejo, A., 2019. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH₃ mitigation in a Mediterranean soil. *Atmos. Environ.* 216, 116913. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116913>
- Schuster, N.R., Bartelt-Hunt, S.L., Durso, L.M., Gilley, J.E., Li, X., Marx, D.B., Schmidt, A.M., Snow, D.D., 2017. Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. *Trans. ASABE* 60, 53–66. <https://doi.org/10.13031/trans.11370>
- Severin, M., Fuß, R., Well, R., Garlipp, F., Van den Weghe, H., 2015. Soil, slurry and application effects on greenhouse gas emissions. *Plant, Soil Environ.* 61, 344–351. <https://doi.org/10.17221/21/2015-PSE>
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., Fixen, P.E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 247–266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>
- Tenuta, M., Mkhabela, M., Tremorin, D., Coppi, L., Phipps, G., Flaten, D., Ominski, K., 2010. Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.014>
- Vallejo, A., García-Torres, L., Díez, J.A., Arce, A., López-Fernández, S., 2005. 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 Soil* 272, 313–325.

<https://doi.org/10.1007/s11104-004-5754-3>

- Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., Van Groenigen, K.J., Van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 903–913. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x>
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 298–308.
- Venterea, R.T., Coulter, J.A., 2015. Split application of urea does not decrease and may increase nitrous oxide emissions in rainfed corn. *Agron. J.* 107, 337–348. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0411>
- Zebarth, B.J., Snowdon, E., Burton, D.L., Goyer, C., Dowbenko, R., 2012. Controlled release fertilizer product effects on potato crop response and nitrous oxide emissions under rain-fed production on a medium-textured soil. *Can. J. Soil Sci.* 92, 759–769.

Table 1 - Main characteristics and application rate of pig slurry (PS), and quantities of total C, total N, total ammoniacal N (TAN), and dry matter (DM) applied in maize and wheat in each year.

Year	Timing of PS and urea application ^a	pH	PS rate	DM	Total C	Total N	TAN	Total C	Total N	TAN
	<i>Maize</i>		(m ³ ha ⁻¹)		(g kg ⁻¹)			(kg ha ⁻¹)		
Year 1	Single application	6.6	46	40.3	15.9	4.1	2.7	731	189	124
	Split-application									
	Pre-planting	6.6	23	40.3	15.9	4.1	2.7	366	94	62
	Fourth to sixth-leaf stage	6.8	23	38.1	15.9	4.0	2.6	366	92	60
	<i>Wheat</i>									
	Single application	7.5	60	10.5	2.5	2.2	1.9	150	132	114
	Split-application									
	Pre-planting	7.5	30	10.5	2.5	2.2	1.9	75	66	57
Tillering stage	7.4	30	13.2	3.6	2.0	1.6	108	60	48	
Year 2	<i>Maize</i>									
	Single application	8.1	61	27.3	3.8	2.3	1.4	232	140	86
	Split-application									
	Pre-planting	8.1	30	27.3	3.8	2.3	1.4	114	69	42
	Fourth to sixth-leaf stage	8.2	38	20.1	3.2	1.8	1.3	122	68	49
	<i>Wheat</i>									
	Single application	7.7	30	38.5	4.0	3.5	2.3	120	105	69
	Split-application									
Pre-planting	7.7	15	38.5	4.0	3.5	2.3	60	53	35	
Tillering stage	8.0	15	36.4	11.5	3.4	2.2	173	51	33	

^aSingle application of PS was made at preplant of maize and wheat.

Table 2 – Cumulative N₂O emissions during maize and wheat growing season, during non-cropped period and during the entire period, and N₂O emission factors (EFs).

Treatments	Cumulative N ₂ O emissions (kg N ₂ O-N ha ⁻¹)				N ₂ O EFs (% of N applied)		
	Maize growing season	Non-cropped	Wheat growing season	Annual	Maize growing season	Wheat growing season	Annual
Year 1							
Control	0.42 c	0.10 cd	0.16 e	0.68 d	-	-	-
U	2.06 b	0.11 cd	1.29 d	3.46 c	1.10 b	1.03 d	1.08 d
PSs	2.14 b	0.19 a	2.82 c	5.15 b	0.91 b	2.02 c	1.40 cd
PSi	4.40 a	0.08 d	4.41 b	8.89 a	2.11 a	3.22 b	2.56 a
PSi+ PSs	2.48 b	0.13 bc	5.39 a	8.00 a	1.09 b	3.99 a	2.28 ab
PSi + U	2.48 b	0.16 ab	3.04 c	5.68 b	1.22 b	2.38 c	1.72 bc
PSi + DCD + U	1.82 b	0.16 ab	1.22 d	3.20 c	0.83 b	0.88 d	0.87 d
LSD _{0.05}	1	0.04	0.87	1.65	0.64	0.72	0.59
Year 2							
Control	0.23 d	0.07 b	0.19 c	0.49 d	-	-	-
U	0.48 cd	0.11 ab	0.81 bc	1.40 cd	0.23 c	0.78 b	0.48 b
PSs	0.46 cd	0.17 a	1.15 b	1.78 bc	0.17 c	0.93 b	0.54 b
PSi	2.56 a	0.14 ab	2.90 a	5.60 a	1.71 a	2.63 a	2.13 a
PSi+ PSs	1.16 b	0.09 ab	1.37 b	2.62 b	0.68 b	1.14 b	0.89 b
PSi + U	0.80 bc	0.08 b	1.43 b	2.31 bc	0.46 bc	1.35 b	0.84 b
PSi + DCD + U	0.40 cd	0.11 ab	1.07 b	1.58 c	0.14 c	0.97 b	0.51 b
LSD _{0.05}	0.48	0.09	0.65	0.98	0.4	0.72	0.45

^aValues followed by the same letter within a column are not significantly different ($p < 0.05$). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide.

Table 3 - Yield-scaled N₂O emission in the maize/wheat succession.

Treatments ^a	Yield-scaled N ₂ O emissions					
	Per unit grain yield (kg N ₂ O-N Mg ⁻¹)			Per unit total N uptake (g N ₂ O-N kg ⁻¹)		
	Maize	Wheat	Annual	Maize	Wheat	Annual
Year 1						
Control	0.14 c	0.24 d	0.18 e	9.57 c	6.20 e	9.84 d
U	0.29 bc	0.63 d	0.37 de	15.90 bc	17.79 de	16.75 cd
PSs	0.32 bc	1.22 c	0.57 cd	21.47 bc	41.16 bc	30.52 bc
PSi	0.67 a	2.20 ab	1.03 a	46.45 a	81.06 a	59.50 a
PSi + PSs	0.34 bc	2.40 a	0.85 ab	21.89 bc	62.62 ab	39.56 b
PSi + U	0.38 b	1.70 bc	0.67 bc	24.61 b	37.89 cd	31.18 bc
PSi + DCD + U	0.24 bc	0.48 d	0.31 de	13.68 bc	11.51 e	13.39 d
LSD _{0.05}	0.22	0.52	0.26	14.63	23.04	16.19
Year 2						
Control	0.05 c	0.22 c	0.08 d	3.71 bc	6.88 c	5.49 c
U	0.05 c	0.32 bc	0.12 cd	3.69 bc	12.00 bc	7.22 bc
PSs	0.05 c	0.58 b	0.16 bcd	3.64 bc	23.26 b	10.05 bc
PSi	0.25 a	1.31 a	0.45 a	17.65 a	45.95 a	26.79 a
PSi + PSs	0.11 b	0.59 b	0.21 b	7.49 b	20.50 b	11.81 b
PSi + U	0.08 bc	0.59b	0.18 bc	5.26 bc	20.74 b	10.42 bc
PSi + DCD + U	0.04 c	0.45 bc	0.12 bcd	2.68 c	15.75 bc	7.31 bc
LSD _{0.05}	0.05	0.28	0.09	4.67	11.79	6.01

^aValues followed by the same letter within a column are not significantly different ($p < 0.05$). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide.

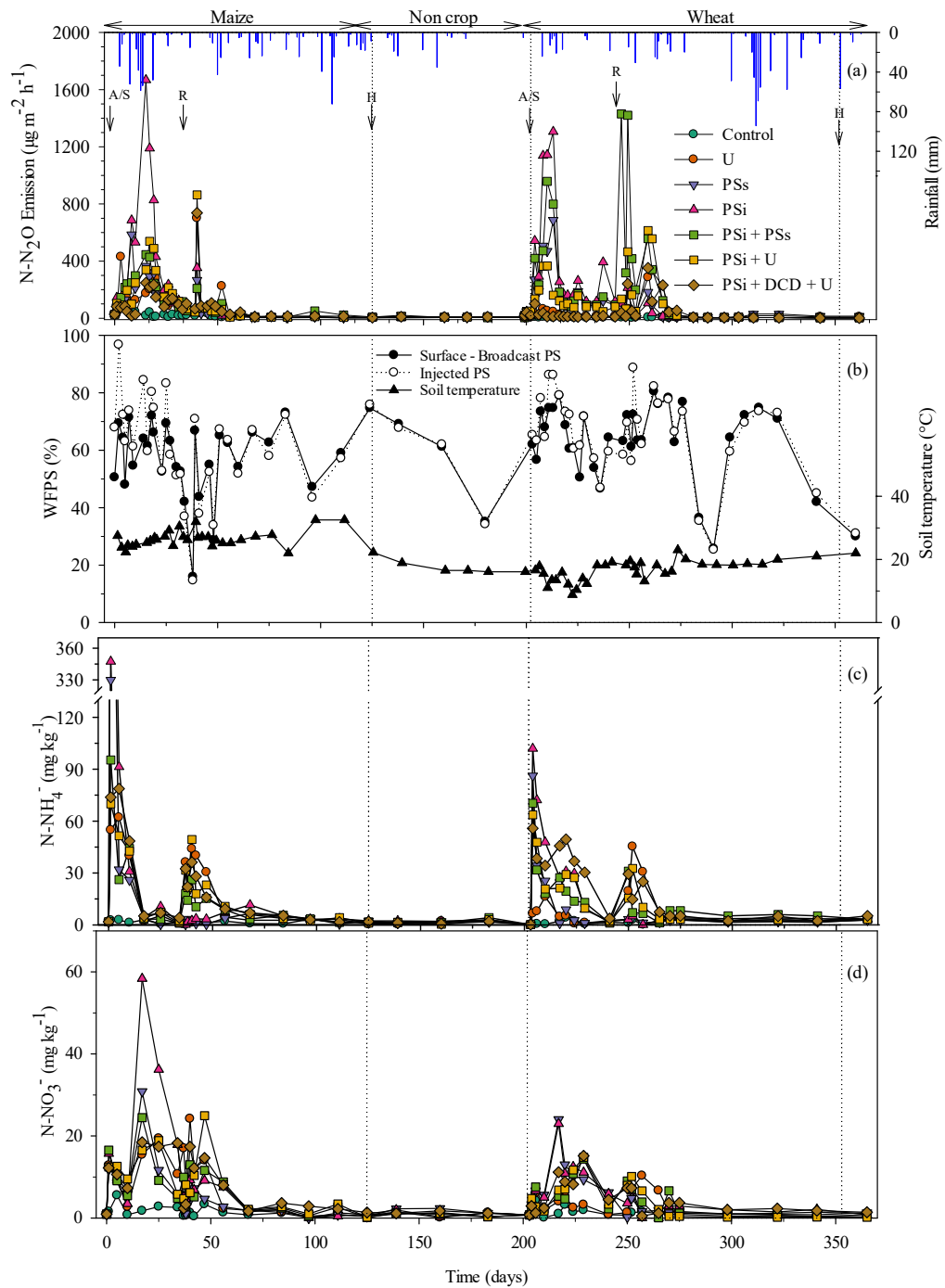


Figure 1 – Nitrous oxide emission and rainfall (a), soil temperature and water-filled pore space (WFPS) (b), contents of NH_4^+ (c) and NO_3^- (d) in the 0-10 cm soil layer after the application of treatments in maize and in wheat and during the non-cropped period for the year 1. Arrows indicate application of the treatments and sowing (A/S), PS and urea as surface-broadcast split application (R), and harvest (H). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide.

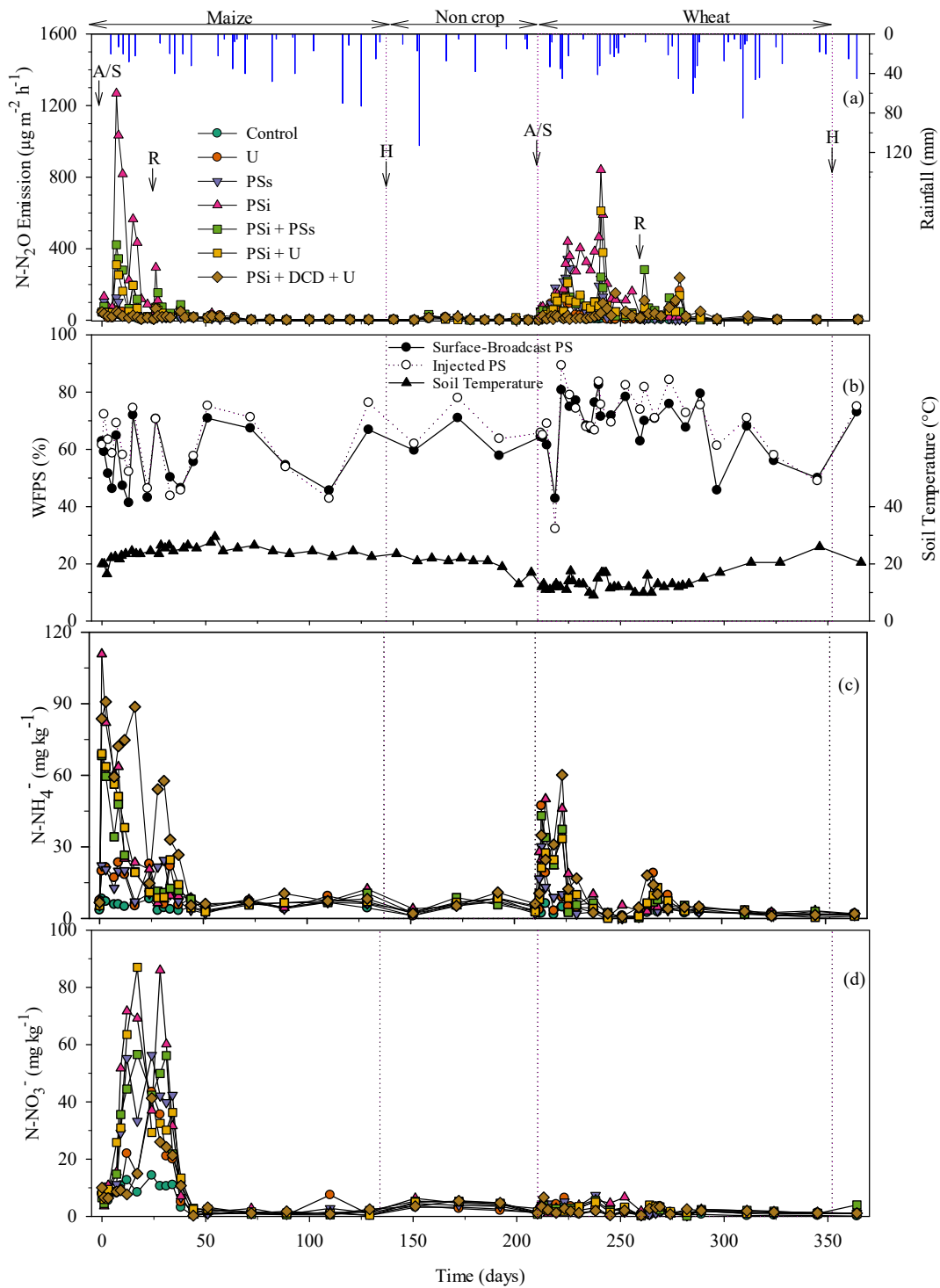


Figure 2 – Nitrous oxide emission and rainfall (a), soil temperature and water-filled pore space (WFPS) (b), contents of NH₄⁺ (c) and NO₃⁻ (d) in the 0-10 cm soil layer after the application of treatments in maize and in wheat and during the non-cropped period for the year 2. Arrows indicate application of the treatments and sowing (A/S), PS and urea as surface-broadcast split application (R), and harvest (H). (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide.

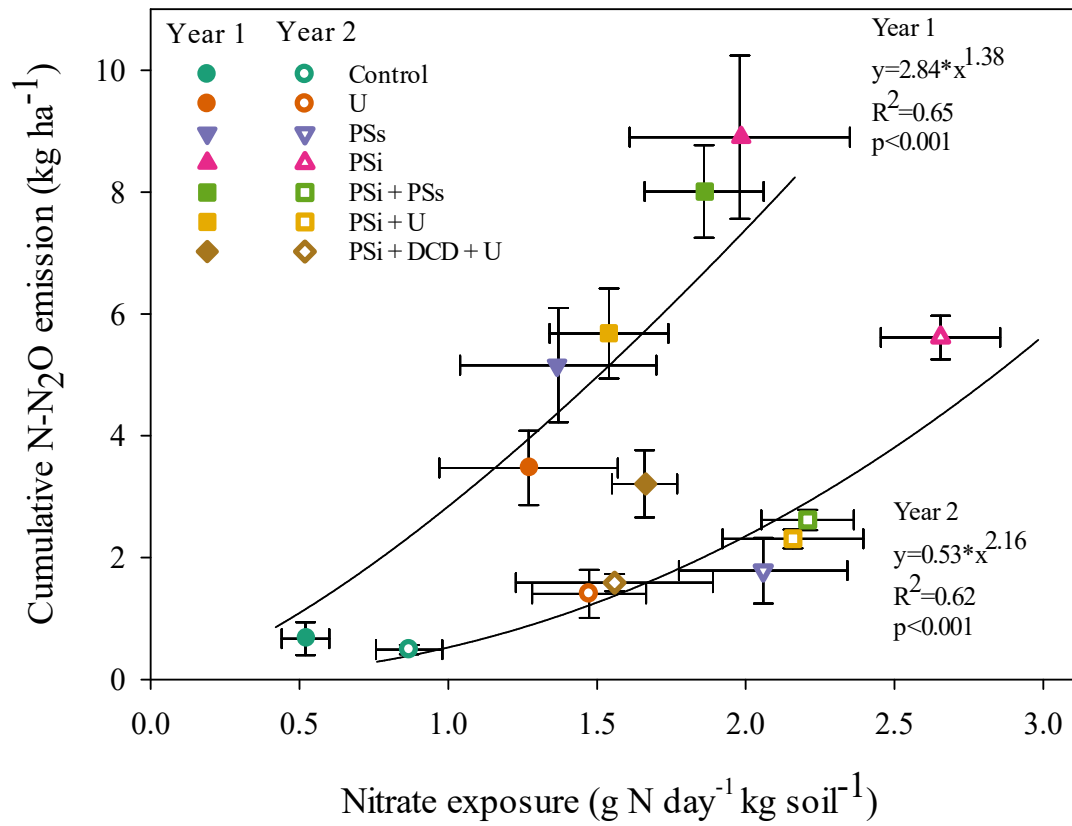


Figure 3 – Relationship between nitrate exposure and cumulative N₂O emissions for each year. (PS) pig slurry, (i) injected, (s) surface-broadcast, (U) urea, and (DCD) dicyandiamide.

3. ARTIGO II: ESTRATÉGIAS DE USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS PARA AUMENTAR A EFICIÊNCIA DO USO DO NITROGÊNIO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO

3.1 RESUMO

A injeção dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é eficiente em reduzir as perdas de N via volatilização de amônia, porém, potencializa a emissão de N₂O. O objetivo desse estudo foi avaliar estratégias de uso dos DLS em plantio direto para aumentar a eficiência de uso do N, com sistema de cultivo bianual (milho-trigo). O experimento foi conduzido em Argissolo Vermelho, sob clima subtropical por 3 anos. As variáveis analisadas foram produção de grãos e produção de matéria seca, com esses valores foi determinado o índice de eficiência agrônômica do uso do nitrogênio (EAN) e a recuperação aparente do nitrogênio (RAN). Foram testados os seguintes tratamentos: sem fertilizante (Controle), ureia aplicado na superfície do solo (U), DLS aplicado na superfície do solo (DLSs), DLS injetado (DLSi), parcelamento da dose de N combinando a injeção de 50% da dose de DLS na semeadura com (DLSi+DCD+U) ou sem (DLSi+U) DCD, com os restantes 50% do N aplicados em cobertura na superfície do solo via ureia ou DLS (DLSi+DLSs). No acumulado dos três anos avaliados, o DLSi+DLSs e o DLSi+U tiveram rendimento de grãos e EAN iguais ao DLSi, para o milho e o trigo. Comparando o DLSi ao DLSi+DCD+U houve aumento na produtividade de grãos de milho (+1,7 Mg ha⁻¹) e trigo (+0,9 Mg ha⁻¹), na EAN de milho (+7,7 kg grão kg⁻¹ N) e trigo (+4,2 kg grão kg⁻¹ N) e na recuperação aparente do N (RAN) do trigo (+21,9%). Não houve diferença entre o DLSi+DLSs e o DLSi+U em todas as variáveis avaliadas para ambas as culturas. Na comparação entre o DLSi+U e o DLSi+DCD+U, o uso da DCD aumentou a produtividade de grãos (+0,8 Mg ha⁻¹), o acúmulo de N total (+31,8 kg ha⁻¹) e a RAN (+10,4%) no trigo, no milho não houve diferença entre esses dois tratamentos.

Palavras Chave: Aplicação parcelada, injeção de dejetos no solo, dicianodiamida, plantio direto.

3.2 ABSTRACT

The injection of pig slurry (PS) is efficient in reducing N losses via ammonia volatilization, however, it potentiates N₂O emission. This study aimed to evaluate the use of PS in no-tillage to increase the efficiency of N use, with a biannual cultivation system (maize-wheat). The experiment was carried out in Typic Hapludalf, under a subtropical climate for 3 years. The variables analyzed were grain production and dry matter production, with these values determined as the agronomic efficiency index of nitrogen use (EAN) and the apparent nitrogen recovery (RAN). The following procedures were tested: without fertilizer (Control), urea applied to the soil surface (U), PS applied to the soil surface (PSs), PS injected (PSi), splitting the dose of N combining the injection of 50% of the dose of PS at seeding with (PSi + DCD + U) or without (PSi+U) DCD, with the remaining 50% of N science in soil surface coverage via urea or PS (PSi+PSs). In the three-year period obtained, PSi+PSs and PSi+U grain yield and EAN equal to PSi, for maize and wheat. Comparing PSi to PSi+DCD+U, there was an increase in maize grain yield (+1.7 Mg ha⁻¹) and wheat (+0.9 Mg ha⁻¹) in maize EAN (+7.7 kg grain kg⁻¹ N) and wheat (+4.2 kg grain kg⁻¹ N) and in the apparent N recovery (RAN) of wheat (+ 21.9%). There was no difference between PSi+PSs and PSi+U in all variables evaluated for both cultures. In the comparison between PSi+U and PSi+DCD+U, the use of DCD increased grain yield (+0.8 Mg ha⁻¹), the total N accumulation (+31.8 kg ha⁻¹) and RAN (+ 10.4%) in wheat, in maize there was no difference between these two treatments.

Keywords: Split application, slurry injection in soil, dicyandiamide, no-till.

3.3 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos, aliada a necessidade de reduzir o impacto ambiental gerado pela agricultura é um dos maiores desafios do século XXI. Atualmente, o aumento da produtividade está baseada na adição de maiores doses de fertilizantes, principalmente o nitrogênio (Ewel et al., 2019). Porém, aplicação de maiores doses de N resulta em menores índices de eficiência do uso do N pelas culturas (Noor, 2017), pois aproximadamente 50% do N contido nos fertilizantes, orgânicos ou minerais, é perdido para o meio ambiente (Lassaletta et al., 2014). A perda de nitrogênio dos sistemas agrícolas degrada o solo, a água e o ar por meio de lixiviação, eutrofização e emissão de gases de efeito estufa (Vitousek et al., 2009).

No Brasil, a produção intensiva de suínos resulta em um grande volume de dejetos, chamados de dejetos líquidos de suínos (DLS). Com intuito de realizar um gerenciamento sustentável dos DLS, os mesmos vem sendo utilizados como fertilizante agrícola, pois podem substituir o uso de fertilizantes minerais sem prejuízo na produtividade das culturas (Erdmann et al., 2020; Gonzatto et al., 2017). Contudo, a aplicação dos DLS na superfície do solo potencializa a perda de N por emissões gasosas, principalmente por volatilização de amônia, que variam entre 20% (Sanz-cobena et al., 2019) e 50% (Rochette et al., 2009) do N amoniacal total aplicado. As diferentes formas de perda do N reduzem a disponibilidade desse às culturas e conseqüentemente diminuem a produtividade das culturas, o que gera um impacto econômico negativo (Lu et al., 2021; Yang et al., 2017).

Estratégias que aumentem a eficiência do uso do N pelas culturas e reduzam o potencial poluidor do DLS vem sendo estudados em diferentes países, como Brasil (Aita et al., 2019; Erdmann et al., 2020; Gonzatto et al., 2017), Espanha (Martínez et al., 2017; Mateo-Marín et al., 2020; Moreno-Garcia et al., 2017), China (Du et al., 2019), Canadá (Ball Coelho et al., 2006; Pelster et al., 2021) e Alemanha (Federolf et al., 2017; Severin et al., 2015). Uma estratégia que se mostrou eficiente em reduzir a perda de N por volatilização de amônia em até 90% (Aita et al., 2019, 2014) e aumentou a produtividade das culturas entre 10-20% (Gonzatto et al., 2017; Erdmann et al., 2020) é a injeção do DLS no solo. Porém, esse método potencializa a formação do N_2O via desnitrificação, devido a adição de carbono orgânico solúvel, água e nitrogênio inorgânico no interior do sulco de injeção via DLS, que são aplicados em dose única antes da semeadura das culturas (Aita et al., 2014; Chantigny et al., 2010).

Uma estratégia para reduzir a emissão de N_2O quando os DLS são injetados no solo é o uso de inibidores de nitrificação, como por exemplo a dicianodiamida (DCD), que tem potencial de mitigação da perda de nitrogênio via N_2O entre 50 a 75% (Ershadi et al., 2020). No entanto,

ainda é inconclusivo o impacto do uso de inibidor de nitrificação na eficiência do uso do N pelas culturas, trabalhos demonstram pouca (Moir et al., 2012) ou nenhuma influência na produtividade (Aita et al., 2015). O parcelamento da dose de N é outra estratégia que demonstra potencial em aumentar a eficiência de uso do N pelas plantas e reduzir o impacto ambiental negativo causado pela adição de fertilizantes (Lu et al., 2021). Contudo, o parcelamento da dose de N é geralmente realizado com o uso de fertilizantes minerais, devido à dificuldade de aplicar resíduos orgânicos quando há plantas na área.

A combinação da adubação orgânica na semeadura das culturas com a adubação mineral em cobertura, pode ser uma opção para aumentar a eficiência do uso do N e, conseqüentemente, reduzir o impacto ambiental causado pela aplicação em dose única dos DLS injetados. Portanto, é importante avaliar o efeito da aplicação de 100% dos DLS na semeadura na superfície do solo ou injetado com três novas estratégias de uso dos DLS, combinando a injeção de 50% da dose de N via DLS na semeadura com ou sem a adição de DCD, com os restantes 50% do N aplicados em cobertura na superfície do solo, via DLS ou ureia sobre a eficiência de uso do N. As variáveis avaliadas no presente estudo foram produção de grãos, produção de matéria seca, acúmulo de N nos grãos e na matéria seca, recuperação aparente do nitrogênio e eficiência agrônômica do uso do N nas culturas de milho e trigo em plantio direto, no sul do Brasil.

3.4 MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1 Local e solo

O experimento foi conduzido entre dezembro de 2015 e outubro de 2019, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil (29° 71' 94" S; 53° 70' 44" O, 88 m de altitude). O clima é subtropical úmido (tipo Cfa2 na classificação de Köppen) e as temperaturas médias variam de 30,4 °C em janeiro (verão) a 9,3 °C em junho (inverno), a precipitação média anual é de 1.700 mm distribuídos uniformemente ao longo do ano. O solo foi classificado como Argissolo Vermelho (Santos et al., 2006) ou Typic Hapludalf (Soil Survey Staff, 2014). No início do experimento foram coletadas amostras de solo na camada 0 – 0,10 m para caracterização química e física do solo. O solo possuía 1,2 g kg⁻¹ de matéria orgânica; 600 g kg⁻¹ de areia; 120 g kg⁻¹ de argila; 21,8 mg dm⁻³ de fósforo (P) e 56,0 mg dm⁻³ de potássio (K), ambos extraídos por Mehlich-1; 2,5 cmol_c dm⁻³ de cálcio (Ca); 1,2 cmol_c dm⁻³ de magnésio (Mg); pH (H₂O) 5,8 e densidade aparente de 1,67 g cm⁻³.

Antes da instalação do experimento a área foi cultivada com cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) por quatro anos (2010 a 2014). Em 2014, realizou-se calagem com aplicação de 1,0 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico, com incorporação via aração e gradagem. No período de janeiro a maio de 2015 a área foi cultivada com soja (*Glycine max* L.) e no mês de junho de 2015 foi realizada a semeadura de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.). A produção de matéria seca da aveia na maturação fisiológica foi de 2,0 Mg ha⁻¹.

3.4.2 Tratamentos e delineamento experimental

Foram realizados três cultivos de milho (*Zea Mays* L.) – trigo (*Triticum aestivum* L.), no período de 2015 a 2019, sendo de 11/12/2015 a 28/11/2016 denominado ano 1, de 19/11/2017 a 06/11/2018 denominado ano 2 e de 20/11/2018 a 25/10/2019 denominado ano 3. Sete tratamentos foram testados: (I) Controle: (sem adição de fertilizantes); (II) U (N aplicado via ureia na superfície do solo, com 1/3 da dose de N na semeadura e 2/3 do N aplicado em cobertura); (III) DLSs [100% da dose de N aplicada via dejetos líquidos de suínos (DLS) na semeadura na superfície do solo (s)]; (IV) DLSi [100% da dose de N aplicada via DLS na semeadura injetado em subsuperfície no solo (i)]; (V) DLSi + DLSs [N aplicado via DLS, com 50% da dose injetada no solo na semeadura mais 50% aplicada em cobertura]; (VI) DLSi + U [50% da dose de N aplicada via DLS injetado no solo na semeadura mais 50% do N aplicado em cobertura via ureia]; (VII) DLSi + DCD + U (50% da dose de N aplicada via DLS com adição de DCD injetado no solo na semeadura mais 50% do N aplicado em cobertura via ureia). Os sete tratamentos foram arrançados em delineamentos de blocos ao acaso com quatro repetições e sempre reaplicados nas mesmas parcelas (3 x 10 m) durante o estudo.

Os dejetos líquidos de suínos foram oriundos de animais em fase de terminação, em sistema de confinamento total e foram armazenados em esterqueira anaeróbica. Antes da aplicação do DLS foi realizada análise quanto o teor de matéria seca, determinado após secagem em estufa a 65 °C até peso constante. O C total na matéria seca do DLS foi determinado por combustão a seco. O N total e o N amoniacal total (NH₃ + NH₄⁺) foram determinados em DLS fresco pelo método de Kjeldahl e por destilação na presença de MgO, respectivamente, e o pH foi determinado diretamente em DLS fresco. As principais características dos DLS estão demonstradas na Tabela 1.

As doses de dejetos líquidos de suínos e de fertilizante mineral foram calculadas com base nas recomendações do Manual de Adubação e Calagem da Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (CQFS). A adubação das culturas implantadas no ano 1 foi

calculada conforme a edição de 2004 (CQFS, 2004), prevendo a disponibilidade de 150 kg N ha⁻¹ para o milho e 110 kg N ha⁻¹ para o trigo. A adubação das culturas nos anos 2 e 3 foi calculada de acordo com a edição de 2016 (CQFS, 2016), prevendo 110 e 80 kg ha⁻¹ de N disponível para o milho e o trigo, respectivamente. O tratamento U também recebeu adição de P e K em superfície na semeadura das culturas, 160 kg de P₂O₅ e 110 kg K₂O, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. O inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) foi diluído no DLS e imediatamente aplicado no solo, na dose de 10 kg ha⁻¹.

3.4.3 Semeadura e colheita das culturas

O milho, Agroeste AS1551 PRO2, no ano 1, Agrocerec AG8780 PRO3, no ano 2 e Pioneer 30F53 VYHR, no ano 3 foi semeado em 11/12/2015, 19/11/2017 e 20/11/2018 na densidade de 60.000 plantas ha⁻¹. O trigo (Embrapa BRS Marcante) foi semeado em 01/07/2016, 18/06/2018 e 07/06/2019, na densidade de 300.000 plantas ha⁻¹. A semeadura das culturas foi realizada no dia seguinte às adubações. Para determinação da matéria seca (MS) foram coletadas aleatoriamente 5 plantas para o milho e 4 amostragens de 0,5 m lineares para o trigo, que foram secas a 65 °C até peso constante. Sub amostras de grãos e MS foram finamente moídos (< 100 mesh) para análise da concentração de nitrogênio, realizada por combustão seca (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milão, Itália). O acúmulo de N foi calculado multiplicando a produção de MS pela concentração de N.

Para determinação do rendimento de grãos do milho foi colhida, em 14/04/2016, 06/04/2018 e 01/05/2019, uma área de 16,8 m² em cada parcela, contendo em média 98 plantas. Já o trigo foi colhido em 28/11/2016, 06/11/2018 e 25/10/2019 uma área de 16 m² dentro de cada parcela, coletando as plantas de 12 linhas centrais com 8 m de comprimento. Para ambas as culturas foi realizada correção da umidade dos grãos para 13%. Após a colheita do trigo em 2016 a área permaneceu em pousio até a semeadura de aveia preta em 14/07/2017, sem aplicação de fertilizantes, com o objetivo de produzir MS para possibilitar a continuidade do experimento com a semeadura do milho em 19/11/2017. A aveia foi dessecada com o uso de herbicida em 14/11/2017 e produziu 3 Mg ha⁻¹ de matéria seca.

3.4.4 Índices de eficiência de nitrogênio

A eficiência do uso do nitrogênio foi expressa em dois índices: eficiência agrônômica do uso do N (EAN) (kg de grãos por kg de N aplicado) calculado de acordo com Yagüe and

Quílez (2010) (Eq. 1) e recuperação aparente do N (RAN) expressa em percentagem e calculada de acordo com (Jensen, 2013) (Eq. 2) assumindo a não ocorrência de efeito priming.

$$EAN \text{ (kg grão kg}^{-1} \text{ N)} = \frac{\text{Produção de grãos (tratamentos)} - \text{Produção de grãos (testemunha)}}{\text{Total N aplicado (tratamentos)}} \quad (1)$$

$$RAN \text{ (\%)} = \frac{N_{\text{absorvido}} \text{ (tratamento)} - N_{\text{absorvido}} \text{ (testemunha)}}{\text{Total N}_{\text{aplicado}} \text{ (tratamento)}} * 100 \quad (2)$$

3.4.5 Amostragem de solo e análises

O teor de N mineral do solo foi avaliado na camada 0 – 0,10 m durante todo o período de condução do experimento, com maior frequência de coletas no primeiro mês após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados. Cada amostra de solo foi composta de cinco subamostras coletadas aleatoriamente nos tratamentos onde foram realizadas adubações em superfície e cinco subamostras coletadas nas linhas de injeção do DLS nos tratamentos onde os DLS foram injetados no solo. O N inorgânico do solo (NH_4^+ e NO_3^-) foi extraído agitando 20 g de solo úmido em 80 mL de KCl 1 mol L⁻¹ por 30 minutos. Após 30 min de decantação o sobrenadante foi filtrado (papel filtro Whatman C42) e congelado para posterior análise. O NH_4^+ e o NO_3^- foram quantificados por destilação com adição de MgO e liga de devarda, respectivamente, e titulado com H_2SO_4 0.0025 M. Uma subamostra de solo foi levado a estufa à 105 °C por 24 horas para determinação da umidade do solo. A concentração de N mineral no solo foi expressa em mg de N por kg de solo seco.

3.4.6 Análise estatística

Os dados de produtividade de matéria seca (MS) e de grãos, acúmulo de N na MS, acúmulo de N nos grãos e total (MS + grão), recuperação aparente do N (RAN), eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e teor de NH_4^+ e NO_3^- foram submetidos ao teste de normalidade e homoscedasticidade das variâncias, quando apresentaram distribuição normal foi realizada a análise de variância usando o software Sisvar (versão 5.8 – Build 92). Quando houve diferença significativa na análise da variância foi realizado a comparação das médias dos tratamentos usando a menor diferença significativa de Fisher (LSD). Seis contrastes foram realizados para avaliar as diferenças entre os tratamentos: Com vs. Sem fertilização (todos os tratamentos com fertilizante vs. Controle); fertilizante mineral vs. DLS na superfície do solo;

DLS na superfície do solo vs. DLS injetado em subsuperfície; DLS injetado na subsuperfície vs. Parcelamento da dose de N, exclusivamente via DLS, ou DLS + ureia, com e sem DCD; parcelamento da dose de N exclusivamente via DLS vs. DLS + ureia com e sem DCD; Parcelamento da dose de N com DLS + ureia sem DCD vs. Parcelamento da dose de N com DLS + DCD + ureia. A significância estatística foi postulada em $p < 0,05$.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.5.1 Sem uso de fertilizante versus tratamentos fertilizados

O uso de fertilizantes orgânico e/ou mineral aumentou significativamente ($p < 0,05$) a produtividade de grãos e de matéria seca nos três anos avaliados (Tabelas 2 e 3) em comparação ao Controle. Na média dos tratamentos com uso de fertilizante, a produtividade de grãos aumentou aproximadamente 119, 112 e 328% no milho e 203, 161 e 182% no trigo em relação ao Controle, nos anos 1, 2 e 3, respectivamente. Esses resultados estão relacionados a baixa fertilidade natural do solo da área experimental, evidenciado pelo elevado potencial de resposta das culturas à adubação nitrogenada. A maior diferença de produtividade entre os tratamentos que receberam nitrogênio em relação ao Controle para cultura do milho foi no ano 3 (Tabela 2) resultado da baixa disponibilidade de N no solo, a qual vai reduzindo a cada cultura, comprovando a necessidade de adição de fertilizantes para manter a produtividade das áreas (Martínez et al., 2017).

Em acordo ao observado com a produtividade de grãos, o acúmulo de N nos grãos do milho e do trigo também aumentou significativamente com o uso de fertilizante, DLS e/ou U, em relação ao tratamento Controle, sem o uso de fertilizantes. No efeito cumulativo dos três anos avaliados, o aumento no acúmulo de N no grão nos tratamentos que receberam fertilizantes em comparação com a testemunha foi de 182% e 210% no milho e no trigo, respectivamente (Tabela 4).

3.5.2 Adubação na superfície do solo: Ureia versus DLS

No milho, os tratamentos que tiveram a aplicação de fertilizantes exclusivamente na superfície do solo, DLSs e U, não diferenciaram entre si quanto a produção de grãos nos três anos, sendo a produtividade média de 7,1, 9,0 e 5,3 Mg ha⁻¹ nos anos 1, 2 e 3 respectivamente. A produção de matéria seca (MS) do milho foi maior no U (+0,77 Mg ha⁻¹) do que no DLSs no

ano 1, não havendo diferença nos anos 2 e 3 (Tabela 2). Para o trigo, no ano 1 o DLSs teve maior produção de MS que o U (+1,34 Mg ha⁻¹). Em contrapartida, nos anos 2 e 3 o U teve um melhor desempenho que o DLSs, com maior produção de grãos no ano 2 (+0,62 Mg ha⁻¹) e maior produção de MS no três (+0,37 Mg ha⁻¹) (Tabela 3). No efeito cumulativo dos 3 anos, não houve diferença na produção de grãos, MS e acúmulo de N entre o DLSs e U no milho, para o trigo não houve diferença na produção de grãos e de MS, mas o acúmulo de N foi maior no U (+32,1 kg ha⁻¹) (Tabela 4).

Estudos que comparam produtividade de grãos em áreas adubadas com DLS ou ureia, ambos aplicados na superfície do solo, apresentam resultados contraditórios quanto a produtividade, onde a produção de milho após fertilização DLS foi em torno de 13% maior (Bacca et al., 2020), igual (Erdmann et al., 2020; Gonzatto et al., 2017; Schlegel et al., 2015) ou em torno de 25% menor (Marchezan et al., 2020) que a produção após a fertilização com ureia. Já para o trigo os dois fertilizantes não apresentaram diferenças quanto a produção de grãos (Gonzatto et al., 2017). Esses resultados se devem aos diferentes modos de aplicação dos fertilizantes, aplicados em dose única ou parcelados, características do DLS, tipo de solo e condições climáticas (Berenguer et al., 2008; Schlegel et al., 2015). No presente estudo a forma de aplicação da ureia e do DLS foram diferentes, visando realizar as práticas utilizadas pelos agricultores, com parcelamento da dose de N no U (1/3 na semeadura e 2/3 na cobertura) e a aplicação em dose única na superfície do solo na pré-semeadura no DLSs. O efeito cumulativo dos 3 anos mostra que o DLS consegue suprir a necessidade das culturas, não havendo diferença na produção de grãos e de MS em comparação a aplicação de ureia, comprovando o potencial do DLS em substituir os fertilizantes minerais no suprimento de N para as culturas (Mateo-Marín et al., 2020; Moreno-Garcia et al., 2017; Schlegel et al., 2015).

3.5.3 Modo de aplicação do DLS: Superfície versus injetado

Comparando o modo de aplicação do DLS no solo (injeção em subsuperfície x aplicação em superfície), observa-se que quando 100% da dose de DLS foi aplicada na semeadura do milho, a injeção do DLS (DLSi) resultou em produtividade de grãos igual a aplicação superficial (DLSs) nos anos um e três. No ano 2 foi verificado um incremento na produção de grãos de milho no DLSi de 19%, 8,8 Mg ha⁻¹ no DLSs em comparação a 10,5 Mg ha⁻¹ no DLSi (Tabela 2), resultados semelhantes aos encontrados por Erdmann et al., 2020), onde a injeção dos DLS aumentou a produtividade de grãos em aproximadamente 20%. O efeito positivo da injeção dos DLS no solo pode ser atribuído a redução das perdas de N via volatilização de

amônia (NH₃), que no DLS aplicado em superfície podem chegar a 50% de perdas do N amoniacal total (Rochette et al., 2009) ou em média 30% do N total aplicado. Quando injetado no solo essa perda por volatilização de NH₃ fica próxima a zero (Aita et al., 2014). A manutenção do N no solo pode ser confirmada pelos valores de N mineral, onde o DLSi teve concentrações de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) no solo superiores ao DLSs ($p < 0,05$) por aproximadamente 30 dias no milho (Tabela 5) e 40 dias no trigo (Tabela 6) após a aplicação do DLS. Para o trigo a produtividade de grãos não foi afetada pelo modo de aplicação do DLS nos três anos avaliados, esse resultado pode estar atribuído a menor volatilização de NH₃ em menores temperaturas (Siman et al., 2020; Søggaard et al., 2002), fazendo com que as perdas de N na aplicação em superfície não sejam suficientes para causar prejuízos a produtividade das culturas de inverno.

No efeito cumulativo dos três anos, a produtividade de grãos e de MS no DLSi foi superior ao DLSs em 2,5 e 1,9 Mg ha⁻¹ (12 e 9%) respectivamente no milho. No trigo não houve diferença na produção de grãos e de MS entre o DLSi e o DLSs (Tabela 4). Os resultados encontrados nesse estudo são semelhantes aos encontrados por Gonzatto et al., 2017, onde a injeção aumentou a produtividade de grãos e a MS em 12% no cumulativo de quatro anos no milho, em relação à aplicação superficial.

A diferença de resposta entre o milho e o trigo à injeção dos DLS pode estar ligada às perdas de N via volatilização de NH₃, que são maiores no verão do que no inverno (Milliron et al., 2019). Usualmente, os DLS são aplicados nas culturas em dose única, antes da semeadura e na superfície do solo. Nessa condição, as perdas de N podem ser elevadas, principalmente por volatilização de NH₃, que pode chegar a 50% do N amoniacal aplicado (Rochette et al., 2009). A injeção dos DLS no solo permite a redução de quase 100% da volatilização de NH₃ (Aita et al., 2014; Rochette et al., 2009). Portanto, os resultados aqui apresentados demonstram que a injeção do DLS no solo é eficiente em aumentar a produtividade da cultura do milho, melhorando o aproveitamento do nitrogênio pelas plantas e auxiliando na sustentabilidade da produção agrícola em sistema plantio direto.

3.5.4 Estratégias de uso do DLS: dose única versus parcelamento, combinação do DLS com U e uso de inibidores de nitrificação

As três estratégias testadas, DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U, de modo geral não diferiram entre si na produção de grãos, MS, acúmulo de N nos grãos e acúmulo de N na MS. A média de produção de grãos de milho das estratégias testadas foi de 7,1, 10,3 e 7,0 Mg

ha⁻¹ nos anos 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 2). Para o trigo a produtividade de grãos média das três estratégias nos três anos foi de 2,4 Mg ha⁻¹ (Tabela 3).

No milho, com exceção do ano 1, as três estratégias avaliadas (DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U) resultaram em produtividade média de grãos significativamente ($p < 0,05$) maiores do que o modo tradicional de uso dos DLS (DLSs). Na média dessas estratégias a produção de grãos foi 1,5 Mg ha⁻¹ (15%) e 1,7 Mg ha⁻¹ (25%) a mais que do DLSs, nos anos 2 e 3, respectivamente. Esse aumento na produtividade de grãos nas estratégias demonstra que o parcelamento da dose de N, exclusivamente via DLS ou parcelar a dose combinando DLS e U, com e sem DCD são eficientes em aumentar o aproveitamento do N pelas culturas e consequentemente reduzir as perdas de N ao ambiente.

As estratégias DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U tiveram produtividade de grãos de milho igual ($p < 0,05$) a injeção do DLS em dose única na semeadura das culturas (DLSi) nos anos 1 e 2, em média 7,0 e 10,3 Mg ha⁻¹, respectivamente. No ano 3, as estratégias produziram em média 1,1 Mg ha⁻¹ a mais que o DLSi (Tabela 2). No trigo a produtividade de grãos não diferiu entre as estratégias e o DLSi, com exceção do ano 1, onde a adição de DCD ao DLS na combinação orgânica com mineral (DLSi + DCD + U) aumentou a produtividade de grãos em 21% (0,43 Mg ha⁻¹) na comparação ao DLSi. A manutenção na produtividade de grãos é um ótimo resultado, pois, ao observar os dados de emissão de N₂O obtidos por Queiroz et al., 2021 (Artigo I, presente na Tese), percebemos que as estratégias foram eficientes em reduzir a emissão de N₂O em comparação do DLSi, resultando em uma menor poluição ambiental. O fato de o efeito na redução da emissão de N₂O nem sempre refletir em ganhos de produtividade já foi relatado por outros autores e se explica pelas perdas de N via N₂O, que geralmente não atinge níveis críticos ao ponto de limitar a disponibilidade de N para as plantas (Ruser and Schulz, 2015).

O efeito cumulativo dos 3 anos das três estratégias (DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U) no aumento da produtividade de grãos e no acúmulo de N total (matéria seca + grãos) no milho, em relação ao tratamento DLSs, foi em média de 3,6 Mg ha⁻¹ (17%) e 51,8 kg ha⁻¹ (22%), respectivamente. No trigo, as três estratégias não diferiram do DLSs quanto a produção de grãos e aumentaram o acúmulo de N total em 20%. Não houve diferença na produção de grãos e MS entre o DLSi + DLSs, o DLSi + U e o DLSi no milho e no trigo. A estratégia que recebeu DCD foi a única que diferiu estatisticamente do DLSi na produtividade de grãos, com aumento de 1,8 Mg ha⁻¹ (7%) no milho e 0,9 Mg ha⁻¹ (12%) no trigo (Tabela 4).

Comparando as três estratégias entre si no efeito cumulativo dos três anos, observa-se que elas não diferiram na produtividade e acúmulo de N no milho (Tabela 4). Já no trigo, os

melhores resultados foram obtidos quando 50% da dose de DLS foi injetada ao solo juntamente com a DCD, e os 50% restantes do N aplicados em cobertura com ureia (DLSi + DCD + U). O uso da DCD aumentou 0,8 Mg ha⁻¹ (11%) a produção de grãos e 31,8 kg ha⁻¹ (14%) o acúmulo de N total de trigo quando comparada ao tratamento equivalente sem o uso da DCD (DLSi + U) (Tabela 4). Ao adicionar o inibidor de nitrificação ao DLS, o N é mantido na forma de amônio (NH₄⁺) por um maior período, aproximadamente 40 dias, o que facilita a absorção do N pelas plantas, que por razões energéticas, preferem absorver NH₄⁺ quando as temperaturas do solo estão baixas (Subbarao et al., 2006).

3.5.5 Índices de eficiência de uso do N

De modo geral, em ambas as culturas analisadas, a RAN e a EAN foram maiores no U do que no DLSs, as exceções são a RAN nos anos 2 e 3 no milho (Tabela 2), e a EAN no ano 1 do trigo (Tabela 3) que foram iguais entre esses dois tratamentos. No efeito cumulativo dos 3 anos a RAN e a EAN do U foram maiores que os do DLSs no milho e no trigo, com acréscimo de 18,8 e 20,9% e 9,4 e 6,0 kg de grãos por kg⁻¹ de N, respectivamente (Tabela 4). A melhor resposta do fertilizante mineral nos índices de eficiência se deve aos leves acréscimos na produção de grãos e acúmulo de N no U, mesmo não apresentando diferença estatística do DLSs. Além disso, os índices de eficiência são calculados com base no N total aplicado, que é maior nos tratamentos que recebem DLS do que nos que recebem fertilizante mineral (Tabela 1), pois no Brasil é considerado que 80% do N aplicado via DLS será disponibilizado para a cultura.

Ao analisar cada ano separadamente, foi verificada diferença entre o DLSi e o DLSs no milho no ano 2, onde DLSi produziu 12,5 kg de grãos por kg de N a mais que o DLSs e teve uma RAN de 73,4% comparado a 50,7% no DLSs (Tabela 2). No trigo, os tratamentos DLSs e DLSi não tiveram diferença na EAN e na RAN (Tabela 3). No efeito cumulativo dos três anos no milho, a EAN do milho aumentou em 5,4 kg de grãos kg⁻¹ N no DLSi em comparação ao DLSs (Tabela 4). O efeito positivo da injeção dos DLS na EAN também foi verificada em outros trabalhos, com incremento de 4 kg de grãos kg⁻¹ N para Ball Coelho et al., 2006 e de 9 kg de grãos kg⁻¹ N para Gonzatto et al., 2017. A injeção do DLS no solo pode controlar a perda de N via volatilização de NH₃ (Dell et al., 2012; Aita et al., 2014), aumentando a produtividade de grãos e conseqüentemente, os índices de eficiência.

No efeito cumulativo dos três anos no milho, as três estratégias avaliadas não diferiram (P<0,05) quanto a RAN, com recuperação média de 56,2% do N aplicado. A RAN média das

três estratégias foi igual a encontrada com o uso de fertilizante mineral (U) (57,5%) e com o uso do DLS injetado (DLSi) (47,9%), e recuperou 16,9% a mais nitrogênio do que o modo de uso do DLS normalmente utilizado (DLSs). A EAN foi maior nos tratamentos que tiveram o parcelamento da dose de N, com adição de N via ureia na adubação de cobertura, com média de 35,5 kg de grãos por kg de N aplicado. O uso da DCD teve a maior EAN, 37,7 kg grãos kg⁻¹ N, sendo 7.7 kg grãos kg⁻¹ N a mais que o DLSi (Tabela 4).

No trigo, no efeito cumulativo dos três anos, a RAN das três estratégias (DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U) foi superior a do DLSs e do DLSi. As estratégias DLSi + DLSs e DLSi + U tiveram RAN igual entre si, com média de 39,5% do N aplicado sendo recuperado, valor esse superior a RAN do DLSs e DLSi, que foi em média 29,3%. O tratamento que recebeu DLS com adição de DCD na semeadura e ureia em cobertura (DLSi + DCD + U) apresentou a maior recuperação aparente do N dentre as estratégias testadas, 51,1%, e foi igual ao U. O uso da DCD aumentou a RAN em 10,4% quando comparado ao tratamento equivalente sem o uso da DCD (DLSi + U) e em média 22% quando comparado ao uso de DLS em uma única aplicação na semeadura em superfície ou injetado no solo. O U e o DLSi + DCD + U tiveram EAN iguais, em média 17,6 kg de grãos por kg de N aplicado, e teve 4,8 kg de grãos por kg de N aplicado a mais que quando utilizado apenas DLS como fonte de nutrientes, independente da forma de uso do DLS (DLSi, DLSs e DLSi + DLSs) (Tabela 4).

Os maiores índices de eficiência nesse estudo foram encontrados no tratamento com uso exclusivo de fertilizante mineral ou nos tratamentos com a combinação orgânica e mineral, com destaque para o que utilizou DCD associada ao DLS no trigo. Ao ser aplicada no solo a DCD está sujeita a degradação, porém em menores temperaturas essa degradação ocorre de forma mais lenta (Di and Cameron, 2004), por isso, são mais evidentes os efeitos da DCD na produtividade das culturas de inverno. Outros estudos também tem reportado resultados similares, com incrementos na eficiência de uso do N na cultura do trigo quando é adicionado inibidor de nitrificação ao fertilizante (Peng et al., 2017; Tao et al., 2020).

O efeito positivo do DLSi + DCD + U em ambas as culturas analisadas se deve por uma soma de fatores, a redução da volatilização de NH₃ pela injeção dos DLS no solo (Aita et al., 2014), a redução da desnitrificação pela adição do inibidor de nitrificação (Ershadi et al., 2020) e a adição de N em maior sincronia com a demanda das plantas, pelo parcelamento da dose de N (Folina et al., 2021). A associação destes fatores reflete em maior aproveitamento do N pelas culturas, aumentando a produtividade, e os índices de eficiência do uso do N. A maior eficiência no uso do nitrogênio significa que as perdas desse nutriente para o ambiente foram menores,

reduzindo o impacto ambiental negativo, além do ganho econômico devido a maior produtividade das culturas.

3.5.6 N mineral no solo

As concentrações do N mineral na camada superficial do solo (0-0,10 m) de cada um dos tratamentos avaliados durante os anos 1 e 2 está demonstrada na Tabela 5 para o milho e na Tabela 6 para o trigo. Durante o período analisado no tratamento controle, sem adição de fertilizantes, os teores de NH_4^+ e NO_3^- permaneceram estáveis e predominantemente baixos, característico de solos que não receberam adubações nitrogenadas (Maresma et al., 2019; Westerschulte et al., 2017)

Todos os tratamentos que receberam fertilizantes tiveram alta imediata nas concentrações de NH_4^+ que, de modo geral, manteve os valores elevados pôr em média 10 dias, posteriormente os valores de NH_4^+ reduziram. No milho, foi possível verificar o aumento nos teores de NO_3^- após 10 dias da aplicação dos tratamentos, que se mantiveram assim até aproximadamente 30 dias. No trigo não foi verificado o aumento nos teores de NO_3^- . Após a adubação de cobertura, foi verificada elevação nos teores de NH_4^+ em ambas as culturas no ano 1, que perdurou por aproximadamente 15 dias após aplicação, porém essa tendência não foi verificada no ano 2 (Tabela 5 e 6). A redução nos teores de NH_4^+ e NO_3^- ocorre mais rapidamente após a adubação de cobertura pois este é o período de maior demanda de N pelas plantas (Sharma and Bali, 2017).

A injeção de 100% da dose de N via DLS (DLSi) refletiu em maiores valores imediatos de NH_4^+ no solo nos três anos, quando comparado a aplicação de 100% da dose de N via DLS aplicado na superfície do solo (DLSs) (Tabela 5 e 6). Além disso, no ano 2, mesmo quando 50% da dose de N foi injetada no solo via DLS (DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U), os valores de NH_4^+ foram iguais ao DLSi e superiores ao DLSs. A injeção aumenta as chances de a NH_3 reagir com as zonas ácidas do solo, se transformando em NH_4^+ (Erdmann et al., 2020), portanto, é esperado o aumento na concentração de NH_4^+ quando os dejetos são injetados no solo.

No milho, o uso do inibidor de nitrificação DCD manteve os valores de NH_4^+ após a adubação de semeadura elevados até os 10 dias no ano 1 e até os 44 dias no ano 2 (Tabela 5). No trigo, o efeito da DCD nos teores de NH_4^+ no solo são verificados até aproximadamente 40 dias em ambos os anos (Tabela 6). O uso da DCD gerou aumento significativo na produção de grãos, acúmulo de N e RAN do trigo, quando observado o efeito cumulativo dos três anos

avaliados (Tabela 4). A DCD foi adicionada ao DLS para retardar o processo de nitrificação, isso permite que o N na forma de NH_4^+ não seja perdido por lixiviação ou por desnitrificação (Folina et al., 2021; Subbarao et al., 2006), pois, por se ligar mais fortemente aos coloides do solo que o NO_3^- , o NH_4^+ é mais estável no solo. Dessa forma, o N mineral fica estável por aproximadamente 40 dias, período de ação da DCD nas condições climáticas locais, melhorando a sincronia da disponibilidade de N com a necessidade das plantas (Di and Cameron, 2004).

3.6 CONCLUSÕES

Para o milho a injeção de 100% da dose de DLS na semeadura aumentou a produtividade, o acúmulo de N total e a eficiência agronômica do uso do N em relação à aplicação da mesma dose de DLS na superfície do solo, porém esse aumento não foi verificado no trigo. Em ambas as culturas, não houve diferença na produção de grãos entre a injeção de 100% da dose de N e a estratégia de parcelar a dose recomendada de N, injetando 50% na semeadura via DLS sem o uso de DCD e aplicando os outros 50% em cobertura, com DLS ou ureia. A adição da DCD à dose de 50% de DLS injetados na semeadura (DLSi + DCD + U) aumentou a produtividade de grãos e a eficiência agronômica do uso do N em relação ao DLSi, em ambas as culturas.

3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aita, C., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Miola, E.C.C., Rochette, P., Pujol, S.B., Santos, D.B., Giacomini, D.A., Giacomini, S.J., 2019. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. *J. Environ. Qual.* 48, 1414–1426. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0137>
- Aita, C., Gonzatto, R., Miola, E.C.C., B, D., Santos, dos, Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pujol, S.B., Giacomini, D.A., Giacomini, S.J., 2014. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *J. Environ. Qual.* 43, 789. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0301>
- Aita, C., Schirrmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *Eur. J. Soil Sci.* 66, 359–368.

- <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Bacca, A., Ceretta, C.A., Kulmann, M.S. de S., Souza, R.O.S., Ferreira, P.A.A., Rodrigues, L.A.T., Marchezan, C., Garlet, L.P., Brunetto, G., 2020. Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 44, 1–15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190013>
- Ball Coelho, B.R., Roy, R.C., Bruin, A.J., 2006. Nitrogen Recovery and Partitioning with Different Rates and Methods of Sidedressed Manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 464–473. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0122>
- Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J., 2008. Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. *Eur. J. Agron.* 28, 635–645. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.01.010>
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Agriculture, N.E., Canada, A., 2010. Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. *J. Environ. Qual.* 39, 1545–1553. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0482>
- 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.
- CQFS, 2004. 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.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2004. Effects of temperature and application rate of a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), on nitrification rate and microbial biomass in a grazed pasture soil. *Aust. J. Soil Res.* 42, 927–932. <https://doi.org/10.1071/SR04050>
- Du, H., Gao, W., Li, J., Shen, S., Wang, F., Fu, L., Zhang, K., 2019. Effects of digested biogas slurry application mixed with irrigation water on nitrate leaching during wheat-maize rotation in the North China Plain. *Agric. Water Manag.* 213, 882–893. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.12.012>
- Erdmann, L.F., Cassol, P.C., Sacomori, W., Dall’Orsolleta, D.J., Montovani, A., 2020. Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 1–13. <https://doi.org/2020;44:e0190103>
- Ershadi, S.Z., Dias, G., Heidari, M.D., Pelletier, N., 2020. Improving nitrogen use efficiency

- in crop-livestock systems : A review of mitigation technologies and management strategies , and their potential applicability for egg supply chains. *J. Clean. Prod.* 265, 121671. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121671>
- Ewel, J.J., Schreeg, L.A., Sinclair, T.R., 2019. Resources for Crop Production : Accessing the Unavailable. *Trends Plant Sci.* 24, 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.10.008>
- Federolf, C., Ols, H., Matthias, W., Broll, G., Trautz, D., 2017. Nitrogen dynamics following slurry injection in maize : crop development. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 107, 19–31. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9813-y>
- Folina, A., Tataridas, A., Mavroeidis, A., Kousta, A., Katsenios, N., Efthimiadou, A., Travlos, I.S., Roussis, I., Darawsheh, M.K., Papastylianou, P., Kakabouki, I., 2021. Evaluation of Various Nitrogen Indices in N-Fertilizers with Inhibitors in Field Crops : A Review. *Agronomy*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agronomy11030418>
- Gonzatto, R., Aita, C., Bélanger, G., Chantigny, M.H., Miola, E.C.C., Pujol, S.B., Dessbesel, A., Giacomini, S.J., 2017. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. *Agron. J.* 109, 1687–1696. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.09.0547>
- Jensen, L.S., 2013. Cap 15 - Animal Manure Fertiliser Value, Crop Utilisation and Soil Quality Impacts, in: *Animal Manure Recycling*. p. 357.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: The relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Lu, J., Hu, T., Zhang, B., Wang, L., Yang, S., Fan, J., Yan, S., Zhang, F., 2021. Nitrogen fertilizer management effects on soil nitrate leaching, grain yield and economic benefit of summer maize in Northwest China. *Agric. Water Manag.* 247, 106739. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106739>
- Marchezan, C., Ferreira, P.A.A., Silva, L.S., Bacca, A., Krug, A. V., Nicoloso, F.T., Tarouco, C.P., Tiecher, T.L., Brunetto, G., Ceretta, C.A., 2020. Nitrogen Availability and Physiological Response of Corn After 12 Years with Organic and Mineral Fertilization. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 20, 979–989. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00185-2>
- Maresma, Á., Martínez-Casasnovas, J.A., Santiveri, F., Lloveras, J., 2019. Nitrogen management in double-annual cropping system (barley-maize) under irrigated Mediterranean environments. *Eur. J. Agron.* 103, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.12.002>
- Martínez, E., Maresma, A., Biau, A., Berenguer, P., Cela, S., Santiveri, F., Michelena, A.,

- Lloveras, J., 2017. Field Crops Research Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment. *F. Crop. Res.* 214, 341–349. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.09.025>
- Mateo-Marín, N., Isla, R., Guillén, M., Quílez, D., 2020. Agronomic and Environmental Implications of Substituting Pig Slurry for Synthetic Nitrogen in Mediterranean Wheat Systems. *Agronomy* 10. <https://doi.org/10.3390/agronomy10101498>
- Milliron, R.A., Karsten, H.D., Beegle, D.B., 2019. Influence of dairy slurry manure application method, fall application- timing, and winter rye management on nitrogen conservation. *Agron. J.* 111, 995–1009. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.12.0743>
- Moir, J.L., Malcolm, B.J., Cameron, K.C., Di, H.J., 2012. The effect of dicyandiamide on pasture nitrate concentration, yield and N offtake under high N loading in winter and spring. *Grass Forage Sci.* 67, 391–402. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00857.x>
- Moreno-Garcia, B., Guillén, M., Quílez, D., 2017. Field Crops Research Response of paddy rice to fertilisation with pig slurry in northeast Spain : Strategies to optimise nitrogen use efficiency. *F. Crop. Res.* 208, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.023>
- Noor, M.A., 2017. Nitrogen management and regulation for optimum NUE in maize – A mini review. *Cogent Food Agric.* 3, 1348214. <https://doi.org/10.1080/23311932.2017.1348214>
- Nyord, T., Hansen, M.N., Birkmose, T.S., 2012. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid – liquid separated, anaerobically digested , and soil injected animal slurry to winter wheat. *Agric. Ecosyst. Environ.* 160, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.002>
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Royer, I., Angers, D.A., Vanasse, A., 2021. Reduced tillage increased growing season N₂O emissions from a fine but not a coarse textured soil under the cool, humid climate of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 206, 104833. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104833>
- Peng, Z., Darnault, C.J.G., Tian, F., Baveye, P.C., Hu, H., 2017. Influence of anionic surfactant on saturated hydraulic conductivity of loamy sand and sandy loam soils. *Water (Switzerland)* 9. <https://doi.org/10.3390/w9060433>
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Gasser, M.O., Bertrand, N., 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 84, 71–80. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>
- Ruser, R., Schulz, R., 2015. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils-a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178, 171–188.

<https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>

- Sanz-cobena, A., Misselbrook, T.H., Hernáiz, P., Vallejo, A., 2019. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH₃ mitigation in a Mediterranean soil. *Atmos. Environ.* 216, 116913. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116913>
- Schlegel, A.J., Assefa, Y., Bond, H.D., Wetter, S.M., Stone, L.R., 2015. Corn response to long-term applications of cattle manure, swine effluent, and inorganic nitrogen fertilizer. *Agron. J.* 107, 1701–1710. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0632>
- Severin, M., Fuß, R., Well, R., Garlipp, F., Van den Weghe, H., 2015. Soil, slurry and application effects on greenhouse gas emissions. *Plant, Soil Environ.* 61, 344–351. <https://doi.org/10.17221/21/2015-PSE>
- Sharma, L.K., Bali, S.K., 2017. A review of methods to improve nitrogen use efficiency in agriculture. *Sustain.* 10, 1–23. <https://doi.org/10.3390/su10010051>
- Siman, F.C., Andrade, F.V., Passos, R.R., 2020. Nitrogen Fertilizers and NH₃ Volatilization: Effect of Temperature and Soil Moisture. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 51, 1283–1292. <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1763384>
- Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model. *Atmos. Environ.* 36, 3309–3319. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00300-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00300-X)
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to soil taxonomy, Usda. <https://doi.org/10.1063/1.1698257>
- Subbarao, G., Ito, O., Sahrawat, K., Berry, W., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I., 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems - Challenges and opportunities. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* 25, 303–335. <https://doi.org/10.1080/07352680600794232>
- Tao, R., Li, J., Hu, B., Shah, J.A., Chu, G., 2020. A 2-year study of the impact of reduced nitrogen application combined with double inhibitors on soil nitrogen transformation and wheat productivity under drip irrigation. *J. Sci. Food Agric.* <https://doi.org/10.1002/jsfa.10791>
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, L.E., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sanchez, P.A., Townsend, A.R., Zhang, F.S., 2009. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science* (80-.). 324, 1519–1520. <https://doi.org/10.1126/science.1170261>
- Westerschulte, M., Federolf, C.P., Trautz, D., Broll, G., Olf, H.W., 2017. Nitrogen dynamics following slurry injection in maize: soil mineral nitrogen. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*

107. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9799-5>

Yagüe, M.R., Quílez, D., 2010. Response of Maize Yield, Nitrate Leaching, and Soil Nitrogen to Pig Slurry Combined with Mineral Nitrogen. *J. Environ. Qual.* 39, 686–696. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0099>

Yang, X., Lu, Y., Ding, Y., Yin, X., Raza, S., Tong, Y., 2017. Optimising nitrogen fertilisation: A key to improving nitrogen-use efficiency and minimising nitrate leaching losses in an intensive wheat/maize rotation (2008–2014). *F. Crop. Res.* 206, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.02.016>

Tabela 1 - Características e doses de aplicação de dejetto líquido de suíno (DLS), e quantidades de C total, N amoniacal total (NAT), N total e matéria seca (MS) aplicados no milho e no trigo nos três anos avaliados.

Ano	Momento da aplicação de DLS e ureia ^a	pH	Dose de DLS	MS	C total	N total	NAT	C total	N total	NAT	Ureia ^b	Ureia ^c	
			m ³ ha ⁻¹										g kg ⁻¹
Ano 1	<i>Milho</i>												
	Aplicação única	6,6	46	40,3	15,9	4,1	2,7	731	189	124	0	0	
	Aplicação parcelada												
	Pré-semeadura	6,6	23	40,3	15,9	4,1	2,7	366	94	62	50	0	
	V6	6,8	23	38,1	15,9	4,0	2,6	366	92	60	100	75	
	<i>Trigo</i>												
	Aplicação única	7,5	60	10,5	2,5	2,2	1,9	150	132	114	0	0	
	Aplicação parcelada												
Pré-semeadura	7,5	30	10,5	2,5	2,2	1,9	75	66	57	36	0		
Perfilhamento	7,4	30	13,2	3,6	2,0	1,6	108	60	48	74	55		
Ano 2	<i>Milho</i>												
	Aplicação única	8,1	61	27,3	3,8	2,3	1,4	232	140	86	0	0	
	Aplicação parcelada												
	Pré-semeadura	8,1	30	27,3	3,8	2,3	1,4	114	69	42	36	0	
	V6	8,2	38	20,1	3,2	1,8	1,3	122	68	49	74	50	
	<i>Trigo</i>												
	Aplicação única	7,7	30	38,5	4,0	3,5	2,3	120	105	69	0	0	
	Aplicação parcelada												
Pré-semeadura	7,7	15	38,5	4,0	3,5	2,3	60	53	35	26	0		
Perfilhamento	8	15	36,4	11,5	3,4	2,2	173	51	33	54	40		
Ano 3	<i>Milho</i>												
	Aplicação única	6,1	33	37,3	3,6	4,2	2,8	119	139	92	0	0	
	Aplicação parcelada												
	Pré-semeadura	6,1	17	37,3	3,6	4,2	2,8	61	71	48	36	0	
	V6	7,2	24	33,4	3,4	2,9	1,5	82	70	36	74	50	
	<i>Trigo</i>												
	Aplicação única	9,3	30	30,4	2,9	3,3	2,0	87	99	60	0	0	
	Aplicação parcelada												
Pré-semeadura	9,3	15	30,4	2,9	3,3	2,0	44	50	30	26	0		
Perfilhamento	9,1	15	30,5	2,8	3,2	2,1	42	48	32	54	40		

^aAplicação única foi feita antes da semeadura das culturas do milho e do trigo. ^bValores aplicados no tratamento U. ^cValores aplicados no tratamento DLSi + U e no DLSi + DCD + U.

Tabela 2 - Produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no milho sob plantio direto.

Tratamentos	Produtividade			Acúmulo de N			EAN ^b	RAN
	MS	Grãos	Total	MS	Grãos	Total		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----kg ha ⁻¹ -----			kg grão kg ⁻¹ N	%
----- <i>Milho Ano 1</i> -----								
Controle	3,40 c ^a	3,25 c	6,65 c	13,72 c	33,88 c	47,60 c	-	-
U	7,56 a	7,45 ab	15,01 a	38,41 a	106,06 a	144,47 a	27,98 a	64,58 a
DLSs ^c	6,79 b	6,81 ab	13,60 b	31,76 ab	78,20 b	109,96 b	18,84 c	32,99 c
DLSi	7,27 ab	6,95 ab	14,22 ab	26,75 b	80,24 b	106,99 b	19,55 bc	31,42 c
DLSi + DLSs	6,62 b	7,28 ab	13,90 ab	32,31 ab	91,57 ab	123,88 ab	21,28 abc	40,36 bc
DLSi + U	6,87 ab	6,53 b	13,40 b	29,80 ab	76,57 b	106,37 b	19,27 bc	34,57 c
DLSi + DCD + U	7,55 a	7,62 a	15,17 a	37,09 a	105,08 a	144,47 a	25,70 ab	55,63 ab
LSD 0,05	0,72	1,00	1,32	10,27	22,81	29,34	6,72	19,46
----- <i>Milho Ano 2</i> -----								
Controle	4,94 b	4,68 d	9,62 d	16,03 c	47,61 c	63,64 c	-	-
U	8,82 a	9,24 bc	18,06 bc	31,05 b	105,26 b	136,31 b	41,50 a	66,06 ab
DLSs	8,63 a	8,78 c	17,41 c	31,29 b	103,33 b	134,62 b	29,31 b	50,71 b
DLSi	9,32 a	10,53 a	19,87 a	35,94 ab	130,49 a	166,43 a	41,85 a	73,42 a
DLSi + DLSs	8,93 a	10,28 a	19,21 ab	35,05 ab	127,78 a	162,83 a	40,00 a	70,85 ab
DLSi + U	8,96 a	10,09 ab	19,05 abc	38,55 a	127,69 a	166,24 a	43,35 a	82,08 a
DLSi + DCD + U	8,87 a	10,49 a	19,36 ab	33,87 ab	124,82 ab	158,69 ab	46,49 a	76,04 a
LSD 0,05	1,00	0,92	1,73	5,47	22,03	26,15	7,84	20,8
----- <i>Milho Ano 3</i> -----								
Controle	2,89 b	1,46 c	4,35 c	12,29 b	14,58 d	26,87 d	-	-
U	5,33 a	5,41 b	10,74 b	19,73 ab	50,53 c	70,60 c	35,91 b	39,76 ab
DLSs	5,20 a	5,28 b	10,48 b	22,03 a	55,34 bc	75,42 bc	27,73 c	36,11 b
DLSi	5,90 a	5,87 b	12,77 a	26,14 a	59,62 ab	85,79 ab	32,07 bc	42,06 ab
DLSi + DLSs	5,63 a	6,92 a	12,55 a	25,32 a	70,25 a	95,63 a	39,69 ab	49,08 ab
DLSi + U	5,18 a	6,99 a	12,17 ab	23,86 a	67,84 ab	91,72 ab	44,65 a	51,87 a
DLSi + DCD + U	5,28 a	7,02 a	12,30 a	25,18 a	66,78 ab	91,13 ab	44,93 a	52,07 a
LSD 0,05	0,91	0,89	1,47	7,83	11,88	15,12	7,08	13,14

^aMedias seguidas da mesma letra na coluna não tem diferença significativa de acordo com o teste LSD a 5%. ^bPara o cálculo da eficiência agrônômica do N (EAN) e da recuperação aparente do N (RAN) nos tratamentos com DLS considerou-se a quantidade total de N aplicada em cada cultivo. ^c(DLS) Dejeito Líquido de Suíno, (U) ureia, (i) injetado em subsuperfície no solo, (s) aplicado na superfície do solo, (DCD) dicianodiamida.

Tabela 3 - Produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no trigo sob plantio direto.

Tratamentos	Produtividade			Acúmulo de N			EAN ^b	RAN
	MS	Grãos	Total	MS	Grãos	Total		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----kg ha ⁻¹ -----			kg kg ⁻¹ N	grão %
-----Trigo Ano 1-----								
Controle	1,29 c ^a	0,73 d	2,03 e	5,16 d	16,35 e	21,50 e	-	-
U	1,19 c	2,13 bc	3,31 d	7,27 cd	65,47 b	72,74 bc	12,66 ab	46,58 b
DLSs ^c	2,53 ab	2,37 ab	4,90 ab	8,45 bc	53,59 cd	62,04 cd	12,39 abc	30,71 cd
DLSi	2,38 ab	2,09 bc	4,46 bc	7,73 bcd	43,44 d	51,17 d	10,24 bc	22,47 d
DLSi + DLSs	2,71 ab	2,30 ab	5,01 ab	10,84 b	66,20 ab	77,04 b	11,87 abc	42,07 b
DLSi + U	2,11 b	1,87 c	3,98 cd	10,72 b	59,01 bc	69,73 bc	9,38 c	39,86 bc
DLSi + DCD + U	2,96 a	2,52 a	5,48 a	14,66 a	76,98 a	91,65 a	14,77 a	57,97 a
LSD 0,05	0,75	0,36	0,76	3,24	11,26	11,54	3,1	10,5
-----Trigo Ano 2-----								
Controle	1,38 d	0,89 d	2,27 c	6,73 c	19,53 d	26,27 d	-	-
U	2,46 bc	2,64 a	5,10 a	11,50 ab	59,37 a	70,87 a	21,84 a	55,76 a
DLSs	2,36 c	2,02 c	4,38 b	8,09 bc	43,93 c	52,02 c	10,80 c	24,53 c
DLSi	3,02 a	2,19 bc	5,21 a	12,80 a	47,88 bc	60,68 bc	12,40 bc	32,78 bc
DLSi + DLSs	2,98 ab	2,34 abc	5,32 a	13,79 a	50,55 bc	64,34 ab	13,74 bc	36,26 b
DLSi + U	2,84 abc	2,39 ab	5,24 a	12,61 ab	54,44 ab	67,05 ab	16,14 b	43,86 b
DLSi + DCD + U	2,51 abc	2,37 ab	4,88 ab	13,20 a	54,83 ab	68,03 ab	15,87 b	44,90 ab
LSD 0,05	0,54	0,32	0,65	4,68	7,35	8,74	4,06	10,94
-----Trigo Ano 3-----								
Controle	1,68 c	0,89 b	2,57 c	5,92 b	16,52 c	22,44 c	-	-
U	2,78 a	2,71 a	5,49 a	9,97 ab	52,32 ab	62,29 ab	22,76 a	49,80 a
DLSs	2,41 b	2,46 a	4,87 b	9,08 ab	47,53 b	56,61 b	15,02 bc	32,54 b
DLSi	2,55 ab	2,42 a	4,97 ab	10,56 a	47,57 b	58,13 b	14,63 bc	33,99 b
DLSi + DLSs	2,50 ab	2,30 a	4,80 b	10,77 a	46,81 b	57,58 b	13,50 c	33,47 b
DLSi + U	2,72 ab	2,51 a	5,23 ab	9,06 ab	49,33 ab	58,39 b	17,40 bc	38,65 b
DLSi + DCD + U	2,48 ab	2,67 a	5,15 ab	11,19 a	56,10 a	67,29 a	19,20 ab	48,22 a
LSD 0,05	0,38	0,42	0,56	4,12	7,87	7,87	4,99	9,28

^aMédias seguidas da mesma letra na coluna não tem diferença significativa de acordo com o teste LSD a 5%. ^bPara o cálculo da eficiência agrônômica do N (EAN) e da recuperação aparente do N (RAN) nos tratamentos com DLS considerou-se a quantidade total de N aplicada em cada cultivo. ^c(DLS) Dejetos Líquidos de Suínos, (U) ureia, (i) injetado em subsuperfície no solo, (s) aplicado na superfície do solo, (DCD) dicianodiamida.

Tabela 4 - Efeito cumulativo de três anos do uso dos tratamentos na produtividade de grãos e matéria seca (MS), acúmulo de N, eficiência agrônômica do uso do N (EAN) e recuperação aparente do uso do N (RAN) em três diferentes anos no milho e no trigo sob plantio direto.

Tratamentos	Produtividade			Acúmulo de N			EAN ^b	RAN
	MS	Grão	Total	MS	Grão	Total		
	-----Mg ha ⁻¹ -----			-----kg ha ⁻¹ -----			kg grão kg ⁻¹ N	%
Milho								
Controle (A)	11,2 c ^a	9,4 e	20,6 d	42,0 b	96,1 d	138,1 c	-	-
U (B)	21,7 ab	22,1 cd	43,8 bc	89,2 a	261,8 bc	351,0 ab	34,4 ab	57,6 a
DLSs (C)	20,6 b	20,9 d	41,5 c	85,1 a	234,9 c	319,9 b	24,5 c	38,8 b
DLSi (D)	22,5 a	23,4 bc	45,9 ab	88,8 a	270,8 ab	359,2 ab	29,8 b	47,1 ab
DLSi + DLSs (E)	21,2 ab	24,5 ab	45,7 ab	92,7 a	289,6 ab	382,2 a	32,2 b	52,1 a
DLSi + U (F)	21,0 ab	23,8 abc	44,8 ab	92,2 a	273,7 ab	365,9 a	34,2 ab	54,2 a
DLSi + DCD + U (G)	21,7 ab	25,1 a	46,8 a	96,1 a	296,7 a	392,8 a	37,5 a	60,6 a
LSD 0,05	1,6	1,7	2,9	15,9	34,6	45,4	4,4	11,6
Contrastes	Valor de P							
A x B, C, D, E, F, G	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	-	-
B x C	0,148	0,271	0,164	0,61	0,251	0,293	<0,001	0,003
C x D	0,017	0,033	0,013	0,642	0,136	0,188	0,005	0,066
D x E, F, G	0,056	0,253	0,912	0,463	0,407	0,391	0,101	0,201
E x F, G	0,77	0,918	0,951	0,83	0,794	0,883	0,076	0,291
F x G	0,35	0,179	0,184	0,626	0,295	0,334	0,111	0,234
Trigo								
Controle (A)	4,4 d	2,5 d	6,9 d	17,8 e	51,4 d	70,2 d	-	-
U (B)	6,4 c	7,5 ab	13,9 c	28,8 cd	177,2 ab	205,9 b	18,4 a	50,3 a
DLSs (C)	7,3 bc	6,9 abc	14,2 bc	25,6 d	145,1 c	170,7 c	12,7 c	29,4 c
DLSi (D)	7,9 ab	6,7 c	14,64 abc	31,1 bcd	138,9 c	170,0 c	12,3 c	29,2 c
DLSi + DLSs (E)	8,2 a	6,9 abc	15,1 abc	35,4 ab	163,6 b	199,0 b	12,9 c	37,7 b
DLSi + U (F)	7,7 ab	6,8 bc	14,5 bc	32,4 bc	162,8 b	195,2 b	13,9 bc	40,7 b
DLSi + DCD + U (G)	8,0 ab	7,6 a	15,5 a	39,1 a	187,9 a	227,0 a	16,5 ab	51,1 a
LSD 0,05	0,9	0,7	0,7	6,4	17,2	18,4	2,7	6,9
Contrastes	Valor de P							
A x B, C, D, E, F, G	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	-	-
B x C	0,093	0,149	0,699	0,375	0,004	0,006	0,001	<0,001
C x D	0,205	0,707	0,457	0,127	0,542	0,954	0,874	0,698
D x E, F, G	0,997	0,262	0,471	0,123	0,001	0,001	0,23	<0,001
E x F, G	0,393	0,533	0,794	0,914	0,185	0,242	0,096	0,013
F x G	0,578	0,046	0,111	0,067	0,019	0,012	0,091	0,008

^aMédias seguidas de letras distintas na coluna, diferem entre si pelo teste de LSD a 5% de probabilidade de erro.

^bPara o cálculo da eficiência agrônômica do N (EAN) e da recuperação aparente do N (RAN) nos tratamentos com DLS considerou-se a quantidade acumulada de N total aplicada nos três cultivos de milho (462,5 kg N ha⁻¹) e de trigo (337,5 kg ha⁻¹), considerando-se a recomendação da CQFS (2016) de que 80% do N total é disponibilizado para as plantas.

Tabela 5 - Médias da concentração do amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo durante quatro períodos após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) no milho.

Tratamentos	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
	-----mg N kg ⁻¹ -----							
Milho Ano 1								
	0-10 dias ^a (n=4) ^b		11-32 dias (n=3)		33-47 dias (n=5) ^c		48-68 dias (n=2)	
Controle	2,1 e ^c	9,1	1,7 c	2,4 c	1,4 d	1,3 e	1,5 e	1,1 b
U	39,7 d	9,1	2,8 bc	15,2 b	33,9 a	15,0 a	3,6 d	2,1 b
DLSs ^d	97,4 b	10,1	2,0 c	16,1 b	1,7 d	3,8 de	5,3 cd	2,3 b
DLSi	117,8 a	10,1	5,4 a	37,5 a	2,2 d	7,0 cd	9,4 a	4,5 a
DLSi + DLSs	41,9 d	10,8	2,6 bc	12,8 b	16,8 c	8,5 bc	6,1 bc	5,3 a
DLSi + U	41,4 d	11,6	4,2 ab	13,7 b	28,7 ab	10,9 b	8,3 a	5,1 a
DLSi + DCD + U	50,7 c	10,5	5,4 a	18,1 b	26,9 b	10,0 bc	8,1 ab	4,8 a
LSD 0,05	8,40	-	2,2	6,5	5,3	3,2	2,0	1,7
Milho Ano 2								
	0-10 dias (n=6)		11-26 dias (n=4)		27-44 dias (n=3) ^c		45-72 dias (n=2)	
Controle	5,9 c	9,0 d	5,6 b	11,0 d	4,0 e	4,8 d	4,8	1,0
U	17,9 c	11,0 d	10,5 b	28,7 c	11,9 bc	9,1 cd	6,1	1,2
DLSs	14,6 c	18,7 c	15,9 b	42,9 b	6,9 de	16,5 ab	4,6	1,0
DLSi	54,5 ab	26,6 a	12,9 b	60,7 a	9,1 cd	12,9 abc	6,5	2,1
DLSi + DLSs	40,4 b	19,1 bc	13,2 b	51,3 b	10,8 bc	12,0 abc	4,6	1,6
DLSi + U	47,3 b	24,0 ab	11,9 b	44,7 b	14,3 b	17,4 a	4,2	2,0
DLSi + DCD + U	64,6 a	8,1 d	53,8 a	26,6 c	21,7 a	9,9 bcd	6,4	2,1
LSD 0,05	14,3	5,2	12,1	8,7	3,8	6,8	-	-

^aDias após a aplicação dos fertilizantes. ^bn= número de dias amostrados durante o período. ^cMédias seguidas da mesma letra na coluna não tem diferença significativa de acordo com o teste LSD a 5%. ^d(DLS) Dejetos Líquidos de Suínos, (U) ureia, (i) injetado em subsuperfície no solo, (s) aplicado na superfície do solo, (DCD) dicianodiamida. ^ePeríodo após adubação de cobertura.

Tabela 6 – Médias da concentração do amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo durante quatro períodos após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) no trigo.

Tratamentos	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
	-----mg N kg^{-1} -----							
----- <i>Trigo Ano 1</i> -----								
	0-14 dias ^a (n=5) ^b		15-38 dias (n=4)		39-54 dias (n=3) ^c		55-67 dias (n=2)	
Controle	0,7 c ^c	1,6 c	2,1 c	1,9 b	1,5 d	1,3 d	2,9	1,1 b
U	8,4 c	2,7 bc	2,1 c	3,0 b	31,8 a	6,3 b	4,9	4,1 a
DLSs ^d	46,7 b	8,1 a	3,7 c	10,1 a	3,0 d	2,2 cd	2,3	1,6 b
DLSi	70,2 a	7,7 a	17,9 b	9,8 a	2,8 d	3,4 c	2,7	1,6 b
DLSi + DLSs	43,6 b	3,7 b	11,8 b	8,0 a	14,9 c	6,7 ab	4,8	3,5 a
DLSi + U	43,4 b	3,3 bc	16,8 b	9,2 a	19,4 bc	8,2 a	3,3	1,6 b
DLSi + DCD + U	46,0 b	3,7 b	30,1 a	9,2 a	23,1 b	5,2 b	6,4	2,5 ab
LSD 0,05	18,3	1,9	7,3	3,3	6,7	1,6	-	1,8
----- <i>Trigo Ano 2</i> -----								
	0-12 dias (n=5)		13-49 dias (n=7)		50-63 dias (n=3) ^e		64-78 dias (n=2)	
Controle	3,3 d	2,9 b	2,6 c	1,1 c	1,7 c	0,9 e	2,4	0,7 b
U	16,7 c	4,0 a	3,0 bc	1,4 c	13,7 a	1,9 abc	3,0	1,9 a
DLSs	15,6 c	3,9 a	2,9 c	2,5 b	4,7 c	1,2 de	3,4	1,8 a
DLSi	28,2 ab	2,5 bcd	4,1 b	3,6 a	6,3 bc	1,5 bcd	4,4	2,4a
DLSi + DLSs	29,8 a	2,7 bc	2,6 c	2,8 ab	6,0 bc	1,4 cde	4,7	2,4 a
DLSi + U	22,7 bc	2,1 d	3,6 bc	2,9 ab	8,7 b	2,1 ab	3,7	1,9 a
DLSi + DCD + U	23,9 ab	2,3 cd	6,1 a	1,6 c	8,1 b	2,2 a	4,0	2,0 a
LSD 0,05	7,1	0,6	1,2	0,9	2,9	0,6	-	0,8

^aDias após a aplicação dos fertilizantes. ^bn: número de dias amostrados durante o período.

^cMédias seguidas da mesma letra na coluna não tem diferença significativa de acordo com o teste LSD a 5%. ^d(DLS) Dejetos Líquidos de Suínos, (U) ureia, (i) injetado em subsuperfície no solo, (s) aplicado na superfície do solo, (DCD) dicianodiamida. ^ePeríodo após adubação de cobertura.

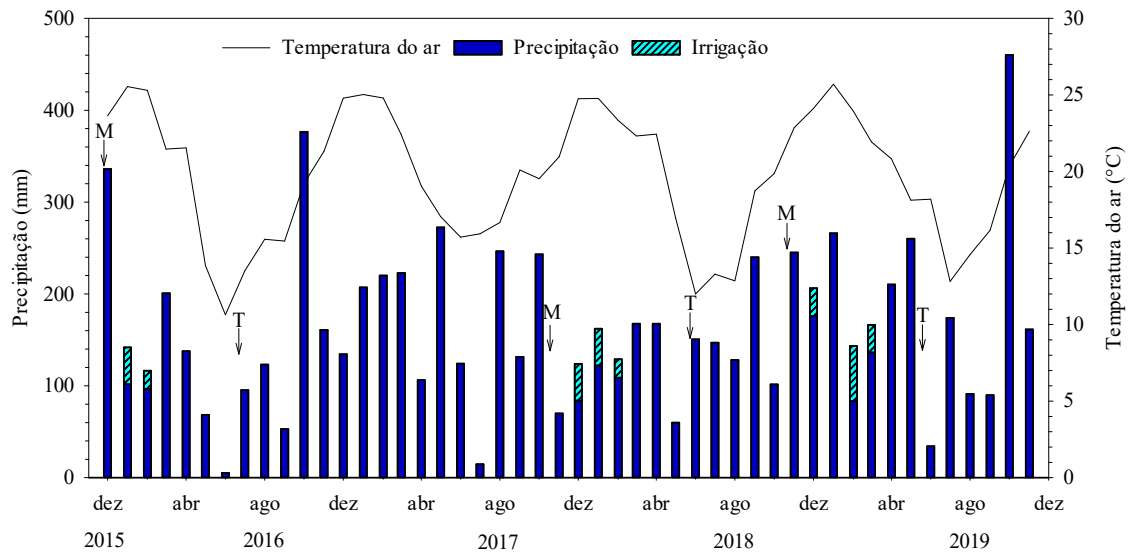


Figura 1 - Precipitação irrigação mensais, e média diária da temperatura do ar durante o período experimental (2016-2019). Setas indicam o momento da semeadura do milho (M) e do trigo (T).

4. DISCUSSÃO GERAL

Os resultados desse estudo (Artigos I e II) evidenciam que o modo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS), na superfície ou injetados subsuperficialmente no solo em dose única ou parcelado, com ou sem o uso de inibidor de nitrificação, bem como a fonte de N utilizada, exclusivamente orgânica ou combinada com fertilizante mineral, influenciam na emissão de óxido nitroso e na eficiência do uso do N pelas culturas de milho e trigo.

O parcelamento da dose de N via DLS, injetando 50% da dose na sementeira das culturas foi eficiente em reduzir a emissão de N_2O , quando comparado as três estratégias, DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U, com a aplicação de 100% da dose de N injetada na sementeira do solo ($p < 0,001$). Esse parcelamento da dose faz com que o sulco de injeção tenha um ambiente menos favorável à produção de N_2O do que quando o DLS é aplicado em dose única, devido a adição de menor volume de água e menores quantidades de C e N prontamente disponíveis, reduzindo o potencial de emissão de N_2O , principalmente via desnitrificação (BELL et al., 2016; AITA et al., 2018; DAVIS et al., 2019).

O DLSi + DLSs emitiu $8,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de N- N_2O no total do ano 1, não diferindo do DLSi, que emitiu $8,9 \text{ kg ha}^{-1}$. Esse resultado se deve, principalmente à adubação de cobertura do trigo, pois, 22 horas após a adição do DLS na superfície do solo, a temperatura do solo era de $18 \text{ }^\circ\text{C}$ e o espaço poroso saturado por água (EPSA) estava em 70%. Essas condições ambientais, somadas à adição de C e N, gerou ambiente propício (*hotspots*) para a produção de óxido nitroso (SMID E BEAUCHAMP, 1976; GRUNDMANN et al., 1995; PARKER et al., 2018; VELTHOF E RIETRA, 2018). No ano 2, a emissão de N- N_2O total no DLSi + DLSs foi de $2,6 \text{ kg ha}^{-1}$, com uma redução de $3,0 \text{ kg ha}^{-1}$ em comparação do DLSi. Os baixos fluxos de N_2O após a adubação de cobertura do inverno do segundo ano podem ser resultado da redução da velocidade da nitrificação, devido as baixas temperaturas do solo (inferiores a 15°C) (MAAG E VINTHER, 1996; BRAKER et al., 2010). Além disso, a desnitrificação pode ter ocorrido de forma completa, onde a maior parte do N_2O produzido foi convertido a N_2 , devido ao EPSA ser superior a 80% nos primeiros 30 dias após a adição do DLS. O EPSA na faixa de 60 a 80% faz com que a desnitrificação não ocorra de forma completa, pois a produção da enzima óxido nitroso redutase não é estimulada, resultando na liberação do intermediário N_2O para o ambiente. Já o EPSA acima de 80% estimula a produção e atividade da enzima óxido nitroso redutase, que converte o N_2O a N_2 (POTTER et al., 1996; BOUWMAN, 1998; PILEGAARD, 2013).

O DLSi + U foi eficiente em reduzir a emissão de N₂O em média 36 e 58% em relação ao DLSi, no ano 1 e 2, respectivamente. Na adubação de cobertura, parte do N é fornecido quando a demanda das culturas é alta (FOLINA et al., 2021), reduzindo o período em que o N fica disponível para os processos microbianos. Além do que, a não adição de C e água, como ocorre com adição do DLS, limita o metabolismo microbiano, reduzindo a produção do N₂O.

A maior redução da emissão de N₂O ocorreu com o parcelamento da dose de N associada à adição de DCD ao DLS no momento de sua injeção no solo na semeadura (DLSi + DCD + U). A redução na emissão anual de N₂O, em relação ao DLSi, foi de 64% no primeiro ano e 72% no segundo ano. O efeito inibitório da DCD sobre a primeira etapa da nitrificação, aumenta o tempo de permanência do N na forma de NH₄⁺ no solo, fazendo com que ocorra uma separação temporal entre a disponibilidade de C e a disponibilidade de N às bactérias heterotróficas (DELL et al., 2011; AITA et al., 2014). Quando o inibidor de nitrificação, que é biodegradável, perde seu efeito, a velocidade da nitrificação é limitada pela baixa disponibilidade de C no solo, reduzindo a produção de N₂O (RECIO et al., 2018).

Em relação à produtividade de grãos acumulada nos três anos, não houve diferença entre o DLSi (23,4 Mg ha⁻¹), o DLSi + DLSs (24,5 Mg ha⁻¹) e o DLSi + U (23,8 Mg ha⁻¹) para o milho. O mesmo ocorreu para o trigo, onde esses três tratamentos tiveram produtividade aproximada de 6.8 Mg ha⁻¹. Em contrapartida, o DLSi + DCD + U teve um incremento na produção de grãos de 7% (1,7 Mg ha⁻¹) para o milho e de 13% (0,9 Mg ha⁻¹) para o trigo em comparação ao DLSi (p<0,001). O efeito positivo do DLSi + DCD + U em relação ao DLSi em ambas as culturas analisadas, se deve à manutenção do N no solo por maior período, devido ao uso do inibidor de nitrificação (ERSHADI et al., 2020) e também pela adição de N em maior sincronia com a demanda das plantas no parcelamento da dose de N (FOLINA et al., 2021).

A relação da emissão acumulada de N₂O com a produtividade de grãos e o N acumulado pelas culturas reflete a eficiência ambiental de determinado sistema agrícola (VAN GROENIGEN et al., 2010). Nos dois anos em que essas variáveis foram avaliadas (ano 1 e ano 2), constatou-se que os valores para essa relação foram menores nas estratégias DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U, do que no DLSi, com exceção do trigo no ano 1, no qual DLSi + DLSs e DLSi não diferiram entre si. A estratégia ambientalmente mais favorável foi observada no tratamento DLSi + DCD + U, cuja relação da emissão de N₂O com a produtividade de grãos foi 72% menor do que aquela do tratamento DLSi. Esse resultado se deve à combinação da redução nas emissões de N₂O com o incremento na produtividade de grãos. A combinação de condições, injetando menos DLS no solo na semeadura, com a adição do inibidor de nitrificação, separando temporalmente a disponibilidade do C da conversão do

NH_4^+ a NO_3^- , e aplicando os outros 50% da dose de N via ureia na adubação de cobertura, em maior sincronia com a demanda de N pelas culturas, é a melhor opção para aumentar a eficiência do uso de N e mitigar as emissões de N_2O em relação ao DLS injetado em subsuperfície em dose única no pré-semeadura.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Nossos resultados destacam que em ambas as culturas e ambos os anos, a injeção dos DLS aumentou a emissão de N_2O em relação a aplicação na superfície do solo, refletindo em um FE em média 2,9 vezes. Em relação ao rendimento das culturas, para o milho a injeção de 100% da dose de DLS na semeadura aumentou a produtividade, o acúmulo de N total e a eficiência agrônômica do uso do N em relação à aplicação da mesma dose de DLS na superfície do solo, porém esse aumento não foi verificado no trigo.

O parcelamento da dose exclusivamente via DLS foi eficiente em reduzir a emissão de N_2O em ambos os anos no milho e no trigo do ano 2 em relação ao DLSi, reduzindo o FE em 2,4x no ano 2. Já a combinação de DLS + U foi eficiente em reduzir a emissão de N_2O em relação ao DLSi, em ambos os anos e culturas, reduzindo o FE em média 2x. Em ambas as culturas, não houve diferença na produção de grãos e na eficiência agrônômica do uso do N entre a injeção de 100% da dose de N e a estratégia de parcelar a dose recomendada de N, injetando 50% na semeadura via DLS sem o uso de DCD e aplicando os outros 50% em cobertura, com DLS ou ureia.

O parcelamento da dose de N via DLS com adição da DCD, injetando 50% em subsuperfície na semeadura das culturas e aplicando o restante via ureia na adubação de cobertura, foi eficiente em reduzir a emissão de N_2O quando comparado a 100% da dose de N injetada na pré-semeadura. Essa redução refletiu em um FE em média 3,6x menor que o DLSi. Essa estratégia de uso do DLS (DLSi + DCD + U) aumentou a produtividade de grãos e a eficiência agrônômica do uso do N em relação ao DLSi, em ambas as culturas.

Em relação ao DLSi, as estratégias avaliadas, DLSi + DLSs, DLSi + U e DLSi + DCD + U, reduziram a emissão acumulada de N_2O em média 32, 47 e 68% respectivamente, com incremento na produção de grãos de 7 e 12% para o milho e trigo, respectivamente, apenas na DLSi + DCD + U.

Entre as estratégias avaliadas, a DLSi + U e a DLSi + DCD + U tiveram um *yield-Scaled* em relação a produção de grãos menor que o DLSi em ambos os anos, sendo estas as estratégias de uso dos DLS injetado no solo que tiveram os melhores resultados quando avaliado o impacto do uso dos DLS na produção de grãos e na emissão de N_2O .

6. REFERÊNCIAS

- AITA, C. et al. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, p. 789-800, 2014. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0301>
- AITA, C. et al. Nitrous oxide emissions in a wheat/corn succession combining dairy slurry and urea as nitrogen sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1–14, 2018. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170138>
- AITA, C. et al. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 359–368, 2015. <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- AITA, C. et al. Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: Impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1414-1426, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0137>
- BELL, M. J. et al. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? **Geoderma**, v. 264, p. 81–93, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.007>
- BINDER, J. M. et al. Manure injection and rye double cropping increased nutrient recovery and forage production. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 2968–2977, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20181>
- BOUWMAN, A. F. Environmental science Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, v. 392, p. 10–12, 1998. <https://doi.org/10.1038/31809>
- BRAKER, G., SCHWARZ, J., CONRAD, R. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 73, p. 134–148, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00884.x>
- CHANTIGNY, M. H. et al. Nitrous Oxide Emissions from Clayey Soils Amended with Paper Sludges and Biosolids of Separated Pig Slurry. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, p. 30-39, 2013. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0196>
- DAVIS, B. W. et al. Nitrous oxide emissions increase exponentially with organic N rate from cover crops and applied poultry litter. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 272, p. 165–174, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.023>
- 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, p. 352–361, 2011. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0069>
- DUNCAN, E. W. et al. Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Injected and Broadcast-Applied Dairy Slurry. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, p. 36–44, 2017. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.05.0171>

- ERDMANN, L. F. et al. Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1–13, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190103>
- ERSHADI, S. Z. et al. Improving nitrogen use efficiency in crop-livestock systems : A review of mitigation technologies and management strategies , and their potential applicability for egg supply chains. **Journal of Cleaner Production**, v. 265, 121671, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121671>
- EWEL, J. J., SCHREEG, L. A., SINCLAIR, T. R. Resources for Crop Production : Accessing the Unavailable. **Trends in Plant Science**, v. 24, p. 121–129, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.10.008>
- FEDEROLF, C. et al. Nitrogen dynamics following slurry injection in maize : crop development. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, p. 19–31, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9813-y>
- FOLINA, A. et al. Evaluation of Various Nitrogen Indices in N-Fertilizers with Inhibitors in Field Crops : A Review. **Agronomy**, v. 11, 418 2021. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agronomy11030418>
- GONZATTO, R. et al. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 1687–1696, 2017. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.09.0547>
- GRUNDMANN, G. L. et al. Differential Effects of Soil Water Content and Temperature on Nitrification and Aeration. **Soil Science Society of American Journal**, v. 59, p. 1342–1349, 1995. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900050021x>
- IPCC, 2014. Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. pp. 131–217.
- LASSALETTA, L. et al. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems : the relationship between yield and nitrogen input to cropland. **Environmental Research Letters**, v. 9, 105011, 2014 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- LAURENCE, L., FABRICE, G. Ammonia volatilization from different pig slurries applied on wheat stubble using different land spreading techniques under French conditions. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 280, p. 114–117, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.034>
- LLANILLO, R. F., et al. Tillage systems on annual crops in Brazil: figures from the 2006 Agricultural Census. **Semina Ciências Agrárias**, v. 34, p. 3691-3698, 2013. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n6supl1p3691>
- MAAG, M., VINTHER, F. P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, v. 4, p. 5–14, 1996. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0929-1393\(96\)00106-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0929-1393(96)00106-0)

- MARKFOGED, R., et al. Transient N₂O accumulation and emission caused by O₂ depletion in soil after liquid manure injection. **European Journal of Soil Science**, v. 62, p. 541–550, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01345.x>
- MARTÍNEZ, E. et al., Field Crops Research Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment. **Field Crops Research**, v. 214, p. 341–349, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.09.025>
- MATEO-MARÍN, N. et al., Agronomic and Environmental Implications of Substituting Pig Slurry for Synthetic Nitrogen in Mediterranean Wheat Systems. **Agronomy**, v. 10, 1498 2020 . <https://doi.org/10.3390/agronomy10101498>
- MOIR, J. L. et al. Grass and Forage Science The effect of dicyandiamide on pasture nitrate concentration , yield and N offtake under high N loading in winter and spring. **Grass and forage science**, v. 67, p. 391-402, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00857.x>
- MORENO-GARCIA, B., GUILLÉN, M., QUÍLEZ, D. Field Crops Research Response of paddy rice to fertilisation with pig slurry in northeast Spain : Strategies to optimise nitrogen use efficiency. **Field Crops Research**, v. 208, p. 44–54, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.023>
- NYORD, T., HANSEN, M. N., BIRKMOSE, T. S. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid – liquid separated , anaerobically digested , and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 75–81, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.002>
- PARKER, D. B. et al. How do temperature and rainfall affect nitrous oxide emission from open-lot beef cattle Feedyard pens? **American Society of agricultural and biological engineers**, v. 61, p. 1049-1061, 2018. doi: 10.13031/trans.12788.
- PILEGAARD, K. Processes regulating nitric oxide emissions from soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, 20130126, 2013. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0126>
- POTTER, S. et al. Process modeling of controls on nitrogen trace gas worldwide. **Journal of Geophysical Research Atmospher**, v. 101, p. 1361–1377, 1996.
- RECIO, J. et al. The effect of nitrification inhibitors on NH₃ and N₂O emissions in highly N fertilized irrigated Mediterranean cropping systems. **Science of Total Environment**, v. 636, p. 427–436, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.294>
- ROCHETTE, P. et al., Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, p. 71–80, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>
- 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, p.171–188, 2015. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>

RZEŹNIK, W., MIELCAREK-BOCHENSKA, P. Effect of the slurry application method on odour emissions: A pilot study. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 29, p. 1503–1509, 2020. <https://doi.org/10.15244/pjoes/108514>

SANZ-COBENA, A. et al. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH₃ mitigation in a Mediterranean soil. **Atmospheric Environment**, v. 216, 116913, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116913>

SCHUSTER, N.R. et al. Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. **American Society of agricultural and biological engineers**, v. 60, p. 53–66, 2017. <https://doi.org/10.13031/trans.11370>

SMID, A. E., BEAUCHAMP, E. G. Effects of Temperature and Organic Matter on Denitrification in Soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 56, p. 385–391, 1976. <https://doi.org/10.4141/cjss76-047>

SNYDER, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L., Fixen, P. E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture Ecosystems and Environment** 133, 247–266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>

TENUTA, M. et al. Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 138, p. 35–43, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.014>

VAN GROENIGEN, J. W. et al., Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. **European Journal of Soil Science**, v. 61, p. 903–913, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x>

VELTHOF, G. L., RIETRA, R. P. J. J. **Nitrous oxide emission from agricultural soils**. (Wageningen Environmental Research report; No. 2921). Wageningen Environmental Research. 2018. <https://doi.org/10.18174/466362>

VENTEREA, R.T., COULTER, J.A. Split application of urea does not decrease and may increase nitrous oxide emissions in rainfed corn. **Agronomy Journal**, v. 107, p. 337–348, 2015. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0411>

VISTOSO, E. et al., Effect of nitrogen inhibitors on nitrous oxide emissions and pasture growth after an autumn application in volcanic soil. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 72, p. 133–139, 2012.