

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

Marlon Hilgert Arenhardt

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
RESPOSTA AO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS
DE SUÍNOS E AO USO DE INIBIDOR DE
NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO EM
LATOSSOLO**

**Santa Maria, RS
2016**

PPGCS/UFSM, RS

ARENHARDT, Marlon Hilgert

Mestre 2016

Marlon Hilgert Arenhardt

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESPOSTA AO MODO DE
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E AO USO DE INIBIDOR DE
NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO EM LATOSSOLO**

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

Orientador: Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS
2016**

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

Hilgert Arenhardt, Marlon

Emissões de gases de efeito estufa em resposta ao modo de aplicação de dejetos de suínos e ao uso de inibidor de nitrificação na sucessão trigo/milho em latossolo / Marlon Hilgert Arenhardt.- 2016.

77 p.; 30 cm

Orientador: Celso Aita

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

1. Gases de efeito estufa 2. Dicianodiamida 3. Injeção de Dejetos I. Aita, Celso II. Título.

Marlon Hilgert Arenhardt

**EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESPOSTA AO MODO DE
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E AO USO DE INIBIDOR DE
NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO EM LATOSSOLO**

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

Aprovado em 22 de junho de 2016:

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Stefen Barbosa Pujol, Dr. (UFSM)

Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)

**Santa Maria, RS
2016**

AGRADECIMENTOS

A Deus por me permitir o dom da vida e os e me conduzir caminhos trilhados até aqui.

A minha família, meus pais Afonso e Reni, pela carinho, apoio e amor incondicional em todos esses anos de lutas e distâncias enfrentadas e meu irmão Mauri, pelo companheirismo e amizade nessa jornada.

Ao professor e orientador Celso Aita, pela orientação desde os tempos de graduação, pelos conselhos e compreensão na construção desse trabalho e pelo exemplo de dedicação e responsabilidade com a pesquisa científica.

Ao PPGCS/UFSM pela oportunidade de fazer parte desse time de excelência, referência na formação de profissionais da Ciência do Solo.

Aos demais professores do PPGCS, pelos ensinamentos, exemplos e auxílios durante as disciplinas e demais atividades desse curso de Mestrado esse período.

Aos colegas do LABCEN, pelo auxílio nas tarefas do laboratório, pelos aprendizados e longas jornadas e pela amizade, nesses anos de convivência e pelos bons momentos de trabalho e diversão e lazer nesses anos.

A equipe do Projeto Xisto Agrícola, Guto, Rosane e Adílson, por todos os momentos de aprendizado ao longo desse curto período de convivência.

Aos colegas do Departamento de Desenvolvimento Agrário da Secretaria do Desenvolvimento Rural, Pesca e Cooperativismo, pelo companheirismo, compreensão e convivência no dia-a-dia desse ano de muitos desafios.

A todos os amigos e colegas que fizeram parte dessa jornada desde os primeiros passos, pelos momentos de convivências, pelo exemplo, pelas trocas de ideias e momentos de lazer e amizade.

A todos, obrigado!

A mente que se abre a uma grande ideia jamais volta ao seu tamanho original.
Albert Einstein

RESUMO

EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESPOSTA AO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E AO USO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO TRIGO/MILHO EM LATOSSOLO

AUTOR: MARLON HILGERT ARENHARDT

ORIENTADOR: CELSO AITA

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) em cultivos anuais depende das condições do solo, clima e do manejo de cada local. Apesar da importância na produção de grãos e do sistema de plantio direto (SPD) na região Sul do País, o efeito de práticas agrícolas sobre a emissão dos principais gases de efeito estufa (CO_2 , N_2O e CH_4) ainda é pouco conhecido, sobretudo em Latossolos. Ainda mais escassos são os trabalhos envolvendo o uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizante, a injeção dos DLS ou o uso de inibidores de nitrificação sobre a emissão de GEE nessas condições. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a emissão de GEE em um Latossolo representativo do Planalto do Rio Grande do Sul, em resposta ao modo de aplicação dos DLS (injeção x aplicação superficial) associado ou não ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD). Um experimento de campo foi conduzido em um Latossolo Vermelho aluminoférrico típico, junto ao campus da UFSM em Frederico Westphalen, RS, de junho de 2014 a abril de 2015 com a sucessão trigo/milho em SPD. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com quatro repetições dos seguintes tratamentos: Testemunha (TEST), Adubação Mineral (NPK), Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície (SUP), DLS aplicados em superfície, com inibidor de nitrificação DCD (SUP+IN), DLS injetados no solo (INJ) e DLS injetados, com DCD (INJ+IN). As emissões de GEE foram avaliadas através de câmaras estáticas, com as concentrações de GEE determinadas por cromatografia gasosa. A maior parte das emissões de CO_2 e N_2O ocorreu no verão, durante o cultivo de milho. A aplicação dos DLS aumentou a emissão de N_2O em relação ao tratamento TEST em cinco vezes, independente do modo de aplicação. Com o uso da DCD as emissões de N_2O foram reduzidas em 50% com a aplicação superficial dos DLS e em 32% com a sua injeção no solo. O fator de emissão de N_2O variou de 0,08 a 0,66%, sendo inferior ao estabelecido pelo IPCC, de 1% do N aplicado. A emissão de CO_2 não foi afetada pela adição de dejetos no primeiro cultivo e sofreu incremento de até 69% no cultivo de milho, com a maior emissão no tratamento SUP, indicando efeito aditivo da reaplicação dos tratamentos. O solo atuou como dreno de CH_4 independente do tratamento, com influxo médio de C- CH_4 de 277 g ha^{-1} no cultivo de trigo e 266 g ha^{-1} no milho. Os resultados deste trabalho indicam que a injeção dos DLS em Latossolo, na sucessão trigo/milho em SPD, não aumenta a emissão de CO_2 , N_2O e CH_4 em relação à aplicação superficial e que a adição do inibidor de nitrificação DCD aos DLS contribui para mitigar as emissões de N_2O , independentemente do modo de aplicação dos DLS no solo.

Palavras-chave: N_2O , CO_2 , CH_4 , DCD, Injeção de dejetos

ABSTRACT

GREENHOUSE GAS EMISSION AS FUNCTION OF PIG MANURE APPLICATION METHODS AND USE OF NITRIFICATION INHIBITOR ON A WHEAT/MAIZE CROPPING SUCCESSION AT LATOSSOLO

AUTOR: MARLON HILGERT ARENHARDT

ORIENTADOR: CELSO AITA

The greenhouse gases (GHG) emission in annual crops depends on soil conditions, climate and management of each site. Even the importance of no-till system in the grain production in the southern region of the country, the agricultural practices effect in the emission of the main greenhouse gases (CO₂, N₂O and CH₄) it is still little known, especially in Latossolos. Even more scarce are the works involving the use of pig slurry (PS) as fertilizer, the injection of PS or the use of nitrification inhibitors on GHG emissions under these conditions. Therefore, the aim of this study was to evaluate the GHG emissions in a Latossolo that is representative of Planalto of Rio Grande do Sul, in response to PS application method (injection x surface application) with or without the use of nitrification inhibitor Dicyandiamide (DCD). A field experiment was conducted in a Latossolo Vermelho aluminoférrico típico, near UFSM Campus in Frederico Westphalen, RS, from June 2014 to April 2015 with the wheat/corn no-till cropping system. The experimental was a randomized block design with four replicates with the following treatments: control (TEST), Mineral fertilizer (NPK), liquid pig slurry (PS) applied to surface (SUP), PS applied on surface with nitrification inhibitor DCD (SUP + IN), DLS injected into the soil (INJ) and PS injected with DCD (INJ + IN). GHG emissions were evaluated by static cameras, with GHG concentrations determined by gas chromatography. Most of the emissions of CO₂ and N₂O occurred in the summer during maize crop. The PS application increased N₂O emission five times compared with TEST, regardless of PS application method. When DCD is used with manure N₂O emissions were reduced by 50% with PS surface application and 32% when it was injected into the soil. The N₂O emission factor ranged from 0,08 to 0.66% and it is lower than the average of 1 % of N applied established by IPCC. The CO₂ emission was not affected by manure application during wheat crop season while increase until 69% in maize crop season. The higher emission was in SUP treatment and we realize that occurred additive effect of reapplication treatments. The soil is a CH₄ sink independent treatment, with an average uptake of 277 g C-CH₄ ha⁻¹ in wheat crop and 266 g C-CH₄ ha⁻¹ in maize crop. The results of this study indicate that PS injection in Latossolo at a wheat/corn no-till cropping system does not increase the emission of CO₂, N₂O and CH₄ in relation to surface application. Also, the addition of nitrification inhibitor DCD to PS helps to mitigate N₂O emissions, regardless of the PS application method.

Keywords: N₂O, CO₂, CH₄, DCD, manure injection

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Precipitação e temperatura média do ar durante o cultivo do trigo 2014 (a) e do milho 2014/2015 (b).30
- Figura 2: Fluxo (a) e emissão acumulada de N-N₂O (b) durante o cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam semeadura (S), aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK (U) e colheita (C).....37
- Figura 3: Variação temporal dos teores de N-NH₄⁺(a), N-NO₃⁻(b) e do espaço poroso saturado por água (EPSA) (c) no solo durante os 68 dias iniciais do cultivo do trigo/2014. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). A seta indica o momento de aplicação de ureia no tratamento NPK (U).40
- Figura 4: Fluxo de C-CO₂ (a) e emissão acumulada de C-CO₂ (b) no cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.45
- Figura 5: Fluxo de C-CH₄ (a) e emissão acumulada de C-CH₄ (b) no cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.....47
- Figura 6: Fluxos de N-N₂O (a) e emissão acumulada de N-N₂O (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.....49
- Figura 7: Variação temporal dos teores de N-NH₄⁺(a), de N-NO₃⁻(b) e do espaço poroso saturado por água (EPSA) (c) no solo durante o cultivo de milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS

injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). A seta indica o momento de aplicação de ureia no tratamento NPK (U).....52

Figura 8: Fluxos de C-CO₂ (a) e emissão acumulada de C-CO₂ (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.....61

Figura 9: : Fluxos de C-CH₄ (a) e emissão acumulada de C-CH₄ (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.....64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características, doses e quantidades de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas com os dejetos líquidos de suínos (DLS) nas culturas do trigo em 2014 e no milho em 2014/2015.....	49
Tabela 2: Emissão acumulada de N ₂ O por período durante o cultivo do trigo/2014.....	50
Tabela 3: Emissão acumulada de N ₂ O por período durante o cultivo do milho 2014/2015.....	60
Tabela 4: Emissões acumuladas de N-N ₂ O nas culturas do trigo e do milho em cada tratamento e fator de emissão de N-N ₂ O.....	63

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	HIPÓTESES	17
3.	OBJETIVOS	18
3.1.	Objetivo geral	18
3.2.	Objetivos específicos	18
4.	REVISÃO DE LITERATURA	19
4.1.	Emissão de gases de efeito estufa (GEE) na agropecuária	19
4.2.	Produção e emissão de GEE em solos agrícolas	21
4.3.	Efeito do modo de aplicação de dejetos no solo na emissão de GEE	24
4.4.	Inibidores de nitrificação	26
5.	MATERIAL E MÉTODOS	29
5.1.	Área experimental	29
5.2.	Tratamentos, delineamento e condução do experimento	30
5.3.	Avaliação dos fluxos de GEE	32
5.4.	Avaliação de características do solo	33
5.5.	Análises estatísticas	34
6.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
6.1.	Cultura do trigo/2014	35
6.1.1.	Dinâmica das emissões de N ₂ O	35
6.1.2.	Emissões acumuladas de N ₂ O	37
6.1.3.	Efeito da fonte de nitrogênio	39
6.1.4.	Efeito do modo de aplicação dos DLS	41
6.1.5.	Efeito do inibidor de nitrificação	42
6.1.6.	Emissões de CO ₂ para a atmosfera	43
6.1.7.	Emissões de CH ₄ para a atmosfera	46
6.2.	Cultura do milho/2014-2015	48
6.2.1.	Dinâmica das emissões de N ₂ O	48
6.2.2.	Emissões acumuladas de N ₂ O	53
6.2.3.	Efeito da fonte de nitrogênio	54
6.2.4.	Efeito do modo de aplicação dos dejetos	55
6.2.5.	Efeito do inibidor de nitrificação	57
6.2.6.	Emissões de CO ₂ para a atmosfera	60
6.2.7.	Emissões de CH ₄ para a atmosfera	63
6.3.	Emissão anual de N ₂ O	65
6.4.	Fator de Emissão de N ₂ O	68
7.	CONCLUSÕES	70
8.	REFERÊNCIAS	71

1. INTRODUÇÃO

A agropecuária é responsável pela produção de grande parte dos gases de efeito estufa (GEE) emitidos para a atmosfera em decorrência de atividades antrópicas, sendo que 75% do dióxido de carbono (CO_2), 91% do óxido nitroso (N_2O) e 94% do metano (CH_4) emitidos pelo Brasil provém dessas atividades (CERRI et al., 2007). Entre esses gases, o CO_2 é o mais estudado, tendo como origem a biodegradação da matéria orgânica do solo (MOS), as queimadas e o revolvimento do solo. Mais recentemente, as emissões de CH_4 e N_2O têm merecido atenção especial, em função do seu elevado potencial de aquecimento global (PAG), que é 25 e 296 vezes superior ao do CO_2 , respectivamente (IPCC, 2014). Enquanto a ruminação dos bovinos e o cultivo de arroz irrigado constituem as principais fontes de CH_4 (MCTI, 2014), o N_2O é produzido, principalmente, em decorrência da aplicação de fertilizantes nitrogenados (IPCC, 2014).

Em solos cultivados, a adição de doses elevadas de fertilizantes nitrogenados para atender a demanda das culturas aumenta o potencial de perdas de N nos agroecossistemas (JARECKI et al., 2009; THOMSON et al., 2012). Embora sejam quantitativamente pequenas, merecem atenção especial dentre essas perdas aquelas de N_2O , em razão do seu elevado potencial poluidor da atmosfera, já que, além de ser um gás responsável pelo efeito estufa (IPCC, 2014), ele também contribui à destruição da camada de ozônio (RAVISHANKARA et al., 2009). A produção dessa forma gasosa de N resulta, principalmente, dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Como a produção de N_2O está ligada diretamente à atividade microbiana do solo, a sua emissão é dependente de fatores como textura do solo, temperatura, umidade, nível de oxigenação, disponibilidade de carbono, quantidade e modo de aplicação de fertilizantes (JARECKI et al., 2009; ROCHETTE et al., 2008; GARCÍA-MARCO et al., 2014). Assim, a adoção de práticas de manejo como o plantio direto na palha (ROCHETTE et al., 2008; JANTALIA et al., 2008;), o controle da irrigação e umidade do solo quando da aplicação de fertilizantes (ZHANG et al., 2014) e a forma de aplicação de fertilizantes (VAN GROENIGEN et al., 2010) irão condicionar a produção desse gás no solo e a sua emissão para a atmosfera.

Em função do seu alto potencial produtivo e da incapacidade de formar associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio, as espécies mais exigentes em adubação nitrogenada são as gramíneas. Dentre essas, merece destaque, tanto em áreas agrícolas do sul do Brasil (VIERO et al., 2014) como em nível mundial (LIU et al., 2013; ZHANG et al., 2014), a sucessão trigo-milho. No sul do Brasil, essa sucessão está presente em muitas propriedades dedicadas à suinocultura permitindo integrar o manejo dos dejetos dos animais com a fertilização das culturas.

Com o objetivo de reduzir os custos de produção e, ao mesmo tempo, aproveitar os resíduos orgânicos gerados nas propriedades, muitos agricultores utilizam os dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizante das culturas, os quais são produzidos em sistemas intensivos de criação, e contém a mistura de fezes e urina, restos de ração e pêlos dos animais, além da água proveniente da lavagem das instalações e do desperdício dos bebedouros. A dose de dejetos utilizada nessas culturas é, em muitos casos, superior à necessidade destas, já que a área disponível e que conta com relevo favorável à aplicação dos DLS são limitadas. Essa situação pode resultar na contaminação ambiental, especialmente por lixiviação de nutrientes e escoamento superficial (LOURENZI et al., 2015; GATIBONI et al., 2015).

Em situações onde o manejo dos dejetos é inadequado, as perdas gasosas de nitrogênio (N) do solo para a atmosfera também podem ocorrer através da volatilização de amônia (NH_3) e da emissão de N_2O , (VALLEJO et al., 2005; MKHABELA et al., 2006). Após a aplicação de DLS em clima subtropical a volatilização de NH_3 pode atingir valores superiores a 25% do N aplicado (Aita et al., 2014), o que reduz o potencial fertilizante dos DLS, além de contribuir à emissão indireta de N_2O , já que, de acordo com IPCC (2014), 1% do N- NH_3 emitido para a atmosfera e que é redepositado posteriormente em ambientes naturais ou agrícolas pode ser reemitido como N_2O durante os processos de nitrificação e desnitrificação nesses locais.

O uso de práticas que minimizem a volatilização de NH_3 tem impactos positivos do ponto de vista ambiental como também agrônômico, ao melhorar a eficiência de uso de N pelas culturas (DELL et al., 2011). Uma dessas práticas, que vêm sendo utilizada em outros países (MARKFOGED et al., 2011; NYORD et al., 2012) e recentemente foi testada no sul do Brasil (AITA et al., 2014), consiste na

injeção subsuperficial dos dejetos líquidos no solo. A injeção de dejetos líquidos de suínos, avaliada por Aita et al. (2014), através de equipamento desenvolvido para esse fim (DAOL Incorporador®, www.mepel.ind.br), possibilitou a injeção em sistema de plantio direto (SPD), a uma profundidade de 7 a 11 cm, preservando os resíduos culturais na superfície do solo. Nessa condição, a exposição dos dejetos aos fatores ambientais que promovem a volatilização de NH_3 é minimizada, mantendo maior quantidade de N mineral no solo, além de diminuir a emissão de maus odores (MAGUIRE et al., 2011).

Embora a injeção dos dejetos líquidos no solo apresente as vantagens acima mencionadas, essa prática pode favorecer a produção e emissão de N_2O (AITA et al., 2014; HOU et al., 2015), uma vez que no interior dos sulcos de injeção ocorre o aumento localizado da umidade e dos teores de C solúvel e N mineral, estimulando o processo de desnitrificação, que é o principal responsável pela formação de N_2O nos sulcos (DORNO et al., 2013). Esse problema pode ser mitigado se os dejetos líquidos forem injetados juntamente com inibidores de nitrificação, principalmente a dicianodiamida (DCD) (VALLEJO et al., 2005; AITA et al., 2014). Mesmo que essa combinação da injeção dos dejetos com o uso de inibidores de nitrificação apresente resultados promissores, ainda não há relatos sobre a avaliação dessa estratégia em Latossolos de regiões subtropicais. Essas condições estão presentes no Planalto do Rio Grande do Sul, onde predomina o uso de dejetos líquidos de animais em plantio direto, com destaque para os dejetos gerados na suinocultura e na bovinocultura de leite.

A textura e o teor de matéria orgânica do solo agem como importantes fatores controladores da produção e emissão de GEE, com destaque para o N_2O e o CH_4 (GU et al., 2013; GARCÍA-MARCO et al., 2014, MCGEOUCH et al., 2016). Chantigny et al. (2010) verificaram que a aplicação de dejetos em solos de textura mais fina provocam maiores emissões de N_2O em função da manutenção da umidade do solo. O solo do presente trabalho possui teores elevados de argila e são poucos os trabalhos realizados em solos altamente intemperizados, além disso, essa condição é representativa de áreas de cultivos de cereais, tornando-se essenciais pesquisas a cerca da emissão de GEE nestas condições.

2. HIPÓTESES

A hipótese que norteia este estudo é a de que a injeção de dejetos líquidos de suínos em Latossolo, favorece a emissão de Gases de Efeito Estufa, principalmente do N_2O , atingindo proporções superiores à estipulada pelo IPCC (2014) de 1% do N total aplicado.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito do modo de aplicação dos DLS (injeção x aplicação superficial), sobre a emissão de GEE, em um Latossolo Vermelho do Planalto do Rio Grande do Sul, associado ou não ao uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar o efeito do modo de aplicação dos DLS (injeção x aplicação superficial) na emissão de N_2O , CO_2 e CH_4 em um Latossolo cultivado com a sucessão trigo/milho.

Avaliar o efeito da adição de DCD aos DLS na emissão de N_2O , CO_2 e CH_4 em um Latossolo cultivado com a sucessão trigo/milho.

Estabelecer o fator de emissão (FE) para a adubação orgânica e mineral em comparação ao padrão médio estabelecido pelo IPCC.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Emissão de gases de efeito estufa (GEE) na agropecuária

Os inventários de emissão de gases de efeito estufa (GEE) mostram que a agropecuária é responsável por grande parte dessa emissão, sendo superada apenas pelo setor industrial e pela queima de combustíveis fósseis. Segundo Cerri et al. (2009), a agropecuária é responsável por 87% da emissão de N_2O brasileira. Conforme levantamento do Ministério de Ciência e Tecnologia (MCTI, 2014), 35% das emissões brasileiras de GEE provém diretamente da agricultura. Além do N_2O diretamente emitido dos solos agrícolas contribuem para esse cenário o CH_4 emitido, principalmente, por ruminantes e pelas lavouras de arroz irrigado, além do CO_2 das queimadas e da conversão do uso do solo de florestas para agricultura.

Grande parte da emissão de N_2O é ocasionada pela baixa eficiência no uso de fertilizantes nitrogenados, o que exige a aplicação de doses elevadas de fertilizantes, tanto minerais quanto orgânicos, aumentando o potencial de perdas de N para o ambiente, tanto na forma de nitrato (NO_3^-) como nas formas gasosas de NH_3 , N_2O e N_2 . Conforme Shcherback et al. (2014), a produção e emissão de N_2O respondem de forma exponencial ao aumento da dose aplicada de fertilizante nitrogenado, ou seja, quando o N disponível no solo for superior à capacidade de absorção de N pelas culturas, as perdas são significativas, o que demonstra a importância das boas práticas no uso de fertilizantes como ferramenta necessária para a mitigação da emissão desse gás de efeito estufa. Nesta mesma linha, resultados de Van Groenigen et al. (2010) indicaram maiores emissões de N_2O quando foram aplicadas doses de N acima da necessidade das culturas, assim como resultados de Jarecki et al. (2009), ao verificarem que a dose de N aplicada foi o fator que melhor se relacionou com a emissão de N_2O , independente do modo ou do período de aplicação do fertilizante nitrogenado.

O setor agropecuário contribui direta e indiretamente com as emissões de CO_2 , o que faz aumentar a pressão pela adoção de práticas mitigadoras. Diretamente, as emissões de CO_2 ocorrem durante a decomposição de resíduos culturais, nas queimadas dos mesmos, no consumo de combustíveis fósseis e nas operações de preparo do solo e plantio. Indiretamente, as emissões de CO_2 ocorrem através da mudança de uso da terra, com a conversão da vegetação nativa em pastagens ou áreas cultivadas, prática essa que atinge 32% das emissões totais de

GEE no Brasil (MCTI, 2014). Contudo, a adoção de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, desde que empregado corretamente com o uso de rotação de culturas e plantas de cobertura de solo, permite acumular até 440 kg de C ha⁻¹ ano⁻¹ no solo (SANTOS et al., 2011).

O CH₄ é um gás de efeito estufa, cujo potencial de aquecimento global é 25 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2014) e sua produção se dá em condições anaeróbicas. Na agropecuária, o principal processo de produção de CH₄ é a fermentação entérica, característica dos ruminantes, atingindo até 56% das emissões totais de GEE do setor (MCTI, 2014). Também contribuem para a emissão de metano as lavouras de arroz irrigado sob inundação e os dejetos de animais, seja durante o seu armazenamento em esterqueiras ou após a sua aplicação em pastagens.

O manejo dos dejetos de animais vem se destacando no cenário de emissões de gases de efeito estufa pelo potencial de aumentá-las exponencialmente, ou de mitigá-las, caso os dejetos sejam adequadamente tratados e aplicados ao solo. Isso se deve ao potencial de formação e emissão dos três principais gases de efeito estufa em diversas etapas do armazenamento e aplicação dos dejetos no solo, bem como ao impacto contraditório que práticas de mitigação exercem sobre tais emissões, conforme salientado por Hou et al. (2015). No armazenamento, destaca-se a emissão de CH₄ das esterqueiras anaeróbicas (HOU et al., 2015), enquanto que na compostagem emissões de N₂O e CH₄ podem ocorrer, conforme as condições de umidade e do substrato utilizado (SZANTO et al., 2007). Por fim, na aplicação direta no solo, emissões de N₂O equivalentes a até 5% do N aplicado já foram registradas (CHANTIGNY et al., 2010), enquanto pequenas emissões de CH₄ também podem ocorrer (PHAN et al., 2012).

Apesar de atuarem principalmente como fonte de GEE, os solos agrícolas, se manejados adequadamente, podem ser um importante dreno de GEE, através de dois mecanismos principais: o acúmulo de carbono na forma de matéria orgânica e a oxidação de metano em solos predominantemente aeróbicos, o que pode representar até 10% do consumo de CH₄ da atmosfera (IPCC, 2014). Conforme Santos et al. (2011), a adição de carbono em sistema plantio direto, através do uso adequado de rotação de culturas, permite acumular carbono em Latossolos brasileiros, contribuindo com o sequestro de CO₂. Já a oxidação de metano pode atingir valores de 1,2 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹, como verificado por Walter et al. (2015), em culturas

anuais na Alemanha. Mesmo com essa relevância, a maioria dos trabalhos que avaliaram a emissão de gases de efeito estufa em solos aeróbicos no Brasil se restringem ao N_2O (JANTALIA et al., 2008; AITA et al., 2015; BAYER et al., 2015; MARTINS et al., 2015), com menor atenção sobre a função do solo como fonte ou dreno de metano.

4.2. Produção e emissão de GEE em solos agrícolas

A produção de gases de efeito estufa em solos agrícolas é basicamente resultante de processos microbiológicos (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013), enquanto que sua emissão para a atmosfera é dependente de características físicas e de manejo dos solos (BALL, 2013; MANGALASSERY et al., 2013; GU et al., 2013). Assim, fatores como a disponibilidade de carbono (C) e os níveis de oxigênio, umidade, temperatura e textura do solo serão fatores que irão controlar a produção e emissão de GEE.

O dióxido de carbono (CO_2) é produzido a partir da ação dos microrganismos heterotróficos ao degradarem materiais orgânicos, tanto aqueles adicionados recentemente no solo como, por exemplo, resíduos culturais e dejetos de animais, como a matéria orgânica nativa do solo que encontra-se protegida e exposta pela ação do preparo do solo. A magnitude da emissão desse gás está diretamente relacionada à atividade biológica do solo, as operações de preparo que são realizadas e a qualidade do material orgânico adicionado. Ao aplicar dejetos ao solo proporciona-se um aumento da atividade microbiana e com rápida resposta na emissão de CO_2 (AITA et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2001), pois trata-se de uma fonte rica em carbono lábil e N disponível de fácil decomposição. Apesar desse impacto direto, existe a expectativa de que a fertilização orgânica proporciona acúmulo de carbono no longo prazo (OWEN et al., 2015), pela adição direta de C somada à maior produtividade das culturas.

O metano (CH_4), por sua vez, resulta da degradação da matéria orgânica em ambientes estritamente anaeróbicos, a partir da interação de diversos grupos microbianos que levam a formação de um ambiente altamente reduzido (SOUZA et al., 2011), condições essas que permitem a ação das bactérias metanogênicas. Essas condições são facilmente encontradas no cultivo de arroz irrigado (SOUZA et al., 2011) e no rumem de animais (PHILIPPE e NICKS, 2015) representando grande

contribuição a emissão total de GEE do setor agropecuário. Outra condição, menos frequente, mas que contribui para o balanço de emissões é a formação de CH_4 no interior dos agregados do solo e posteriormente sua emissão, que também pode ocorrer em solos predominantemente aeróbicos.

Quanto ao óxido nitroso (N_2O) com capacidade de aquecimento global 296 vezes superior ao CO_2 , trata-se de um gás que pode ser formado em diversas etapas do ciclo biogeoquímico do nitrogênio, como a nitrificação-desnitrificante, a desnitrificação acoplada a nitrificação, a redução dissimilatória de nitrato e a quimiodesnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Todos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, sendo difícil isolar a contribuição de cada um, a não ser com a combinação de técnicas moleculares e isotópicas avançadas geralmente executadas apenas em laboratório (DECOCK e SIX, 2013).

A nitrificação é um processo microbiano realizado por bactérias aeróbicas e que ocorre em duas etapas, sendo a primeira a conversão de amônia (NH_3) para nitrito (NO_2^-), passando rapidamente pelo intermediário hidroxilamina (NH_2OH), que é instável e rapidamente convertido a NO_2^- , enquanto que a segunda etapa consiste na oxidação de NO_2^- a NO_3^- , realizada principalmente por bactérias do gênero *Nitrobacter* (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Além das bactérias, a nitrificação pode ser realizada também por arqueobactérias, no entanto sua contribuição em ambientes agrícolas é pequena, em função das alterações provocadas pelas práticas de manejo (GONG et al., 2013). A ocorrência da nitrificação possibilita a formação de substratos para a desnitrificação. Concomitante ao processo de formação de nitrato da nitrificação, rotas alternativas podem ocorrer, como a nitrificação-desnitrificante, realizado pelas mesmas bactérias oxidantes de amônia em condições de baixa concentração de oxigênio, através da respiração anaeróbica (KOOL et al., 2010). Além disso, a hidroxilamina pode resultar na formação N_2O através de sua decomposição química, processo chamado quimiodesnitrificação e importante em solos ácidos (MØRKVED et al., 2007). Na redução dissimilatória de nitrato, que ocorre em condições anaeróbicas ocorre a formação de N_2O como subproduto do processo que corresponde a absorção de NO_3^- por microrganismos e também pode ocorrer em solos predominantemente aeróbicos (RÜTTING et al., 2011).

O processo de desnitrificação compreende uma série de reações que levam a conversão do NO_3^- em N_2 , passando pelos intermediários NO_2^- , NO e N_2O , para

dessa forma completar o ciclo do nitrogênio. Esse processo necessita de condições anaeróbicas, e muitas vezes pode ocorrer de forma incompleta levando a formação de N_2O (GILES et al., 2012). Essa situação é muito frequente nas interfaces entre ambientes anaeróbicos/aeróbicos, como os biofilmes formados nos agregados do solo, pois a enzima oxido nitroso redutase, responsável pela conversão de N_2O em N_2 é altamente sensível a presença de oxigênio (ANGNES et al., 2013).

A aplicação de fertilizantes nitrogenados ao solo, tanto de origem mineral quanto orgânica, intensifica todos os processos envolvidos no ciclo do nitrogênio, em função de aumentar a disponibilidade do substrato inicial, promovendo um aumento de toda a atividade da comunidade microbiana e intensificando os processos de nitrificação e desnitrificação. Por exemplo, no trabalho de Aita et al. (2007), o NH_4^+ adicionado pelos dejetos de suínos foi nitrificado totalmente em até 20 dias, formando substrato para ocorrência de desnitrificação e formação de N_2O . Assim, é esperado que solos agrícolas cultivados intensivamente e com a aplicação de doses elevadas de fertilizantes sejam potencialmente grandes emissores de N_2O para a atmosfera (NAN et al., 2015).

O nível de O_2 no solo é um dos principais fatores ambientais que afeta diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação (GARCÍA-MARCO et al., 2014). Em função da dificuldade de medição direta de O_2 à campo, na maioria dos trabalhos essa relação com o oxigênio é medida indiretamente pelo espaço poroso preenchido por água (EPSA) ou porosidade preenchida por água (PPA), apresentando correlação com a emissão de N_2O (KHALIL e BAGGS, 2005). Como a expulsão do O_2 do solo é promovida pela água das precipitações pluviométricas, espera-se que as condições climáticas predominantes em cada local terão influência preponderante na produção e emissão de N_2O . Como a ocorrência de chuvas periódicas irá condicionar a existência de momentos mais ou menos favoráveis à desnitrificação, faz-se necessário manejar outros fatores como, por exemplo, a disponibilidade de N e o tipo de fertilizante nitrogenado (MKHABELA et al., 2008). Além disso, o controle da disponibilidade de carbono no solo, bem como presença de plantas para absorver o nitrogênio da solução do solo constituem estratégias para mitigar as emissões de N_2O (JARECKI et al., 2009). O manejo da irrigação também é um fator que poderá influenciar a emissão de N_2O , já que os ciclos de umedecimento e secagem do solo podem proporcionar pulsos de emissão, em função da desnitrificação do nitrato acumulado (HARRISON-KIRK et al., 2013).

A disponibilidade de C no solo também é um fator regulador da emissão de N_2O . Sua atuação ocorre na medida em que o C serve tanto à biossíntese como à produção de energia durante a respiração dos microrganismos heterotróficos, o que pode resultar no consumo do O_2 disponível no solo, levando algumas bactérias anaeróbicas facultativas a utilizarem o NO_3^- como receptor final de elétrons durante a sua respiração. Com isso, o plantio direto, ao promover o acúmulo de carbono no solo poderia aumentar as perdas de N_2O pela desnitrificação, mas conforme revisão de Rochette (2008) isso só ocorre em solos mal drenados.

4.3. Efeito do modo de aplicação de dejetos no solo na emissão de GEE

A utilização adequada de dejetos de animais, especialmente daqueles criados em confinamento, como fertilizantes de culturas anuais, é uma forma de reduzir custos e proporcionar um descarte desses resíduos, com redução dos riscos ambientais. Um dos problemas associados a utilização dos dejetos é a perda de N por volatilização de amônia, pois os dejetos possuem, normalmente, pH elevado e a maior parte do N encontra-se na forma amoniacal (ROCHETTE et al., 2008; YAGÜE et al., 2012; AITA et al., 2015). Essa perda de N, além do prejuízo ambiental, provoca perdas econômicas, pois é necessária a aplicação de doses elevadas de dejetos, para suprir a demanda deste nutriente das culturas.

A alternativa tecnológica para minimizar a volatilização de NH_3 consiste na incorporação dos dejetos no solo, o que pode reduzir em até 96% estas perdas gasosas de N, se esta prática for realizada imediatamente após a aplicação dos dejetos (WEBB et al., 2014). Em função da impossibilidade de incorporar os dejetos no solo em pastagens perenes e em lavouras conduzidas em sistema plantio direto, a injeção subsuperficial dos dejetos vem sendo utilizada nestas situações, em substituição à aplicação superficial dos mesmos (MAGUIRE et al., 2011). Recentemente essa tecnologia foi adaptada para as condições brasileiras, através do desenvolvimento do equipamento DAOL Incorporador-i 4000 Tandem[®].pela empresa MEPEL[®].

Os resultados de experimentos comparando o efeito da injeção e da aplicação superficial dos dejetos sobre as emissões de GEE são variáveis em função do tipo de solo, do clima, das condições do experimento e das culturas avaliadas. Mesmo em laboratório, com condições controladas, os resultados são

contraditórios. No trabalho de Dendooven et al. (1998), por exemplo, não houve aumento na emissão de N_2O quando a injeção de dejetos líquidos de suínos foi simulada no laboratório, em solo siltoso. Já Flessa e Beese (2000) reportaram emissões de N_2O 12 vezes maiores com a injeção de dejetos de bovinos em solo siltoso, mantido com valores de EPSA próximos a 67% durante todo o experimento, sendo que as emissões se mantiveram em níveis elevados durante as primeiras nove semanas. Uma explicação para esses resultados é apresentada por Markfoged et al. (2011), que verificaram a ocorrência de ambientes anaeróbicos em todo o solo situado ao redor do sulco de injeção, favorecendo a produção de N_2O através do processo microbiano de desnitrificação.

Em condições de campo, a variabilidade dos resultados relativos às emissões de GEE se torna maior, pois não é possível manter os fatores ambientais sob controle. Num ambiente semiárido (precipitação média de 460 mm ano^{-1}), porém com irrigação, Vallejo et al. (2005) não encontraram diferença significativa na emissão de N_2O e na desnitrificação total, entre a injeção e aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos, o que foi atribuído pelos autores ao longo período seco, o que reduziu a taxa de nitrificação do experimento. Por outro lado, Aita et al. (2014), trabalhando em um solo de textura média e com a cultura do milho, encontraram um incremento de 2,4 vezes na emissão de N_2O quando dejetos líquidos de suínos foram injetados, em comparação à sua aplicação superficial.

As emissões de CH_4 para a atmosfera também são influenciadas pelo modo de aplicação dos dejetos em virtude das alterações provocadas no solo. Phan et al. (2012) encontraram aumento médio de 38% na emissão de CH_4 quando dejetos de bovinos foram injetados no solo a uma profundidade de 5 cm, enquanto que o tratamento testemunha atuou como dreno de CH_4 . Em solo arenoso (92% de areia) Fangueiro et al. (2015) constataram que a aplicação de dejetos de bovinos em faixas ou injetados no solo não afetou a emissão de CH_4 , em relação à testemunha sem adubação, sendo que, na média dos tratamentos houve uma emissão de $2 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$, embora em algumas coletas foi registrado influxo de metano. O aumento na emissão de metano com a injeção de dejetos se deve ao ambiente formado pela concentração dos dejetos no sulco de injeção, o que pode conduzir à formação de sítios de anaerobiose, propícios à ocorrência da metanogênese (FLESSA e BESSE, 2000; SISTANI et al., 2010).

Quanto às emissões de CO₂ para a atmosfera com o uso de dejetos, os poucos estudos realizados até o momento apresentam resultados contraditórios. Phan et al. (2012) encontraram maior emissão de CO₂ quando os dejetos foram injetados, enquanto Lovahn et al. (2010) e Flessa e Beese (2000) não encontraram diferenças entre os modos de aplicação dos dejetos. A injeção dos dejetos em condições de campo, pode proporcionar um ambiente anaeróbica onde o carbono será degradado parcialmente, podendo aumentar a emissão de CH₄ e reduzir a fração emitida como CO₂. Por outro lado, essa concentração de nutrientes e a dinâmica de infiltração dos dejetos (Thomsen et al., 2010) pode proporcionar condições favoráveis à atividade biológica e, na maioria dos casos, em respostas positivas na produtividade das culturas, proporcionando aumentos na emissão de CO₂ do solo.

4.4. Inibidores de nitrificação

Os inibidores de nitrificação são substâncias que atuam bloqueando temporariamente a enzima responsável pela primeira etapa do processo de nitrificação, que consiste na oxidação de NH₃ para NO₂⁻ (SINGH e VERMA, 2007). O seu uso junto aos fertilizantes nitrogenados vem aumentando nos últimos anos com o objetivo de aumentar a eficiência dos mesmos através da redução na lixiviação de nitrato (VALLEJO et al., 2006), da emissão de óxidos de nitrogênio, tanto N₂O (DI e CAMERON, 2012) quanto NO (VALLEJO et al., 2005) e de aumentar a recuperação de N pelas plantas cultivadas (GONZATTO et al., 2016). Além de mitigar o impacto ambiental, já que o N₂O é um potente gás de efeito estufa, se espera que o uso de inibidores possa incrementar a produção das culturas, como já verificado por Zaman et al. (2009) e Klein et al. (2011) em pastagens e por Ma et al. (2013) e Federolf et al. (2016) em cereais. Esse aspecto é fundamental para que a utilização dos inibidores seja viável não apenas ambientalmente, mas também economicamente.

Existe uma série de substâncias que possuem a capacidade de retardar o processo de nitrificação. Elas podem ser de origem natural, como os exsudatos radiculares de espécies forrageiras cultivadas (SUBBARAO et al., 2006) ou sintéticas, como a nitrapirina, a dicianodiamida (DCD) e mais recentemente o fosfato de 3,4-dimetil pirazole (DMPP) (VANDERZAAG et al., 2011). Entre esses produtos de síntese, a DCD vem sendo amplamente utilizada em função de características

como solubilidade elevada, baixa volatilidade e facilidade de aplicação, inclusive em dejetos líquidos de animais. Sua aplicação é relatada junto a dejetos de suínos (MKHABELA et al., 2006; AITA et al., 2014; 2015), a urina de bovinos (DE KLEIN et al., 2011) e a fertilizantes minerais (ABALOS et al., 2014).

A dicianodiamida (DCD) atua inibindo a ação da enzima amônia monooxigenase das bactérias nitrificadoras, especialmente do gênero *Nitrosomonas*, sem efeito bactericida, sendo uma substância com efeito apenas bacteriostático (SUBBARAO et al., 2006). Sua especificidade foi comprovada por Gong et al. (2013), que verificaram a atuação da DCD apenas sobre a comunidade de bactérias nitrificadoras sem afetar a comunidade de arqueobactérias. Da mesma forma, Dai et al. (2013) verificaram que ocorre crescimento do número de cópias do gene *amoA* (responsável pela síntese da enzima amônia monooxigenase) de bactérias em resposta à aplicação de nitrogênio via urina de bovinos, e essas cópias são reduzidas em três vezes quando utiliza-se DCD associada à fonte de N, com consequente redução na emissão de N_2O em até 69%. Nesse mesmo experimento os autores constataram que não houve alteração no gene *amoA* de arqueas.

A eficiência da DCD e dos demais inibidores na redução da emissão de N_2O , é variável em função das condições de cada local, como tipo de solo, culturas, temperatura e precipitação. A revisão bibliográfica realizada por Ruser e Schulz (2015) aponta para uma redução média de 60% na emissão de N_2O quando a DCD foi adicionada como inibidor de nitrificação, independente do tipo de fertilizante. Já na revisão (metanálise) realizada por Gilsanz et al. (2016), os autores constataram que a DCD é mais eficiente na mitigação da emissão de N_2O em áreas de pastagem (45%) do que em áreas de culturas anuais (30%), em função das condições de solo, clima e fertilização.

No caso de aplicação de dejetos, verifica-se maiores reduções na emissão de N_2O quando a aplicação do inibidor de nitrificação ocorre em condições que favoreçam o processo de desnitrificação. Esse foi o caso do experimento realizado por Aita et al. (2014) em cultivo de milho com injeção de dejetos de suínos em clima subtropical, onde a redução na emissão de N_2O foi de 66% com o uso da DCD. Da mesma forma, Vallejo et al. (2005), encontraram redução de 87% na emissão de N_2O com a injeção de dejetos de suínos em pastagens em clima mediterrâneo da Espanha, com irrigação. Nessas condições o bloqueio da nitrificação reduz a

emissão de N_2O através da limitação do substrato NO_3^- do processo da desnitrificação.

Apesar das reduções significativas verificadas em algumas situações, o inibidor DCD nem sempre apresenta redução na emissão de N_2O , em função das condições de cada local. Esse foi o caso do experimento de Mkhabela et al. (2006) em condições de laboratório, com dois solos, onde a temperatura de condução do experimento ($21^\circ C$), o alto teor de matéria orgânica (4,3 e 6,5%) e a umidade do solo (>50%) podem ter interagido para a rápida degradação da DCD, diminuindo sua eficiência, conforme atribuído pelos autores. Da mesma forma, Pereira et al. (2010) trabalhando com dejetos de bovinos e com dois inibidores de nitrificação, DCD e DMPP, não encontraram diferença na emissão de N_2O quando os inibidores foram combinados com a fração sólida e o dejetos integral. Porém, quando a fração líquida recebeu a adição dos inibidores ocorreu redução média de 28% na emissão de N_2O . Os autores atribuíram esse resultado a diferenças entre os teores de $N-NH_4^+$ e carbono disponível de cada fração, o que influenciou a maior intensidade dos processos de nitrificação e desnitrificação na fração líquida e com isso, a emissão de N_2O . Já no estudo de Aita et al. (2015) também não houve redução significativa na emissão de N_2O no cultivo de milho em clima subtropical, pois o solo apresentava elevados níveis de NO_3^- já no início do experimento, em função do histórico de cultivo da área. Assim, mesmo que o inibidor tenha reduzido a formação de NO_3^- pela nitrificação do N amoniacal dos dejetos, a desnitrificação não foi limitada pela falta de NO_3^- como receptor final de elétrons pelas bactérias desnitrificadoras.

5. MATERIAL E MÉTODOS

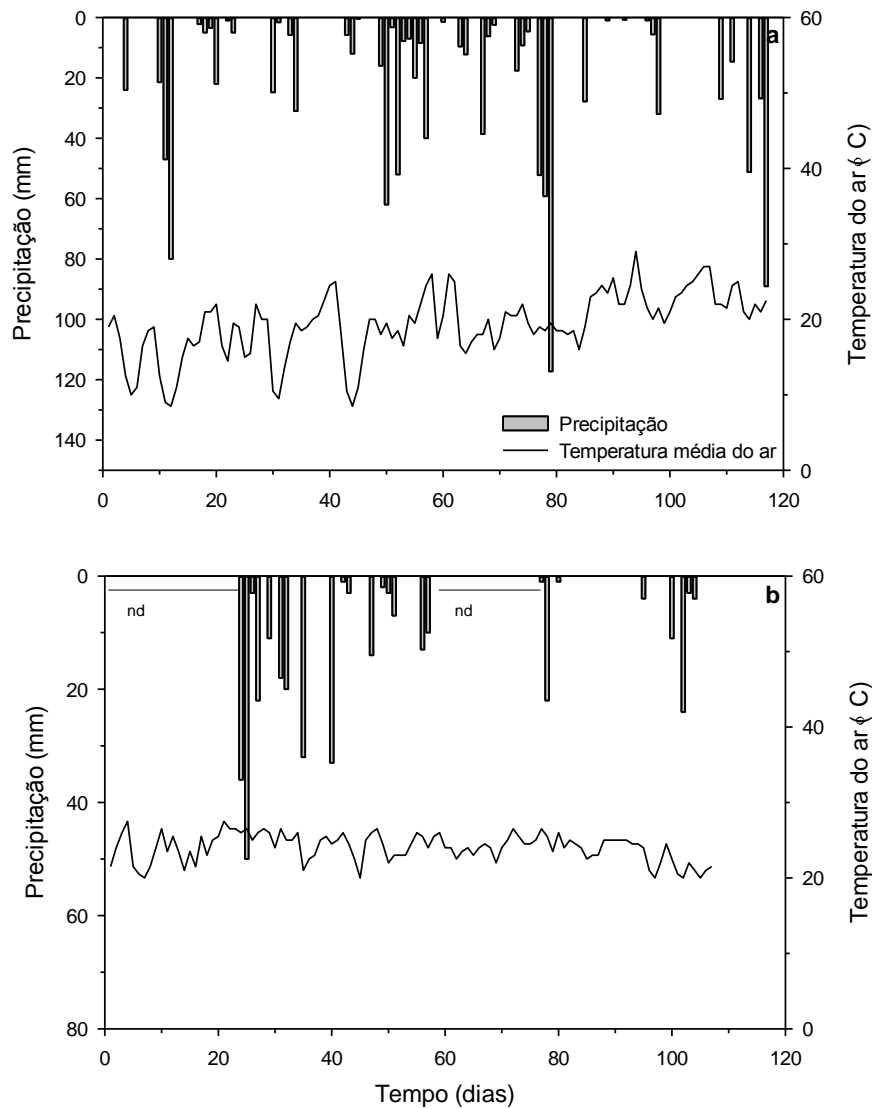
5.1. Área experimental

O experimento foi conduzido em condições de campo, junto ao Centro de Educação Superior Norte (CESNORS) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em Frederico Westphalen, RS, localizado nas coordenadas 27° 23' 57" S, 53° 25' 21" W e altitude de 484 m. O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa, com precipitação média anual de 1.828,1mm e temperatura média anual de 19,2 °C (SOTÉRIO et al., 2006).

O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho aluminoférrico típico (SANTOS, 2006), com teor de argila de 756 g kg⁻¹ de solo. As principais características químicas do solo no início do experimento, analisadas na camada 0-10cm, são as seguintes: pH em água (1:1) = 5,0; MO = 3,0%; P = 7,9 mg dm⁻³; K = 109,3 mg dm⁻³; Al = 0,8 cmol_c dm⁻³; Ca = 5,0 cmol_c dm⁻³; Mg = 2,2 cmol_c dm⁻³. Antes da instalação do experimento, a área vinha sendo cultivada com a sucessão soja/trigo em plantio direto, utilizando-se as práticas de manejo recomendadas para as culturas.

As temperaturas médias e as precipitações foram coletadas pela estação experimental localizada no Campus da UFSM de Frederico Westphalen são mostradas na Figura 1. Durante o cultivo do milho ocorreram momentos em que o registro das precipitações não pode ser realizado em virtude de falhas no sistema de coleta. Esse período, de 0 – 23 dias e de 58 – 76 dias está indicado na figura pelas barras transversais.

Figura 1: Precipitação e temperatura média do ar durante o cultivo do trigo 2014 (a) e do milho 2014/2015 (b).



*nd: Dados de precipitação não registrados pela estação automática.

5.2. Tratamentos, delineamento e condução do experimento

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições dos seguintes tratamentos, aplicados em parcelas de 36m² (6,0m x 6,0m): 1) Testemunha sem adubação (TEST); 2) Adubação mineral (NPK); 3) Dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (SUP); 4) DLS em superfície associados ao inibidor de nitrificação (IN) dicianodiamida (DCD) (SUP+IN); 5) DLS injetados no solo (INJ) e 6) INJ+IN. Os dejetos utilizados foram obtidos em uma

esterqueira anaeróbica junto a um produtor de suínos da região, tendo como origem animais em fase de terminação e criados em sistema de confinamento total. Os tratamentos foram aplicados em 14/07/2014 e 16/12/2014, um dia antes da implantação das culturas do trigo e milho, respectivamente. As cultivares utilizadas foram trigo TBIO Sinuelo e milho DKB 240 VT PRO 2, com ciclo de 116 e 106 dias, respectivamente. A dose e os teores de matéria seca, nitrogênio total e amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$), carbono total e pH dos dejetos aplicados são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1: Características, doses e quantidades de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicadas com os dejetos líquidos de suínos (DLS) nas culturas do trigo em 2014 e no milho em 2014/2015.

Características dos dejetos	Trigo 2014	Milho 14-15
pH	7,40	7,63
Matéria seca (%)	1,62	1,60
N-total (kg m^{-3})	2,06	2,23
N-amoniacal (kg m^{-3})	1,41	1,47
N-orgânico (kg m^{-3})	0,65	0,76
C-total (kg m^{-3})	5,30	5,78
Relação C/N	2,58	2,60
Taxa de aplicação		
Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	60	70
N-total (kg ha^{-1})	123,6	156,1
N-amoniacal (kg ha^{-1})	84,6	102,9
N-orgânico (kg ha^{-1})	39,0	53,2
C-total (kg ha^{-1})	318,0	404,6

Nos tratamentos com injeção dos DLS no solo a aplicação dos DLS foi realizada com um aplicador mecânico comercial (DAOL Incorporador-i 4000 Tandem, MEPEL[®]) e as aplicações em superfície foram realizadas manualmente com o auxílio de regadores. No tratamento NPK a fonte de nitrogênio foi a ureia, sendo aplicada superficialmente e parcelada em duas aplicações, com a primeira na semeadura (1/3 da dose) e a segunda (2/3 da dose) em cobertura, quando as plantas encontravam-se no perfilhamento para o trigo (02/09/14) ou apresentavam seis folhas para o milho (15/01/15). Junto com a ureia (1/3), aplicou-se na semeadura todo o fósforo (P) e potássio (K), seguindo a recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004) para as culturas.

A aplicação dos fertilizantes foi realizada antes da instalação das bases para avaliação da emissão de gases de efeito estufa que foram distribuídas aleatoriamente dentro das parcelas e a quantidade de palha da cultura anterior foi ajustada manualmente de forma a representar a média da parcela.

5.3. Avaliação dos fluxos de GEE

Os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ foram avaliados no período compreendido entre a semeadura e a maturação fisiológica das culturas do trigo e do milho, perfazendo 116 e 105 dias, respectivamente. Para a avaliação dos fluxos desses gases foram utilizadas câmaras estáticas, seguindo os procedimentos recomendados por Rochette e Bertrand (2008). O dispositivo é composto por uma base e uma câmara, ambas em aço galvanizado. As câmaras possuíam 0,3m de largura, 0,2m de altura e 0,4m de comprimento sendo dispostas sobre bases, as quais foram inseridas no solo até uma profundidade de 0,1m. As bases foram mantidas no campo, no mesmo local, até o término de cada cultivo. As avaliações foram realizadas no mínimo duas vezes por semana durante os primeiros 40 dias após a aplicação dos tratamentos, procurando captar o efeito das precipitações ocorridas no período. Para isso, procurou-se coletar antes e após cada precipitação. Posteriormente, as avaliações foram espaçadas para 7 a 10 dias, em função da redução nos fluxos de GEE.

Em cada avaliação, as câmaras eram dispostas sobre as bases, as quais possuíam canaletas, que eram preenchidas com água para a vedação do sistema. As amostras da atmosfera interna das câmaras foram coletadas com seringas de polipropileno de 20cm³, nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos, após a colocação das câmaras sobre as bases e imediatamente transferidas para exteiners de 12 cm³ (modelo Vial 3 flat, Labco Exetaneir[®]) previamente evacuados. As concentrações de GEE foram determinadas por cromatografia gasosa em cromatógrafo específico à determinação de GEE (Shimadzu, modelo GC-2014 Greenhouse) em detector de captura de elétrons (Electron Capture Detector, ECD) para a quantificação de N₂O e em detector com ionização de chama (FID) para quantificação de CO₂ e CH₄. Os fluxos de GEE foram calculados utilizando a equação proposta por Rochette e Bertrand (2008):

$$Fg = \frac{dG}{dt} \times \frac{V}{A} \times Mn \times \left(1 - \frac{ep}{P}\right)$$

em que Fg é o fluxo de gás ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), dG/dt é a mudança na concentração do gás ($\text{mol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$), V é o volume da câmara (m^3), A é a área coberta pela câmara (m^2), ep é a pressão parcial do vapor de água no interior da câmara (kPa), P é a pressão barométrica (kPa), Mm é a massa molecular do gás (g mol^{-1}).

O cálculo da emissão acumulada foi realizado a partir da integração dos fluxos observados utilizando-se a metodologia de interpolação linear entre dois pontos de coleta consecutivos.

O cálculo do fator de emissão foi realizado através da seguinte fórmula:

$$FE (\%) = \frac{N_2O \text{ trat} - N_2O \text{ test}}{N \text{ aplicado}}$$

Em que FE é o fator de emissão expresso em percentagem do N aplicado, N_2O trat é a emissão acumulada no tratamento avaliado ($\text{kg de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$), N_2O test é a emissão acumulada de N_2O no tratamento testemunha ($\text{kg de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) e N aplicado é quantidade de N aplicado como fertilizante no tratamento avaliado (kg de N ha^{-1}).

5.4. Avaliação de características do solo

Os teores de N mineral (NH_4^+ e $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) e a umidade gravimétrica do solo foram avaliados periodicamente, através da coleta de solo com trado calador na camada de 0 – 10 cm. Realizaram-se 19 coletas de solo durante o cultivo do trigo e 11 coletas durante o cultivo do milho, sempre nas mesmas datas em que foram feitas amostragens para análise dos fluxos de GEE. Para a extração do N mineral, amostras de 5 g de solo úmido foram adicionadas a 50 ml de KCl 1M, agitando-se mecanicamente a mistura durante 30 minutos (TEDESCO et al., 1995). Após a extração e decantação, procedeu-se a filtração das amostras e uma alíquota do extrato foi congelada até a realização das análises. No trigo, a quantificação dos teores de N mineral foi realizada em aparelho de análise de fluxo contínuo (SAN plus, Skalar, Breda, Holanda), com determinação colorimétrica em 660nm para amônio e 540 nm para nitrato. No milho, o N mineral do solo foi determinado através de destilação por arraste de vapor, em destilador semi-micro Kiejdahl. A densidade aparente do solo da camada 0 –10 cm foi avaliada antes da implantação do primeiro cultivo (trigo/14). Para a determinação do espaço poroso saturado por água (EPSA) utilizaram-se os dados de umidade gravimétrica e de densidade aparente, através

da seguinte fórmula e assumindo-se um valor de 2.65 g.cm^{-3} para a densidade de partícula :

$$EPSA (\%) = \frac{(Ug \times Ds)}{1 - \left(\frac{Ds}{Dp}\right)} \times 100$$

Em que, Ug é a umidade gravimétrica (g. g^{-1}), Ds é a densidade aparente do solo (g cm^{-3}) e Dp é Densidade de partícula (g cm^{-3}).

5.5. Análises Estatísticas

Os resultados da emissão acumulada de N_2O , CO_2 e CH_4 e os fatores de emissão de N_2O foram submetidos à análise de variância utilizando-se como fatores os blocos e os tratamentos pelo procedimento Two-Way ANOVA no software SigmaPlot 12.1. Quando a diferença entre os tratamentos foi significativa, as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste de Diferença Mínima Significativa (DMS) de Fisher, considerando a probabilidade de erro $\alpha = 5\%$.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Cultura do trigo/2014

6.1.1 Dinâmica das emissões de N₂O

Os fluxos de N₂O variaram de 3,9 a 78,1 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ao longo dos 116 dias de avaliação durante o cultivo de trigo (Figura 2). Os menores fluxos de emissão foram encontrados no tratamento com adubação mineral (NPK), com média de 2,5 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Já os maiores fluxos de N₂O ocorreram no tratamento com injeção dos DLS no solo, sem DCD (INJ), estando concentrados nos primeiros 37 dias, sendo o maior pico (78,1 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) observado aos 11 dias após aplicação dos tratamentos e a média desse período de 38,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. As emissões médias no tratamento testemunha, de 2,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ao longo dos 116 dias de avaliação, são baixas quando comparadas às encontradas por Bell et al. (2016) em clima temperado, onde o fluxo médio de N-N₂O durante os cultivos de trigo de inverno e primavera foi de 10 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Tais diferenças devem estar relacionadas às diferenças entre o solo e clima dos locais.

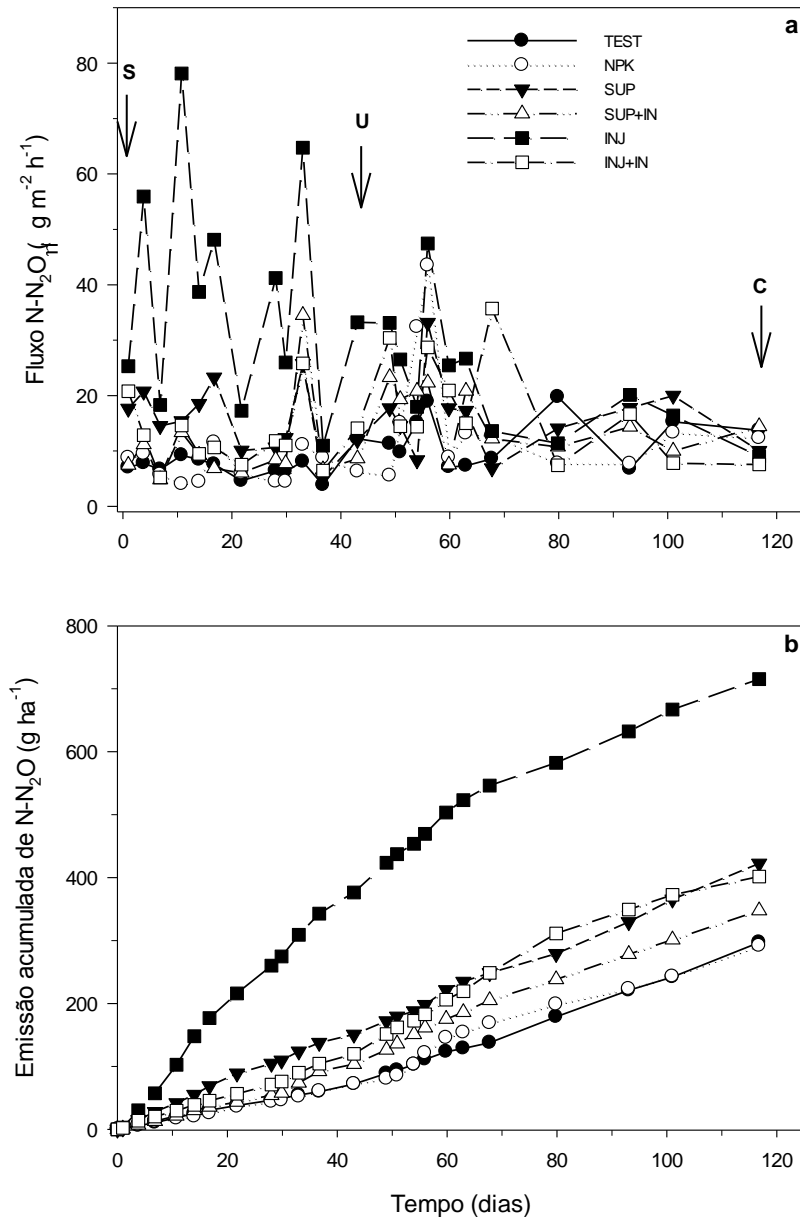
Os fluxos de N₂O aumentaram em resposta à adubação nitrogenada, seja ela orgânica, através da aplicação dos dejetos, ou mineral, através da ureia (Figura 2), embora a magnitude desse efeito tenha sido inferior quando comparada aos resultados de Aita et al. (2015), que utilizaram ureia e DLS no cultivo de trigo em um Argissolo sob clima subtropical. Os autores encontraram fluxos médios de aproximadamente 54 e 14 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹ nos primeiros 55 dias após a aplicação de DLS em superfície e ureia, respectivamente. Tais valores são 12 e 7 vezes superiores ao fluxo médio de N-N₂O observado nestes mesmos tratamentos, nos primeiros 37 dias do presente trabalho.

Por outro lado, Jantalia et al. (2008) avaliando as emissões de N₂O em sistemas de rotação de culturas, no mesmo tipo de solo do presente trabalho, também encontraram baixas emissões (média entre 10 e 18 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$), o que foi atribuído à elevada capacidade de infiltração de água no solo, o que não reduziu suficientemente a disponibilidade de O₂ para permitir o uso do NO₃⁻ como receptor final de elétrons durante a respiração das bactérias desnitrificadoras. Assim, essa característica de boa drenagem do solo também pode ter ocorrido no presente trabalho, conforme comprovado pela pequena variação observada nos valores de EPSA, mesmo após precipitações intensas, como as que ocorreram aos

10 e 77 dias (Figura 3), garantindo dessa forma a oxigenação do solo. Conforme García-Marco et al. (2014), os valores do EPSA podem explicar em até 41% a emissão acumulada de N_2O , sendo um importante fator controlador da emissão de N_2O . Da mesma forma, Bateman e Baggs (2005) sugerem o limite de 60% de EPSA como parâmetro para determinar o incremento da desnitrificação e consequente aumento da emissão de N_2O . Como no presente trabalho os valores de EPSA na fase inicial, onde ocorreram os maiores fluxos de N_2O , foram em média de 60,8%, é provável que a drenagem eficiente do solo tenha condicionado a produção e emissão de N_2O através do processo de desnitrificação, resultando nos fluxos de emissão verificados.

A emissão de N_2O respondeu à ocorrência de precipitações, principalmente nos primeiros 60 dias, embora esse efeito tenha resultado em emissões mais intensas apenas nos primeiros 37 dias. Isso porque, nesse período, havia maior disponibilidade aos microrganismos de N-inorgânico e de C-lábil, em função da adição dos DLS e da presença dos resíduos culturais na superfície do solo, o que pode ter estimulado os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (CHANTIGNY et al., 2010). A partir dos 40 dias, é provável que o esgotamento destas duas fontes de C e N tenha limitado a produção e emissão de N_2O , o que está de acordo com resultados de Aita et al. (2014), Sistani et al. (2010) e Rochette et al. (2008).

Figura 2: Fluxo (a) e emissão acumulada de N-N₂O (b) durante o cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam semeadura (S), aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK (U) e colheita (C).



6.1.2 Emissões acumuladas de N₂O

As emissões acumuladas de N₂O variaram de 292 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento NPK a 715 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento INJ (Tabela 2), sendo que apenas o tratamento INJ foi estatisticamente superior aos demais. As emissões de N₂O

foram baixas e pouco afetadas pela adição de N, seja via DLS ou ureia, contrariando resultados de outros estudos (DENDOOVEN et al., 2008; AITA et al., 2015), onde o impacto da aplicação de fertilizantes sobre as emissões dessa forma gasosa de N foram maiores. Provavelmente, a interação entre temperaturas moderadas no inverno (Figura 1) com as características do solo, especialmente a pouca alteração do EPSA em resposta aos eventos pluviométricos, seja a responsável pela baixa emissão de N₂O observada no presente estudo.

Em média, as emissões de N₂O com adição de dejetos em superfície no Latossolo do presente estudo foram seis vezes menores do que as encontradas por Aita et al. (2015) durante o cultivo de trigo em um Argissolo. Já quando comparada à aplicação de vinhaça e torta de filtro em cana-de-açúcar em um Latossolo do sudeste brasileiro, os valores ficam dentro da faixa de 386 a 1.320 g N-N₂O ha⁻¹, encontrada em função das diferentes doses de fertilizantes aplicados (Siqueira Neto et al., 2015). Tais resultados evidenciam o papel central do tipo de solo na modulação dos processos responsáveis pela produção e emissão de N₂O para a atmosfera.

Para facilitar a compreensão, os resultados e a discussão relativos às emissões acumuladas serão separados em função da fonte de N utilizada (ureia x dejetos), do modo de aplicação dos dejetos (injeção x aplicação superficial) e da adição ou não do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos.

Tabela 2: Emissão acumulada de N-N₂O por período, total e percentual em relação ao N-total aplicado durante o cultivo do trigo/2014 em Frederico Westphalen - RS.

Tratamentos	Emissão acumulada de N-N ₂ O por período								N-N ₂ O emitido			
	0-37 dias		38-80 dias		80 – 116 dias		Total					
	g N-N ₂ O ha ⁻¹								% do N aplicado			
TEST	60	(18) *	b**	119	(66)	118	(26)	297	(83)			
NPK	61	(9)	Bb	138	(47)	A	93	(28)	B	292	(57)	-0.01
SUP	138	(44)	Bb	141	(21)		143	(49)		422	(100)	0.10
SUP+IN	92	(15)	b	146	(40)		109	(25)		348	(51)	0.04
INJ	343	(223)	a	239	(155)		133	(38)		715	(404)	0,34
INJ+IN	104	(22)	b	207	(120)		91	(18)		402	(159)	0,08

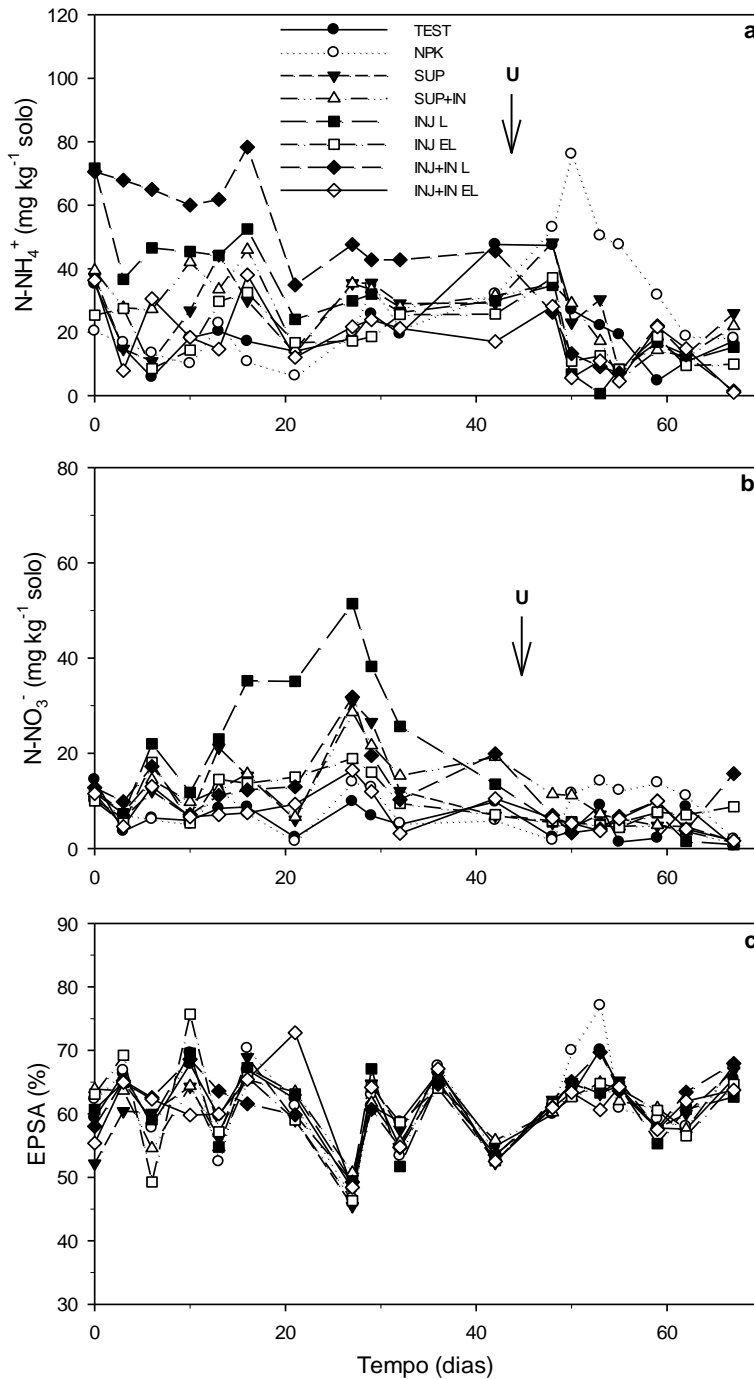
* Os números entre parêntesis indicam ± o desvio padrão. **Letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferença significativa (p<0,05, pelo teste de Fischer a 5% de probabilidade de erro) entre os períodos dentro de cada tratamento. Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença significativa (p<0,05) entre os tratamentos dentro de cada período. A ausência de letras indica que não houve diferença significativa entre os períodos ou tratamentos.

6.1.3 Efeito da fonte de nitrogênio

Durante o ciclo da cultura do trigo os picos de emissão e a emissão acumulada de N-N₂O do tratamento NPK foram próximos ao tratamento TEST (Tabela 2 e Figura 2). Esses resultados indicam a importância do parcelamento da adubação nitrogenada como prática de mitigação da emissão de N₂O, pois a maior parte do N da ureia foi adicionada em cobertura, quando o resíduo da cultura anterior já tinha sido parcialmente decomposto, reduzindo a disponibilidade de C, e quando a demanda de N pelo trigo era elevada. Assim, atua-se de acordo com Burton et al. (2008), que verificaram que estratégias que favoreçam a sincronia entre o fornecimento e a demanda de N pelas culturas reduzem a emissão de N₂O.

Os tratamentos com aplicação de dejetos, independente do modo de aplicação ou do uso de inibidor de nitrificação também não diferiram da testemunha e do tratamento com ureia, indicando que mesmo com o aporte de carbono dos dejetos, cuja disponibilidade está diretamente relacionada à produção de N₂O (PELSTER et al. 2012), não ocorreram aumentos significativos nas emissões de N₂O. É possível, que as perdas por volatilização de NH₃ quando os DLS foram aplicados na superfície do solo e sem incorporação (AITA et al., 2014; CHANTIGNY et al., 2006), aliada ao elevado nível de oxigenação, já que os DLS foram distribuídos em toda a superfície do solo, tenham limitado a desnitrificação nesta condição. Também o efeito residual da cultura da soja e decomposição dos resíduos culturais com a liberação do N fixado biologicamente pode ter contribuído para manter os níveis de emissão, independente do aporte de N dos fertilizantes. Em trabalhos futuros é interessante comparar a emissão de N₂O entre dejetos e ureia, injetando ou incorporando ambas as fontes de N no solo.

Figura 3: Variação temporal dos teores de N-NH_4^+ (a), N-NO_3^- (b) e do espaço poroso saturado por água (EPSA) (c) no solo durante os 68 dias iniciais do cultivo do trigo/2014. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). A seta indica o momento de aplicação de ureia no tratamento NPK (U).



No trabalho realizado por Meijide et al. (2009) com a cultura da cevada em clima mediterrâneo, as emissões de N_2O foram inferiores às do presente estudo (266 a 345 g ha^{-1}) e também não diferiram entre dejetos de suínos e adubação mineral, o que pode ser atribuído à quantidade reduzida de precipitações, a menor temperatura no início do experimento e ao predomínio da nitrificação como processo produtor de N_2O . Como a aplicação em superfície permite uma distribuição homogênea em toda área é possível inferir que a nitrificação tenha tido importante papel como processo responsável pela produção de N_2O no presente estudo, com maior intensidade nos primeiros 20 dias. Esse processo microbiano pode constituir uma fonte importante de N_2O (NAN et al., 2015) em locais com disponibilidade de O_2 , como na superfície do solo onde são aplicados os dejetos, sendo, dessa forma, facilmente emitido para a atmosfera.

6.1.4 Efeito do modo de aplicação dos DLS

A injeção dos dejetos líquidos de suínos (INJ) provocou um aumento na emissão acumulada de N_2O em relação à aplicação superficial em 70% sem adição de DCD (SUP) e em 21% no tratamento com DCD (INJ+IN x SUP+IN), embora essas diferenças não tenham sido significativas (Tabela 2), em função da elevada variabilidade nos fluxos de N_2O , também observada em outros estudos (DENDOOVEN et al., 1998; SISTANI et al., 2010; LOVAHN et al., 2010). A maior parte da emissão ocorreu nos primeiros 37 dias, onde se concentraram os maiores fluxos desse gás (Figura 2) de todo o período experimental. Essa tendência no aumento da emissão de N_2O com a injeção dos DLS pode estar relacionada ao aumento dos teores de $N-NO_3^-$ no interior dos sulcos de injeção, principalmente no período entre 15 e 30 dias (Figura 3), cujos valores foram superiores a 20 mg kg^{-1} de solo, favorecendo a ocorrência de desnitrificação (MARKOFOGED et al., 2011). A concentração de umidade e de carbono no sulco de injeção e a sua manutenção por um período prolongado de tempo, pode favorecer o processo de desnitrificação do nitrato formado no solo adjacente, o que permitiu que a emissão acumulada se mantivesse maior até o final do período de avaliação.

Outro fator que pode ter contribuído para a ausência de diferença significativa entre os modos de aplicação dos dejetos é a relação N_2O/N_2 no processo de desnitrificação. Enquanto nos sulcos de injeção, a maior umidade e o surgimento de

ambientes anóxicos pela degradação do carbono adicionado podem possibilitar a ocorrência de desnitrificação completa até N_2 (HARRISON-KIRK et al., 2015), na aplicação superficial, a formação de ambientes semi-anaeróbicos pode aumentar a relação N_2O/ N_2 , uma vez que a enzima óxido nítrico redutase, responsável pela redução de N_2O a N_2 , tem a sua síntese e atividade reprimidas na presença de O_2 (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Dessa forma, embora a injeção de dejetos em sulcos favoreça e emissão de N_2O durante o processo de desnitrificação na maioria das situações (THOMSEN et al., 2010; AITA et al., 2014), isso não foi observado no cultivo de trigo do presente trabalho.

6.1.5 Efeito do inibidor de nitrificação

A adição do inibidor de nitrificação DCD aos DLS reduziu os fluxos médios de emissão de N_2O em 8,6% com a aplicação dos dejetos em superfície e em 38,2% com sua injeção no solo. Com essa redução, o tratamento INJ+DCD não diferiu do tratamento SUP,. No trabalho de Aita et al. (2014), realizado na cultura do milho, o inibidor de nitrificação reduziu, em média, a emissão de N_2O em 28% com a aplicação superficial e em 66% com a injeção dos DLS no solo. Reduções nas emissões de N_2O de até 46% também foram reportadas por Vallejo et al. (2005), ao adicionarem DCD aos DLS antes da sua aplicação em uma pastagem anual cultivada da Espanha. Dessa forma, além da redução direta da emissão de N_2O associada ao processo de nitrificação, também foi possível, através do inibidor, sincronizar o aparecimento de nitrato (NO_3^-) com o crescimento da cultura e o aumento da sua demanda por N, reduzindo o potencial de perda desse ânion para o ambiente, através dos processos de desnitrificação e lixiviação.

Na figura 2, percebe-se que o efeito da DCD na redução dos fluxos de N_2O foi mais pronunciado nos primeiros 37 dias após aplicação dos tratamentos, o que está de acordo com a estimativa de duração do seu efeito inibitório, de 25 a 40 dias, encontrada por Aita et al. (2014), e com as temperaturas moderadas do período que reduzem sua taxa de degradação no solo (Kelliher et al., 2008). A duração do período de ação inibitória da nitrificação pela DCD se deve a sua solubilidade em água, o que possibilita a sua lixiviação para camadas de solo situadas abaixo da zona onde se concentra o NH_4^+ , além da sua biodegradabilidade (SUBBARAO et al., 2006). O aumento nas emissões de N_2O nos tratamentos com DCD (SUP+IN e

INJ+IN) no período entre 38 e 80 dias após a aplicação dos tratamentos, as quais superaram os respectivos tratamentos sem inibidor, comprovam a perda da eficiência da DCD e reforçam a ação apenas bacteriostática e não bactericida do produto, permitindo a retomada do processo de nitrificação após a sua degradação.

Ao comparar os teores de N mineral do solo dos diferentes tratamentos (Figura 3) pode-se perceber mais claramente o efeito da DCD na manutenção dos teores de NH_4^+ por um período mais longo associado ao atraso no aparecimento de NO_3^- durante o período em que sua ação ocorreu (~ 50 dias). Mesmo que após a sua degradação o processo de nitrificação possa ter sido retomado, esse atraso causado pela DCD permitiu que a água acumulada nos sulcos de injeção infiltrasse e que o carbono lábil adicionado junto com os dejetos fosse consumindo, diminuindo as condições favoráveis a produção de N_2O pela desnitrificação.

A magnitude do efeito do inibidor de nitrificação foi maior no tratamento com injeção dos DLS, onde ocorreram os maiores picos de nitrato, coincidindo com fluxos elevados de N_2O . Com a injeção, o N amoniacal dos dejetos ficou protegido dos fatores que afetam a volatilização de NH_3 , preservando maior quantidade de N amoniacal no interior dos sulcos. Assim, a ação do inibidor foi eficiente em mitigar a emissão na condição mais favorável à desnitrificação, já que de acordo com Cahalan et al. (2015), o inibidor de nitrificação é mais eficiente em solos com maior umidade. Como a aplicação superficial possibilita a ocorrência de perdas de N por volatilização de amônia, a superfície do solo é mais aerada que o sulco subsuperficial e que o carbono lábil não ficou concentrado, diminuindo o consumo de oxigênio em relação ao sulco de injeção, a magnitude do efeito da dicianodiamida (DCD) na redução das emissões de N_2O foi menor do que na injeção, corroborando resultados de Aita et al. (2014).

6.1.6 Emissões de CO_2 para a atmosfera

Os fluxos de CO_2 durante o cultivo de trigo permaneceram inferiores a $100 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ C-CO}_2$ até os 38 dias (Figura 4) em todos os tratamentos avaliados. A partir desse momento as emissões tornam-se crescentes até atingir o pico de $210 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ C-CO}_2$, verificado aos 58 dias no tratamento INJ. Essa alteração na dinâmica de emissão, verificado a partir dos 38 dias, se relaciona à ocorrência de precipitações, que se tornaram frequentes e associadas ao aumento das temperaturas médias

(Figura 1). A partir dos 65 dias os fluxos médios de C-CO₂ entre os tratamentos se estabilizaram em valores na faixa de 100-150 mg m⁻² h⁻¹, provavelmente em função do esgotamento do carbono lábil dos resíduos da cultura anterior. Esses fluxos são superiores aos geralmente reportados após a aplicação de dejetos, como no estudo de Phan et al. (2012), onde o fluxo médio de C-CO₂ foi de 67,8 mg m⁻² h⁻¹. Em acordo com os resultados de Sistani et al. (2010), não houve diferença significativa entre a aplicação dos dejetos em superfície ou injetados.

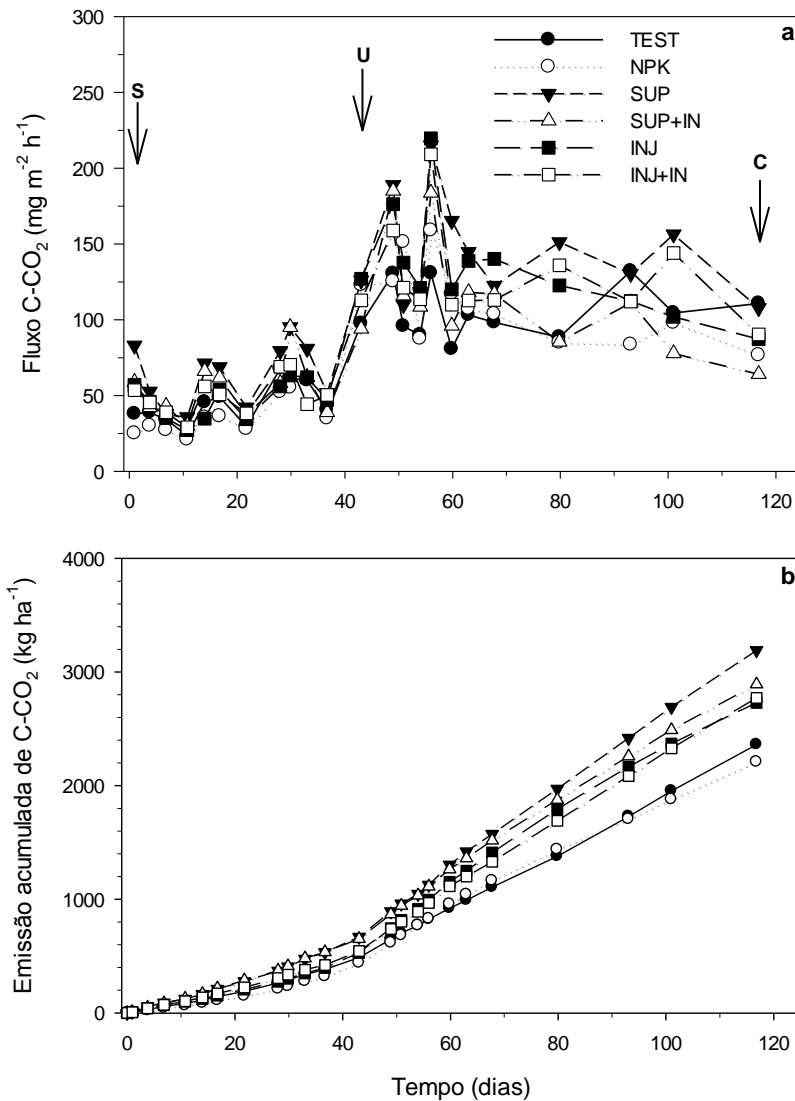
Na figura 4 observa-se no tratamento SUP um aumento no fluxo inicial de CO₂ logo após a aplicação dos dejetos, nos respectivos tratamentos, especialmente na primeira avaliação. Isso se deve, provavelmente, à emissão do CO₂ que estava dissolvido nos dejetos na forma de carbonatos, formados durante a armazenagem em condições anaeróbicas, os quais são liberados para a atmosfera ao reagirem com o solo ácido, conforme já reportado por Chantigny et al. (2001) e Aita et al. (2006). Essa emissão ocorreu imediatamente após a aplicação, sendo verificada especialmente na primeira coleta após a aplicação dos dejetos em superfície sem DCD (SUP). A intensidade dos fluxos iniciais de CO₂ foi menor no tratamento SUP+DCD, porque a agitação realizada para incorporar o inibidor aos DLS pode ter facilitado a liberação de parte dos gases dissolvidos que se acumularam durante o armazenamento, entre os quais o CO₂.

O tipo de fertilizante (mineral ou orgânico) e o modo de aplicação dos DLS no solo não afetaram a emissão acumulada de CO₂ ao final dos 115 dias de avaliação (Figura 4). Houve um incremento não significativo na emissão de CO₂ com a aplicação de dejetos de 22% na média dos tratamentos (~687kg C-CO₂ ha⁻¹) que, por ser maior que a quantidade de carbono aplicada (318 kg C ha⁻¹), pode ser o resultado da adição de N, favorecendo a decomposição dos resíduos culturais e da matéria orgânica do solo (BLAGODATSKAYA e KUZUYAKOV, 2008).

Além do efeito dos tratamentos, que durante o cultivo de trigo não afetaram a emissão acumulada, os fluxos de CO₂ refletem a interação planta-clima-solo e, conforme verificado por Campos et al. (2011) e Chantigny et al., (2001), parte do CO₂ emitido, principalmente no período de máximo crescimento do trigo, pode ser oriundo da respiração das raízes da cultura, que estava em pleno desenvolvimento. Associa-se ao efeito da respiração radicular o aumento das precipitações a partir dos 40 dias que permitiu uma maior atividade biológica no solo, refletida na maior

respiração e emissão de CO_2 , justificando os picos de CO_2 em todos os tratamentos aos 43 e 58 dias após a aplicação de tratamentos.

Figura 4: Fluxo de C- CO_2 (a) e emissão acumulada de C- CO_2 (b) no cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.



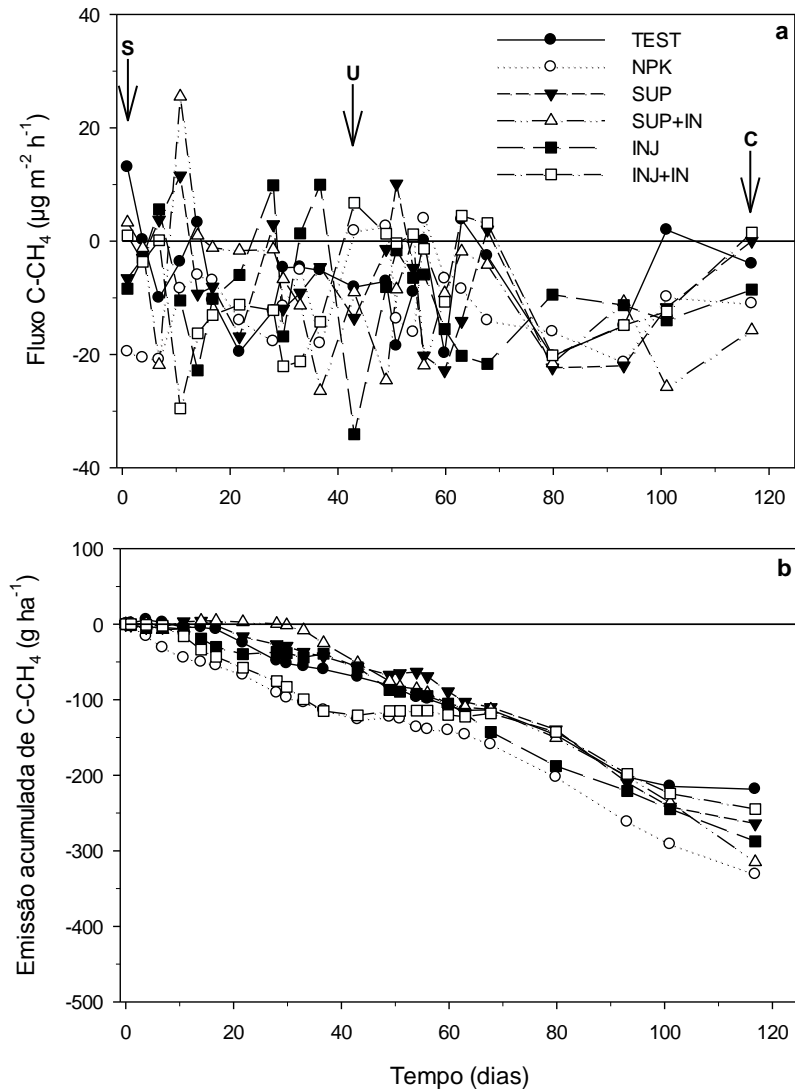
6.1.7 Emissões de CH₄ para a atmosfera

Os fluxos de C-CH₄ variaram de -34,1 a + 25,6 μg m⁻² h⁻¹ (Figura 5a), predominando a ocorrência de fluxos negativos (influxo) de CH₄, na maioria dos tratamentos e datas de coleta. Isso está de acordo com o esperado para um solo aerado e bem estruturado, como o Latossolo do presente estudo (SAGGAR et al., 2008), mesmo com o clima chuvoso e a aplicação dos dejetos. Os resultados da dinâmica de fluxos e o predomínio de influxos de CH₄ também estão de acordo com a variação observada por Walter et al. (2015) no cultivo de trigo na Alemanha e com o verificado em clima subtropical por Piva et al. (2014) em Latossolo do Paraná com pastagem cultivada no período hibernal.

Os picos de emissão de metano, que eram esperados logo após a aplicação dos dejetos em função do CH₄ dissolvido nos mesmos, não ocorreram, possivelmente em função da manipulação dos dejetos até a área do experimento e a movimentação durante o procedimento de aplicação. No entanto, verificaram-se picos de emissão aos 11 dias após aplicação nos tratamentos SUP e SUP+IN, com fluxos de 11,5 e 25,6 μg m⁻² h⁻¹ de C-CH₄, respectivamente, em função da precipitação intensa nessa data (58 mm), o que provavelmente resultou na formação de microssítios anaeróbicos em virtude da saturação dos poros do solo, ambiente esse propício à metanogênese. Em muitos estudos com aplicação de dejetos são reportados incrementos na emissão de metano, pela associação entre o consumo intenso de O₂ para a degradação do carbono e a expulsão dos gases pela ocupação do espaço poroso pela água dos dejetos, além da contribuição da competição do NH₄⁺ dos dejetos pelo sítio ativo da enzima metano monooxigenase, que diminui a capacidade de oxidação de metano dos solos (SISTANI et al., 2010).

Embora tenham ocorrido alguns picos de emissão de CH₄ ao longo do período de avaliação, principalmente nos tratamentos com a aplicação de dejetos, o saldo acumulado ao final do período de cultivo do trigo foi de influxo de CH₄ de 277 g C-CH₄ ha⁻¹, na média dos tratamentos com aplicação de dejetos, não diferindo do tratamento TEST (218 g C-CH₄ ha⁻¹) e do tratamento NPK (331 g C-CH₄ ha⁻¹). Além disso, o inibidor DCD não teve efeito nas emissões de CH₄, apesar de sua atuação na manutenção dos teores de NH₄⁺ em níveis maiores que nos tratamentos sem o seu uso (Figura 3a), que poderia atuar competindo pelo sítio da enzima metano monooxigenase, diminuindo as taxas de consumo do CH₄ (CAHALAN et al., 2015).

Figura 5: Fluxo de C-CH₄ (a) e emissão acumulada de C-CH₄ (b) no cultivo de trigo. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.



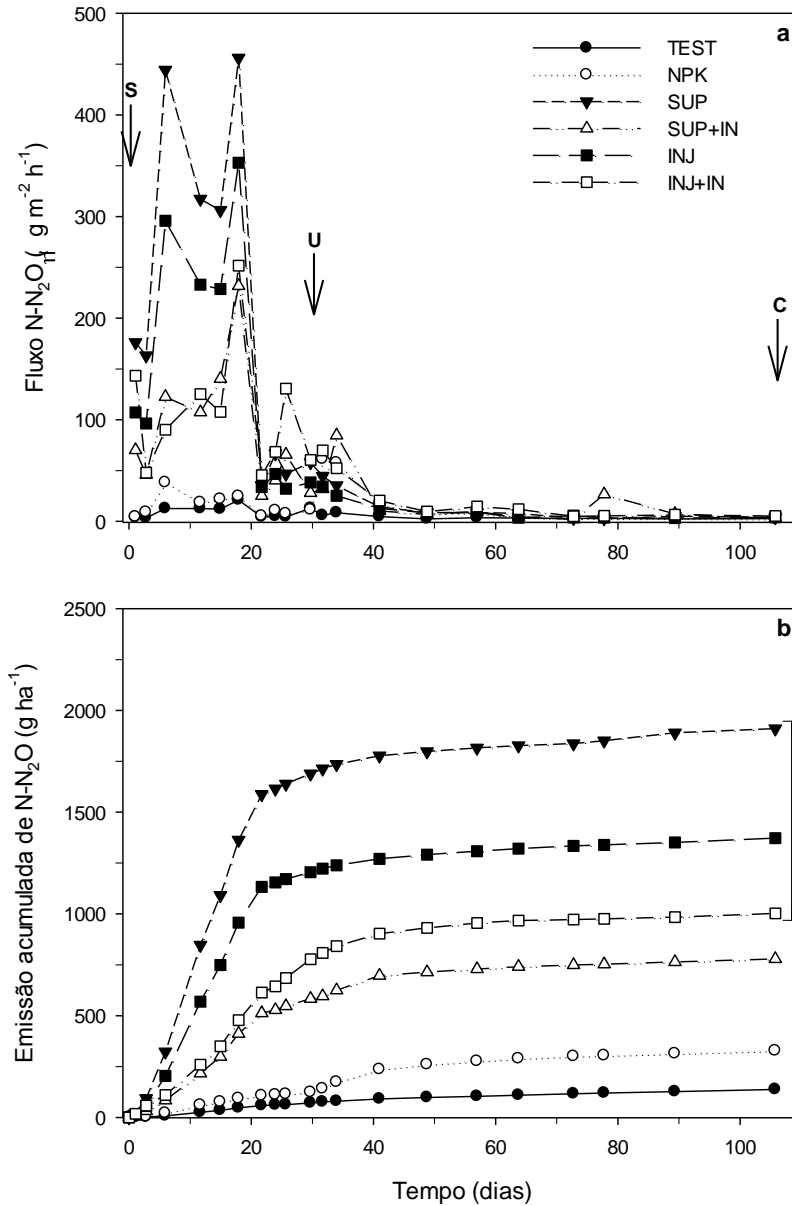
6.2 Cultura do milho/2014-2015

6.2.1 Dinâmica das emissões de N₂O

Os fluxos de N₂O variaram de 0,2 a 456,1 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ durante o cultivo do milho, com os maiores valores sendo observados durante os primeiros 20 dias após a aplicação dos tratamentos (Figura 6a). Nesse período, os dois maiores picos na emissão de N₂O ocorreram no tratamento em que os dejetos foram aplicados na superfície do solo e sem DCD (SUP), atingindo fluxos de 444,2 e 456,1 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ aos 6 e 18 dias, respectivamente. Essa dinâmica observada na emissão de N₂O, com fluxos mais intensos durante o primeiro mês após a aplicação de DLS no solo está de acordo com outros trabalhos realizados, tanto em condições de clima temperado (ROCHETTE et al., 2008; PELSTER et al., 2012) como subtropical (AITA et al., 2014; AITA et al., 2015). Com a adição ao solo de outros tipos de materiais orgânicos como, por exemplo, resíduos culturais de leguminosas, essa dinâmica também tem sido observada (BAYER et al., 2015), em função da disponibilização de C e N, que incrementaram a atividade biológica.

Essa dinâmica observada na produção e emissão de N₂O com o uso de DLS está associada à rápida disponibilização de N-inorgânico, já que nos DLS aplicados no milho 66% do N total já se encontravam na forma amoniacal quando os mesmos foram adicionados ao solo (Tabela 1). O N amoniacal é substrato para a produção de energia por bactérias nitrificadoras, as quais podem produzir N₂O tanto durante a primeira etapa do processo (SÁNCHEZ-GARCÍA et al., 2014) como também ao utilizarem o nitrito (NO₂⁻) para respirar em baixos níveis de O₂ no processo de nitrificação desnitrificante (KOOL et al., 2011). Além disso, o NO₃⁻ produzido por tais bactérias atua como acceptor final de elétrons por bactérias desnitrificadoras na ausência de O₂ (THOMSON et al., 2012).

Figura 6: Fluxos de N-N₂O (a) e emissão acumulada de N-N₂O (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.



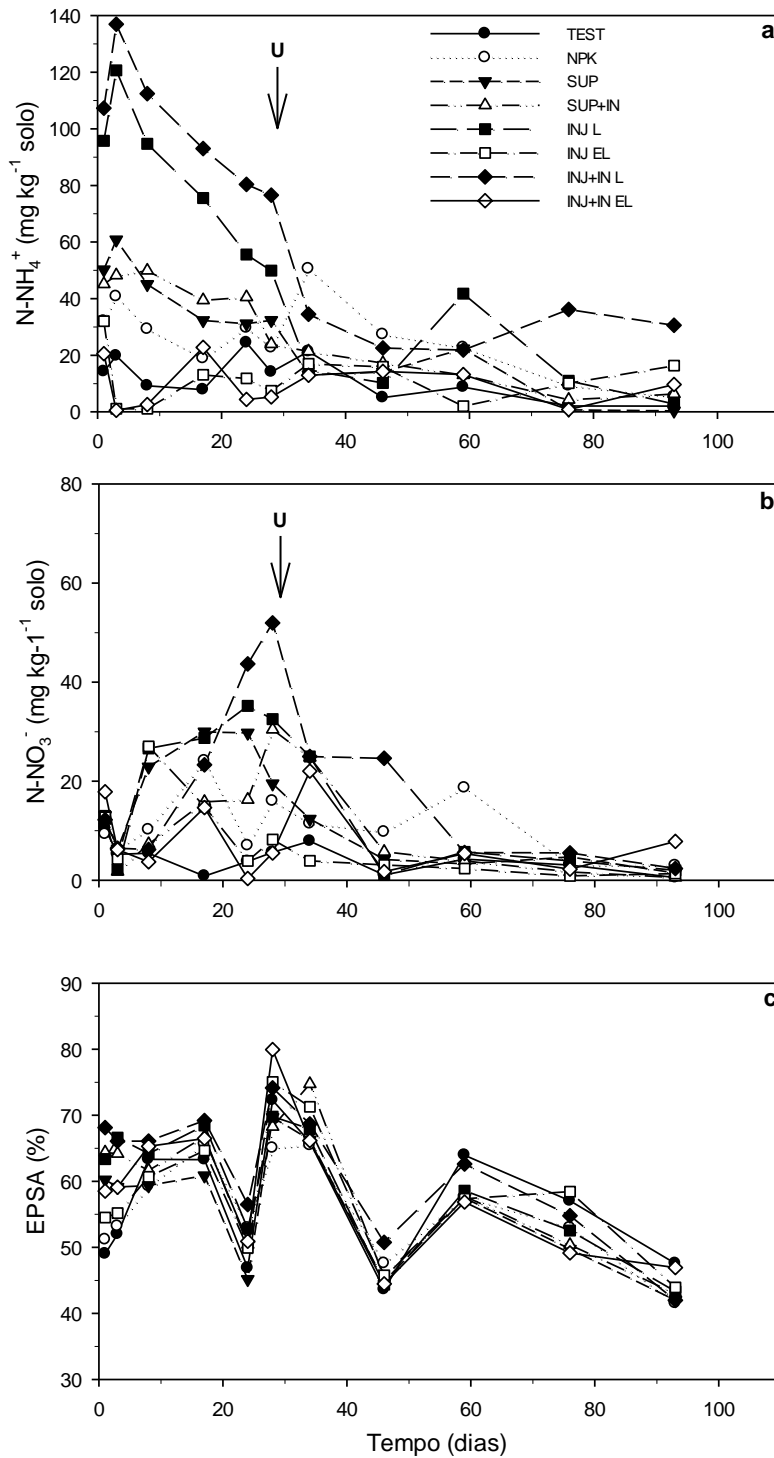
Apesar dos teores elevados de NO_3^- no solo em alguns tratamentos entre 20 e 40 dias (Figura 7b), atingindo $70,1 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ no interior dos sulcos de injeção do tratamento com injeção dos DLS juntamente com DCD (INJ IN L) e dos valores de EPSA superiores a 60% na maior parte do tempo (Figura 7c), os fluxos de N_2O diminuíram rapidamente, em relação aos primeiros 20 dias, atingindo valores nunca superiores a $130 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Essa redução acentuada nos fluxos de N_2O pode estar relacionada à limitação na disponibilidade de C às bactérias desnitrificadoras, conforme observaram Chantigny et al. (2010). De acordo com Gillam et al. (2008) a quantidade de C disponível age como um dos principais fatores de controle da produção de N_2O pelas bactérias heterotróficas que são capazes de substituir o O_2 pelo NO_3^- durante a sua respiração.

A partir dos 40 dias, os fluxos médios de N_2O dos tratamentos com aplicação de dejetos e com adubação mineral (NPK) diminuíram para valores próximos aos do tratamento testemunha, variando na faixa de $2,0$ a $14,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, pouco contribuindo para a emissão acumulada (Figura 6b). Essa rápida redução nos fluxos de N_2O já foi reportada por Aita et al. (2014) em clima subtropical e por Rochette et al. (2000) e Pelster et al. (2012) em clima temperado, sendo justificada pela absorção de N pelas plantas, o que reduz a disponibilidade de NO_3^- para a desnitrificação, e também pelo consumo de carbono lábil, que passa a ser o fator limitante à desnitrificação. Além disso, a partir dos 40 dias predominaram os valores de EPSA inferiores a 60% (Figura 7c), contribuindo para reduzir a produção e emissão de N_2O .

De maneira geral, a dinâmica de emissão de N_2O pode ser dividida em três períodos bem definidos (Figura 6a), sendo o primeiro com fluxos mais intensos e distintos entre os tratamentos, nos primeiros 20 dias após a aplicação dos fertilizantes. Além da desnitrificação do NO_3^- já existente no solo (AITA et al., 2015), e dos valores de EPSA superiores a 60%, os teores crescentes de N-NO_3^- no solo podem ter favorecido a desnitrificação. No segundo período, entre 20 e 40 dias, os fluxos foram intermediários, apesar de ainda existir teores de NO_3^- elevados em alguns tratamentos e de valores de EPSA favoráveis à desnitrificação. Provavelmente, a redução na disponibilidade de C às bactérias desnitrificadoras seja a causa principal desse resultado. O período final, a partir de 40 dias, onde

ocorreram as menores emissões de N_2O , pode ser justificado pela limitação na disponibilidade de substrato (N mineral) para os processos de nitrificação e desnitrificação em função da absorção de N pela cultura além da redução da umidade do solo e do consumo do C lábil, necessário à desnitrificação.

Figura 7: Variação temporal dos teores de N-NH_4^+ (a), de N-NO_3^- (b) e do espaço poroso saturado por água (EPSA) (c) no solo durante o cultivo de milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. Nos tratamentos com Injeção de dejetos as letras indicam coleta na linha de injeção (L) e na estrelinha (EL). A seta indica o momento de aplicação de ureia no tratamento NPK (U).



6.2.2 Emissões acumuladas de N₂O

As emissões acumuladas de N₂O diferiram entre os tratamentos, com valores variando de 137 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento testemunha a 1.874 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento em que os DLS foram aplicados na superfície do solo e sem inibidor de nitrificação (SUP) (Tabela 3). Embora o tratamento SUP tenha emitido 37% mais N₂O do que o tratamento com injeção dos DLS (INJ) e 84 % mais do que o tratamento em que os DLS foram injetados no solo com inibidor (INJ + DCD) essa diferença não foi significativa, em razão da elevada variabilidade nas emissões de N₂O, o que também tem sido observado em outros estudos (DENDOOVEN et al., 1998; SISTANI et al., 2010).

Tabela 3: Emissão acumulada de N-N₂O por períodos, total e percentual em relação ao N-total aplicado durante o cultivo do milho 2014/2015 em Frederico Westphalen - RS.

Tratamentos	Emissão acumulada de N-N ₂ O											N-N ₂ O emitido	
	0-22 dias			23-41 dias			42 – 106 dias			Total			
-----g N-N ₂ O ha ⁻¹ -----													% do N aplicado
TEST	59	(33) *	c**	32	(5)	c	46	(10)	b	137	(47)	c	
NPK	107	(19)	c	130	(26)	bc	89	(21)	a	326	(51)	c	0.17 c
SUP	1587	(797)	Aa	189	(47)	Bab	97	(14)	Ba	1874	(840)	a	1.11 a
SUP+IN	512	(333)	bc	184	(147)	ab	97	(7)	a	794	(470)	bc	0.42 bc
INJ	1133	(948)	ab	138	(35)	bc	96	(17)	a	1367	(978)	ab	0,79 ab
INJ+IN	614	(286)	Abc	289	(118)	Ba	111	(23)	Ba	1014	(410)	abc	0,56 abc

* Os números entre parêntesis indicam o desvio padrão. **Letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferença significativa (p<0,05) entre os períodos dentro de cada tratamento. Letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferença significativa (p<0,05) entre os tratamentos dentro de cada período. A ausência de letras indica que não houve diferença significativa entre os períodos.

As emissões acumuladas de N₂O nos tratamentos com aplicação superficial (SUP) e com injeção dos DLS sem DCD (INJ) foram 1,1 e 3 vezes menores do que as emissões médias encontradas por Aita et al. (2014) nesses mesmos tratamentos, no cultivo de milho, porém em um Argissolo da Depressão Central do Rio Grande do Sul. Provavelmente, as menores emissões de N₂O encontradas no presente trabalho, em Latossolo, se devem ao longo tempo de plantio direto na área, o que pode ter melhorado a capacidade de infiltração da água no solo, aumentando o nível

de O_2 , em relação ao Argissolo e, com isso, reduzido o potencial de desnitrificação. O efeito do tipo de solo na produção e emissão de N_2O foi evidenciado por Chantigny et al. (2010), os quais avaliaram a emissão desse gás em milho fertilizado com DLS em um solo argiloso mal drenado no Canadá e encontraram valores, em média, 6,5 maiores do que aqueles do presente experimento e verificaram a diferença entre solo siltoso e argiloso.

O comportamento da dinâmica de emissão está de acordo com a maioria dos trabalhos realizados com dejetos de animais, seja de suínos (VALLEJO et al., 2005, SISTANI et al., 2010) ou de bovinos (FLESSA e BEESE, 2000; ROCHETTE et al., 2008), é que a maior quantidade de N_2O foi emitida nas primeiras semanas após a aplicação dos dejetos no solo (Figura 6b). Na tabela 3 se observa que, do total de $N-N_2O$ emitido durante o cultivo do milho nos tratamentos SUP e INJ, 85 e 83% ocorreram durante os primeiros 22 dias, respectivamente. Após 41 dias, embora diferindo do tratamento testemunha, as emissões de N_2O de todos os demais tratamentos foram baixas (Tabela 3), motivadas pela elevada demanda de N pelo milho, o que reduziu a disponibilidade de NO_3^- no solo (Figura 7b), pela provável redução na disponibilidade de C e pelos valores de EPSA abaixo do limite para a ocorrência de desnitrificação (Figura 7c).

Em acordo com os objetivos do presente trabalho, os resultados serão apresentados e discutidos a seguir, separando os efeitos sobre as emissões de N_2O em função da fonte de nitrogênio aplicada, do modo de aplicação dos dejetos no solo e do uso ou não do inibidor de nitrificação DCD.

6.2.3 Efeito da fonte de nitrogênio

Comparando as emissões de N_2O dos dois tratamentos com DLS, sem DCD, (SUP e INJ) e do tratamento NPK a aquelas do tratamento testemunha (TEST), observa-se que apenas os tratamentos com DLS aumentaram significativamente a emissão de N_2O (Tabela 3). Na média, dos dois tratamentos com DLS o aumento verificado foi de $1.334 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (~ 9,7 vezes). O aporte de C, N, água e urina via DLS explicam tais resultados, que estão de acordo com outros estudos realizados, tanto em regiões de clima subtropical (AITA et al., 2014; 2015) como de clima temperado (PELSTER et al., 2012).

A emissão acumulada média de N_2O dos dois tratamentos com DLS e sem DCD (SUP e INJ), os quais não diferiram entre si, superou a emissão de N_2O do tratamento NPK em $1.008 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (~ 5 vezes). Esse resultado está de acordo com diversos outros estudos (CHANTIGNY et al., 2010; AITA et al., 2014), embora a magnitude da diferença entre adubação orgânica e mineral seja variável (PELSTER et al., 2012). Além da adição de C solúvel, água e urina com os DLS, o que não ocorre com a adubação mineral, a diferença no modo de aplicação das duas fontes de N podem explicar as maiores emissões de N_2O com o uso de DLS. Enquanto a fonte de N do tratamento NPK (ureia) foi parcelada, aplicando-se 1/3 na semeadura do milho e 2/3 em cobertura, a dose recomendada de DLS foi aplicada integralmente na semeadura. Com isso, nos primeiros 30 dias as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com DLS foram superiores ao tratamento NPK (Figura 7a, 7b), o que deve ter favorecido a produção de N_2O , tanto durante a nitrificação quanto a desnitrificação, num momento em que a demanda de N pelo milho ainda era pequena. Quando o N-ureia foi aplicado em cobertura, a demanda de N pelo milho era elevada, o que resultou em menos N disponível aos processos microbianos produtores de N_2O e conseqüentemente menor resposta nos fluxos de emissão. Além disso, a elevada demanda de água pelo milho nessa fase pode ter mantido níveis elevados de O_2 no solo, reduzindo o potencial de desnitrificação.

6.2.4 Efeito do modo de aplicação dos dejetos

O modo de aplicação dos dejetos no solo (injeção x aplicação superficial) não afetou significativamente a emissão acumulada de N_2O , na ausência do inibidor de nitrificação, apesar disso, a aplicação dos DLS na superfície do solo (SUP) superou o tratamento com injeção (INJ) em $507 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (27%) (Tabela 3). Observa-se na figura 6b, que essa diferença entre os dois tratamentos se estabeleceu nos primeiros 20 dias após a aplicação dos DLS, onde ocorreram os maiores fluxos de N_2O nos tratamentos com aplicação de dejetos (Figura 6a).

Na maioria dos trabalhos em que a aplicação superficial dos dejetos líquidos de animais foi comparada à injeção subsuperficial dos mesmos no solo, a emissão de N_2O foi maior com a injeção (DENDOOVEN et al., 2008; FLESSA E BEESE, 2000; AITA et al., 2014), sendo explicada pelo aumento localizado, no interior dos sulcos de injeção, da concentração de C solúvel, N mineral e umidade, os quais

associados são os principais fatores que favorecem a desnitrificação (VELTHOF e MOSQUERA, 2011; SISTANI et al., 2010). No trabalho de Aita et al. (2014) a emissão de N_2O com a injeção de DLS no milho, em plantio direto, superou aquela verificada com a aplicação superficial dos DLS em 2,4 vezes. Por outro lado, e concordando com o que foi constatado no presente estudo, Vallejo et al. (2006) e Thomsen et al. (2010), com experimentos em clima semiárido e temperado, respectivamente, também não encontraram diferenças na emissão de N_2O entre as duas modalidades de aplicação dos DLS no solo.

Algumas hipóteses podem ser formuladas para explicar o fato da injeção dos DLS no solo não ter diferido da emissão de N_2O em relação à aplicação superficial no Latossolo do presente trabalho. O baixo teor de umidade do solo (EPSA = 49%) no momento da aplicação dos DLS pode ter facilitado a rápida infiltração da fração líquida dos DLS, quando estes foram aplicados na superfície do solo, protegendo o N amoniacal da volatilização e, com isso, mantendo maior quantidade de N mineral, o que pode ter contribuído à produção de N_2O por nitrificação e também por desnitrificação em microssítios anaeróbicos formados no interior dos agregados. Essa rápida infiltração dos dejetos no solo também pode ter sido favorecida pelo baixo teor de matéria seca dos DLS, de apenas 1,6% (Tabela 1). No trabalho realizado por Chantigny et al. (2006), a redução do teor de matéria seca dos DLS, através de pré-tratamento, reduziu as perdas de N por volatilização de amônia em 33%, quando os mesmos foram aplicados na superfície do solo. Da mesma forma, Thomsen et al. (2010) encontraram uma relação direta entre o teor de matéria seca dos DLS com a sua taxa de infiltração no solo. Isso ocorre porque quando a matéria seca for elevada as partículas orgânicas presentes na fração sólida dos dejetos podem obstruir os poros do solo (SOMMER et al., 2006), dificultando a infiltração da fração líquida, na qual se encontra a maior proporção do N amoniacal dos dejetos (PEREIRA et al., 2010). Com isso, aumenta a exposição do N amoniacal à ação do sol e do vento, aumentando o potencial de perdas por volatilização.

Outro aspecto que pode auxiliar na explicação das emissões de N_2O refere-se a alteração nos valores de EPSA do solo da camada 0-10 cm, que aumentaram de 49% para valores entre 60 e 70%, mantendo-se nesse nível durante os primeiros 20 dias (Figura 7c). Para García-Marco et al. (2014), o EPSA é um fator importante na produção de N_2O , podendo explicar até 41% da emissão desse gás. Conforme Bateman e Baggs (2005) em valores de EPSA próximos de 60% os processos de

nitrificação e desnitrificação ocorrem conjuntamente. A distribuição dos DLS em toda a superfície do solo e a variabilidade espacial, relativa aos valores de EPSA e à distribuição do N e do C dos dejetos no solo, pode ter criado microssítios favoráveis à produção e emissão de N_2O , justificando a emissão acumulada de N_2O ter sido 37% maior no tratamento SUP do que no INJ (Tabela 3).

A disponibilidade de O_2 também é um fator que pode ter influenciado a ausência de diferenças significativas nas emissões de N_2O entre os tratamentos SUP e INJ em função das duas modalidades de aplicação dos DLS no solo. Embora não tenha sido avaliada, é possível inferir que no interior dos sulcos de injeção dos DLS, a umidade elevada e a atividade microbiana heterotrófica tenham reduzido a disponibilidade de O_2 , em relação à aplicação superficial dos DLS. O nível de O_2 no solo controla a proporção entre N_2O e N_2 , uma vez que todas as enzimas envolvidas na desnitrificação têm sua síntese inibida na presença de O_2 , especialmente a óxido nitroso redutase, responsável pela última etapa da desnitrificação, que é a conversão de N_2O a N_2 (LIU et al., 2007). Assim, é provável que as condições mais redutivas no interior dos sulcos de injeção dos DLS tenham conduzido o processo de desnitrificação até o produto final N_2 enquanto na aplicação superficial dos DLS a proporção N_2O/N_2 tenha sido favorecida. Essa hipótese é reforçada pela evolução observada nos teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo durante os primeiros 20 dias (Figura 7). Observa-se que a rápida redução nos teores de NH_4^+ (Figura 7a) do tratamento INJ não foi seguida pelo correspondente aumento nos teores de NO_3^- (Figura 7b), evidenciando que parte deste NO_3^- pode ter sido reduzido a N_2 pela ação de bactérias desnitrificadoras.

6.2.5 Efeito do inibidor de nitrificação

A adição do inibidor de nitrificação DCD aos DLS reduziu a emissão de N_2O em $1.080 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (58%) na aplicação superficial dos DLS e em $352 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (26%) quando os DLS foram injetados no solo, embora a redução só tenha sido significativa na aplicação superficial (Tabela 3). A eficiência da DCD em reduzir a emissão de N_2O após a aplicação superficial de DLS (SUP + IN) está de acordo com resultados obtidos em condições semiáridas da Espanha (VALLEJO et al., 2006) e em condições subtropicais do sul do Brasil (AITA et al., 2014; 2015), utilizando a mesma dose de DCD (10 kg ha^{-1}) empregada no presente trabalho.

Na tabela 3 se observa que a redução na emissão de N_2O proporcionada pelo inibidor ocorreu apenas nos primeiros 22 dias, já que entre 23 e 41 dias e 42 e 106 dias, a emissão de N_2O nos dois tratamentos com aplicação superficial dos DLS não diferiu entre aplicar (SUP + IN) ou não (SUP) a DCD. Em duas das quatro avaliações dos teores de N mineral do solo, realizadas nos primeiros 20 dias, se observa que os teores de NO_3^- no solo do tratamento SUP + IN foram menores do que no tratamento SUP (Figura 7b), evidenciando o efeito inibitório da DCD sobre a nitrificação do N amoniacal dos DLS. Todavia, esse efeito inibitório perdurou somente até a avaliação feita aos 24 dias, já que após essa data os teores de NO_3^- do tratamento SUP + IN aumentaram, superando o tratamento SUP em $3,3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo (16%) na média das três avaliações realizadas entre 20 e 40 dias.

Essa rápida redução na inibição da nitrificação pela DCD pode ser explicada pelo fato do inibidor ser solúvel em água, podendo ter sido lixiviado da camada de solo onde se encontra o N amoniacal dos DLS (MCGEOUGH et al., 2012), além de ser uma molécula biodegradável (SUBBARAO et al., 2006), cuja taxa de degradação é diretamente relacionada à temperatura ambiente (SINGH e VERMA, 2008). Apesar desse aumento nos teores de NO_3^- no solo do tratamento INJ + IN (Figura 7b) e dos valores favoráveis de EPSA entre 20 e 40 dias (Figura 7c), as emissões de N_2O não diferiram entre os tratamentos SUP e SUP + IN (Tabela 3), indicando que a produção de N_2O pode ter sido limitada pela disponibilidade de C no solo. Como o tratamento INJ emitiu 40% menos N_2O do que o tratamento SUP nos primeiros 22 dias (Tabela 3), o efeito do inibidor de nitrificação nesse período também foi menor quando os dejetos foram injetados no solo. Apesar de a DCD ter reduzido a emissão de $N-N_2O$ de 1.133 para 614 g ha^{-1} (46%), quando os dejetos foram injetados, essa diferença não foi significativa, em razão da elevada variabilidade observada nos fluxos desse gás. Tanto a emissão de N_2O com a injeção dos DLS no solo, quanto a sua redução pela adição da DCD aos DLS observadas no presente trabalho, foram inferiores àquelas relatadas por Aita et al. (2014) em um Argissolo de dois locais da Depressão Central do Rio Grande do Sul. Comparando o modo de aplicação de DLS no milho em SPD (injeção x aplicação superficial), com e sem adição de DCD, esses autores constataram que, em média, a DCD reduziu a emissão de $N-N_2O$ no tratamento com injeção de 6.198 para 2.093 g ha^{-1} (66%). Tais diferenças, com relação ao presente trabalho, devem estar relacionadas, principalmente, ao tipo de

solo de cada local, o que deve ter condicionado o nível de aeração do solo e, por consequência, o potencial de desnitrificação.

Pode-se destacar na Figura 6b e na Tabela 3 a dinâmica de emissão de N_2O nos tratamentos INJ e SUP quando os DLS receberam ou não a adição de DCD. Sem DCD, a emissão de N_2O nas duas modalidades de uso dos DLS ocorreu de modo linear nos primeiros 20 dias, com forte redução nas taxas de emissão a partir desse período (Figura 6b). Já com DCD, as emissões ocorreram a taxas menores nos primeiros 20 dias, porém se estenderam por maior período de tempo (aproximadamente 35 dias), quando atingiram taxas próximas do tratamento testemunha (Figura 6a). Esse comportamento nas emissões de N_2O reflete o modo de ação da DCD. Ao inibir a nitrificação nas primeiras semanas após a adição dos DLS, há uma separação temporal entre os fatores que favorecem a desnitrificação, conforme salientado por Hatch et al. (2005). Enquanto na fase inicial de atuação do inibidor, a baixa disponibilidade de NO_3^- pode limitar a taxa de desnitrificação, quando a DCD começa a perder seu efeito inibitório, a ação das bactérias desnitrificadoras pode ser limitada pela redução na disponibilidade de C. Esse aspecto é ilustrado comparando-se os teores de NO_3^- no solo entre os tratamentos SUP e INJ com e sem DCD. Mesmo com o aparecimento de NO_3^- no solo dos tratamentos com inibidor, principalmente entre 20 e 35 dias (Figura 7b), evidenciando a perda de efetividade do inibidor, observa-se que os picos nos fluxos de N_2O (Figura 6a) nesse período foram bem menos intensos do que nos primeiros 20 dias nos tratamentos sem DCD. Enquanto nos primeiros 20 dias os maiores picos observados nos fluxos de N- N_2O foram de $456,1 \mu g m^{-2} h^{-1}$ no tratamento SUP e de $353,0 \mu g m^{-2} h^{-1}$ no tratamento INJ, no período entre 20 e 35 dias os maiores picos nos fluxos de N- N_2O , foram de apenas $84,6 \mu g m^{-2} h^{-1}$ e de $130,5 \mu g m^{-2} h^{-1}$ nos tratamentos SUP+IN e INJ+IN, respectivamente.

O teor elevado de N- NO_3^- no solo ($22,5$ a $80,4 mg kg^{-1}$) no período entre 23 e 41 dias no tratamento INJ + IN (Figura 7b), aliado a valores de EPISA superiores a 60% em duas das três avaliações realizadas nesse período (Figura 7c) e, provavelmente, a elevada disponibilidade de C no interior dos sulcos de injeção, podem explicar a emissão acumulada de N- N_2O significativamente maior nesse tratamento do que no tratamento com injeção e sem inibidor (INJ) (Tabela 3).

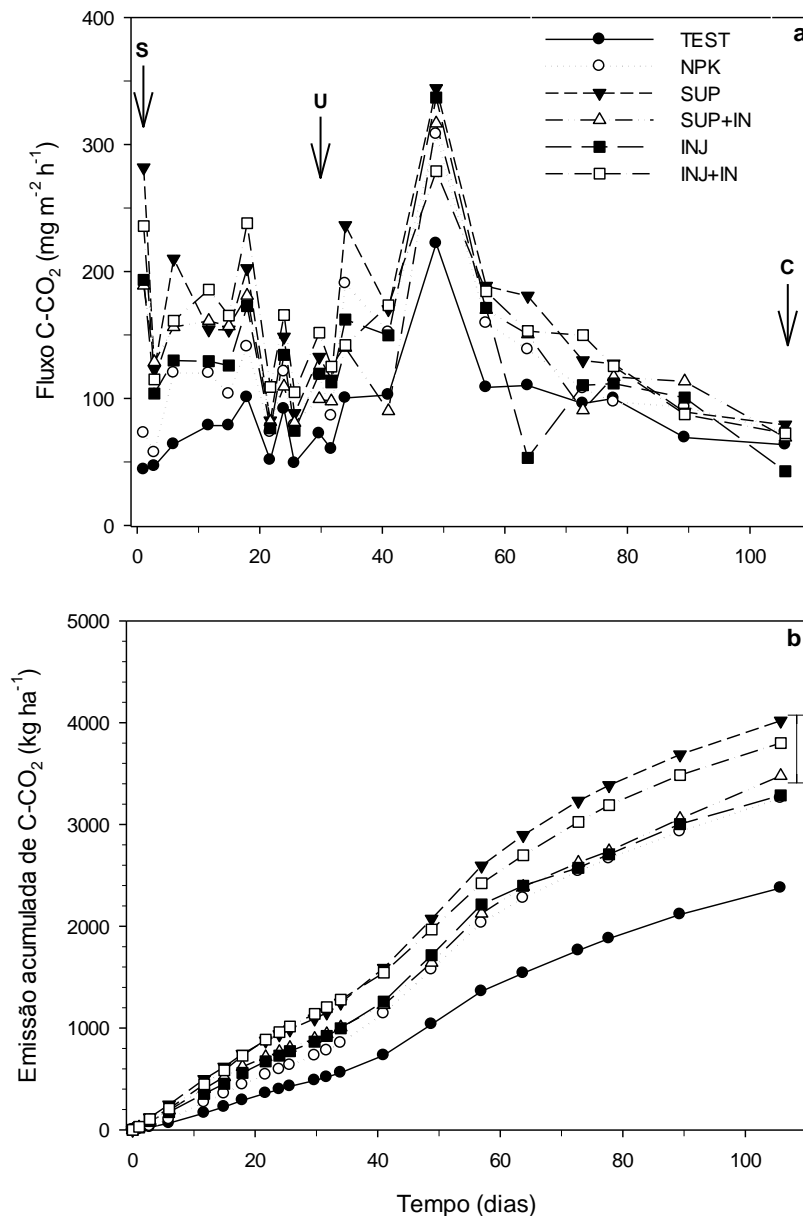
Apesar das emissões de N_2O não terem diferido entre as duas modalidades de uso dos DLS (injeção x aplicação superficial) e o efeito da DCD só tenha reduzido

significativamente as emissões quando os DLS foram aplicados na superfície do solo, é importante salientar que os resultados se referem a apenas um cultivo de milho. Como a produção e a emissão de N_2O são fortemente influenciadas pelas condições ambientais (OENEMA et al., 2001; GARCÍA-MARCO et al., 2014), é preciso repetir o trabalho por, pelo menos, mais um ano e ampliando a área de estudo, avaliando os tratamentos em Latossolos com diferentes históricos de uso. Dessa forma será possível confirmar se, contrariamente a maioria dos estudos, a injeção realmente não aumenta a emissão de N_2O em Latossolo ou se isso ocorreu apenas em função das características do solo da área onde o experimento foi conduzido..

6.2.6 Emissões de CO_2 para a atmosfera

Na maioria das avaliações realizadas durante o ciclo do milho, os menores fluxos de CO_2 ocorreram no tratamento testemunha (Figura 8a), o que resultou em emissões acumuladas desse gás significativamente inferiores aos demais tratamentos (Figura 8b). Esse resultado pode ser atribuído ao efeito direto dos DLS sobre a atividade biológica do solo, através da adição, principalmente de C e N (Tabela 1), e também ao efeito indireto dos DLS, ao promoverem maior produção de resíduos culturais pela cultura antecessora, que foi o trigo (dados não mostrados). Com isso, a disponibilidade de C, energia e nutrientes aos organismos do solo, com destaque para a população microbiana, foi maior nos tratamentos com DLS do que no tratamento testemunha. Além disso, o efeito dos DLS no aumento da produção de biomassa pelo próprio milho pode ter aumentado a disponibilidade de C à população microbiana do solo via exsudatos radiculares, em relação à testemunha, além de aumentar a contribuição em CO_2 via respiração das raízes, o que pode ser significativo, especialmente no verão (CAMPOS et al., 2011). Tanto no caso dos DLS como da ureia o aumento na liberação de CO_2 , em relação à testemunha, também pode estar relacionado ao efeito do N de ambas as fontes no favorecimento da mineralização microbiana da matéria orgânica do solo (MOS), denominado de efeito “priming” (BLAGODATSKAYA e KUZUYAKOV, 2008).

Figura 8: Fluxos de C-CO₂ (a) e emissão acumulada de C-CO₂ (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.



Na primeira avaliação, realizada 24 horas após a aplicação dos tratamentos, o fluxo médio de C-CO₂ dos quatro tratamentos com DLS foi de 224,9 mg m⁻² h⁻¹, enquanto nos tratamentos com ureia e na testemunha os fluxos foram de apenas 72,8 e 43,9 mg m⁻² h⁻¹, respectivamente (Figura 8a). Essa rápida liberação de CO₂,

nas primeiras horas após a aplicação de DLS, tem sido observada em outros estudos (CHANTIGNY et al., 2001; AITA et al., 2006; AITA et al., 2012;), sendo atribuída a duas causas principais. A primeira está relacionada ao acúmulo de carbonatos durante o armazenamento dos dejetos d

e suínos em condições anaeróbicas (SOMMER e HUSTED, 1995), os quais podem ser rapidamente liberados na forma de CO₂ quando os DLS são aplicados em solos ácidos (SOMMER e SHERLOCK, 1996). Ao aplicarem DLS (pH 7,9) em solo com pH ácido (5,8) Chantigny et al. (2001) verificaram que 5% do C adicionado com os DLS foi liberado como CO₂ nas primeiras 10 horas do experimento, sendo que essa proporção era equivalente ao teor inicial de C inorgânico dos DLS. A presença de ácidos graxos voláteis nos dejetos (KIRCHMANN e LUNDEVALL, 1993) e a sua rápida utilização como fonte de C e energia pelos microrganismos aeróbicos heterotróficos do solo (BERNAL e KIRCHMANN, 1992) também podem contribuir para os fluxos elevados de C observados logo após a aplicação dos DLS no solo, sendo assim, parte do CO₂ emitido ocorreu em resposta ao rápido crescimento microbiano.

Ao final do experimento, a emissão acumulada de C-CO₂ do tratamento com aplicação superficial dos DLS e sem inibidor (SUP), de 4.018 kg ha⁻¹, não diferiu daquela observada nos tratamentos INJ + IN e SUP + IN e superou aquela do tratamento testemunha, que foi de 2.376 kg ha⁻¹. Essa diferença de + 1.642 kg C-CO₂ ha⁻¹ no tratamento SUP não pode ser atribuída apenas à adição de C via dejetos no milho, já que ela foi de apenas 400 kg ha⁻¹ (Tabela 1). Somada a essa adição direta de C via DLS pode ter ocorrido efeito dos resíduos culturais do trigo precedente cuja produção foi afetada pelos tratamentos. O estímulo no crescimento e liberação de exsudatos radiculares no cultivo de milho atual e a ocorrência de efeito “priming” na decomposição da matéria orgânica do solo (BLAGODATSKAYA e KUZUYAKOV., 2008) também podem auxiliar a explicar essa diferença.

Comparando os dois tratamentos em que os DLS foram adicionados ao solo sem DCD (SUP x INJ) observa-se, na figura 8b, que a liberação de C-CO₂ no tratamento SUP foi significativamente maior (22%) que no tratamento INJ. É provável que a localização do N dos DLS sobre os resíduos culturais do trigo na superfície do solo tenha proporcionado maior disponibilidade de N aos decompositores, em relação à injeção dos DLS em sulcos, em que as fontes de C (palha) e de N (DLS) ficaram espacialmente separadas. Já com relação ao efeito do

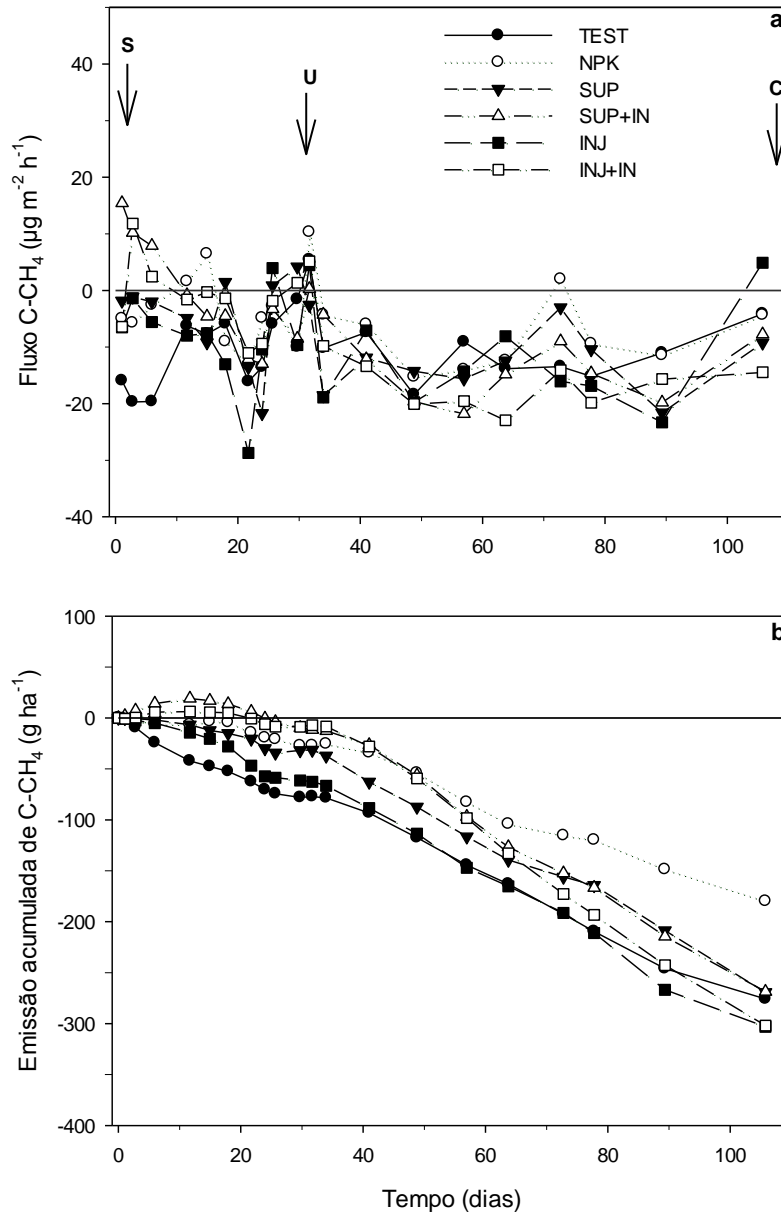
inibidor de nitrificação DCD, observa-se que a sua adição aos DLS não afetou a liberação de CO_2 nas duas modalidades de aplicação dos DLS, confirmando a afirmação de Subbarao et al. (2006) de que a DCD possui apenas efeito bacteriostático, inibindo apenas a ação das bactérias nitrificadoras sem afetar o restante da população microbiana heterotrófica envolvida no processo de decomposição.

6.2.7 Emissões de CH_4 para a atmosfera

Durante o ciclo do milho os fluxos de metano (CH_4) variaram na faixa de $-30 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ a $18 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 9a), sendo que na maior parte do tempo os fluxos desse gás foram negativos (influxo), como esperado para um solo predominantemente aeróbico como o do presente experimento (CURRY, 2007). A ocorrência de fluxos positivos de CH_4 (efluxos) foi observada principalmente nos primeiros 20 dias, somente nos dois tratamentos em que o inibidor foi adicionado aos DLS (SUP + IN e INJ + IN) e no tratamento com ureia. É provável que isso esteja relacionado ao efeito inibitório da DCD sobre a enzima amônia monooxigenase (AMO), o que manteve, durante esse período, o N dos dejetos na forma amoniacal. O fato da AMO, responsável pela oxidação da NH_3 , também reconhecer CH_4 no seu sítio ativo gera competição desta enzima por ambos os substratos, proporcionando menor oxidação do CH_4 e aumentando a emissão desse gás (CAHALAN et al., 2015).

As diferenças iniciais nos tratamentos, com alguns apresentando efluxos de CH_4 , não afetaram o resultado final, já que os tratamentos não diferiram entre si e apresentaram como resultado final influxo líquido de CH_4 , variando de $-179,8 \text{ g ha}^{-1}$ no tratamento NPK a $-302,5 \text{ g ha}^{-1}$ nos dois tratamentos com injeção dos DLS (Figura 9b). Em alguns estudos, um pico na emissão de CH_4 é observado logo nas primeiras horas após a aplicação dos DLS, sem inibidor (STEVEN et al., 2006), sendo atribuído ao CH_4 dissolvido nos próprios dejetos (PEREIRA et al., 2010). No presente trabalho esse pico não foi observado, provavelmente porque a primeira avaliação foi feita apenas 24 horas após a aplicação dos DLS. Diferenças nas características dos dejetos e no período em que permaneceram na esterqueira ou no campo antes de serem aplicados no solo também podem ter condicionado o resultado.

Figura 9: Fluxos de C-CH₄ (a) e emissão acumulada de C-CH₄ (b) durante o cultivo do milho. Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. As setas indicam respectivamente (S) semeadura, (U) aplicação de ureia em cobertura no tratamento NPK e (C) colheita.



As condições de elevada umidade e disponibilidade de C no interior dos sulcos de injeção dos DLS podem resultar em um ambiente suficientemente reduzido promovendo a metanogênese e a emissão de CH₄, como observaram Phan et al. (2012), Lovanh et al. (2010) e Sistani et al. (2010), que também

compararam o efeito do modo de aplicação dos dejetos. Provavelmente, o predomínio de aerobiose em função da estrutura do solo e a rápida taxa de infiltração dos DLS nos sulcos de injeção, em razão dos baixos teores de matéria seca, impediram a produção de CH_4 com a injeção dos DLS, principalmente sem a adição de DCD, no presente estudo. Esses resultados evidenciam que a aplicação de DLS nesse Latossolo, tanto na superfície do solo quanto injetados, não provoca a emissão significativa de CH_4 para a atmosfera e nem a redução na capacidade de oxidação desse gás, sendo possível utilizá-las como destinação final dos dejetos.

6.3 EMISSÃO ANUAL DE N_2O

A maior parte da emissão de N_2O nos tratamentos com aplicação de NPK ou dejetos ocorreu durante o cultivo de milho, representando de 53 a 82% da emissão acumulada anual (Tabela 4). Esses resultados, podem ser atribuídos a maior concentração de NO_3^- no solo durante o cultivo do milho, da mesma forma que verificaram Aita et al. (2015). Além disso, a maior temperatura no período do verão favorece a atividade microbiana do solo, inclusive aquela das bactérias desnitrificadoras (SCHAUFLEER et al., 2010). Contrariamente aos tratamentos com adição de fertilizantes, no tratamento TEST 68% da emissão anual ocorreu na cultura do trigo. Pode-se atribuir esse resultado à decomposição, durante o cultivo do trigo, dos resíduos culturais da cultura anterior (soja) que, por ser leguminosa possui baixa relação C/N e pode provocar aumento na produção de N_2O em microssítios anaeróbicos do solo, conforme reportado por Bayer et al. (2015). Como o trigo no tratamento TEST não foi fertilizado, a produção de matéria seca foi pequena, o que limitou a disponibilidade de nitrogênio e carbono solúvel para os microrganismos, o que contribui para a baixa produção de N_2O durante o cultivo subsequente de milho. Esse efeito residual do manejo das áreas é um importante fator a ser considerado nos resultados da emissão de GEE para a atmosfera.

Tabela 4: Emissões acumuladas de N-N₂O nas culturas do trigo e do milho em cada tratamento e fator de emissão de N-N₂O.

Tratamentos	Emissão acumulada de N-N ₂ O			N total aplicado	Fator de emissão de N-N ₂ O
	Trigo	Milho	Anual		
	-----g ha ⁻¹ (% do anual)-----			Kg N ha ⁻¹ (trigo/milho)	%
TEST	297 (68) [*]	137 (32)	434 d ^{**}		
NPK	292 (47)	326 (53)	617 d	227,2 (115/112,2) ^{***}	0.08 c ^{**}
SUP	422 (18)	1874 (82)	2296 a	279,7 (123,6/156,1)	0.66 a
SUP+IN	348 (30)	794 (70)	1142 cd	279,7 (123,6/156,1)	0.25 c
INJ	715 (34)	1367 (66)	2082 ab	279,7 (123,6/156,1)	0.59 ab
INJ+IN	402 (28)	1014 (72)	1416 bc	279,7 (123,6/156,1)	0.35 bc

Tratamentos: TEST: Testemunha, NPK: Adubação mineral, SUP: Dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicados em superfície, SUP+IN: DLS aplicados em superfície mais inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), INJ: DLS injetados, INJ+IN: DLS injetados mais DCD. ^{*} Os valores entre parêntesis representam a contribuição (%) do trigo e do milho em relação à emissão acumulada anual de N-N₂O. ^{**} Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de diferença mínima significativa (DMS) de Fischer a 5% de probabilidade de erro. ^{***} Adubação realizada na cultura do trigo e na cultura do milho, respectivamente, em kg de N ha⁻¹.

O modo de aplicação dos dejetos não afetou significativamente as emissões acumuladas anuais de N₂O (Tabela 4), as quais alcançaram 2.296 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento com aplicação dos DLS na superfície do solo (SUP) e 2.082 g N-N₂O ha⁻¹ no tratamento com injeção dos DLS (INJ). Embora, na média, a emissão anual destes dois tratamentos superou a emissão de N₂O do tratamento testemunha (TEST) em cinco vezes, o valor é aproximadamente 65% e 17% menor do que aquele encontrado em Argissolo por Aita et al. (2014) nos tratamentos INJ e SUP, porém apenas durante o cultivo de milho. Quando Aita et al. (2015) avaliaram a emissão anual de N₂O, após aplicar os DLS em pré-semeadura do milho e reaplicar no trigo, na modalidade de aplicação na superfície do solo (SUP), o valor encontrado foi de 7.770 g N₂O ha⁻¹, o que é 3,4 vezes maior do que a emissão anual do tratamento SUP encontrada no presente trabalho em Latossolo. Esses resultados evidenciam o maior potencial de produção e emissão de N₂O no Argissolo em relação ao Latossolo. Todavia, isso necessita ser confirmado em estudos futuros, que proporcionem uma comparação direta, bem como é preciso aprofundar o entendimento das possíveis causas que determinaram tais diferenças entre os dois tipos de solo

Contrariamente ao presente estudo, no trabalho de Aita et al. (2014) a injeção dos DLS no solo antecedendo a semeadura do milho aumentou a emissão de N₂O em 136% quando comparada à aplicação superficial (6.198 vs 2.628 g N-N₂O ha⁻¹).

Embora a injeção dos dejetos no solo aumente a concentração de N mineral, carbono orgânico solúvel e umidade nos sulcos de injeção e, com isso, aumente o potencial de produção de N_2O , conforme destacado em um estudo de meta-análise realizado recentemente por Hou et al. (2015), em algumas situações como, por exemplo, nos trabalhos de Dendooven et al. (1998) em laboratório, Vallejo et al. (2006) na cultura da batata e Thomsen et al. (2010) em cereais, as emissões de N_2O não diferiram entre injetar ou aplicar os dejetos na superfície do solo. A provável explicação para esse fenômeno encontrada no presente estudo, sugere que o elevado nível de oxigenação do solo, em função da sua estrutura e que proporcionou elevada taxa de infiltração dos DLS, explicando assim, as emissões relativamente baixas de N_2O observadas após a aplicação dos DLS, bem como a ausência de diferença entre a injetar ou aplicar os DLS na superfície, necessita ser confirmada em estudos futuros.

Comparando a emissão anual de N_2O do tratamento com aplicação de N-ureia aos dois tratamentos com aplicação de dejetos sem inibidor de nitrificação, observa-se que, em média, a ureia resultou em emissões 72% menores. O momento em que os DLS foram aplicados (100% na semeadura das culturas) em contrapartida à ureia (1/3 na semeadura e 2/3 em cobertura), além deste fertilizante sintético não fornecer C solúvel e umidade à população microbiana do solo, podem explicar essa menor emissão de N_2O em relação aos dejetos, principalmente se considerarmos que a emissão de N_2O se concentrou nos primeiros 30 dias, confirmando resultados de outros estudos (AITA et al., 2014; AITA et al., 2015).

A adição do inibidor de nitrificação DCD aos DLS no momento da aplicação destes no solo reduziu a emissão acumulada anual de N_2O em aproximadamente 50% e 32% para a aplicação superficial e a injeção, respectivamente, embora essa redução só tenha sido significativa para a aplicação superficial. Esse efeito da DCD na redução das emissões de N_2O após a aplicação de DLS também foi observado por Aita et al. (2014) em plantio direto de milho e por Aita et al. (2015) em plantio direto da sucessão trigo/milho. Todavia, contrariamente ao presente estudo, Aita et al. (2014) verificaram que a DCD foi mais efetiva com a injeção dos DLS no solo, reduzindo as emissões de N_2O em 66-% (6.198 vs 2.093 g N- N_2O ha⁻¹) contra 28-% (2.629 vs 1.898 g N- N_2O ha⁻¹) na aplicação superficial. No trabalho de Aita et al. (2015) a adição de DCD aos DLS antes da sua aplicação em pré-semeadura da sucessão trigo/milho reduziu as emissões de N_2O em 36%. Embora o inibidor de

nitrificação dicianodiamida tenha reduzido as emissões de N_2O no presente trabalho, o estudo do seu uso juntamente com dejetos de suínos no Brasil (AITA et al., 2014; AITA et al., 2015) e em outros países (VALLEJO et al., 2006) ainda é bastante limitado e precisa ser intensificado, envolvendo o efeito de variações nas condições de solo e de clima sobre a sua eficácia.

6.4 FATOR DE EMISSÃO DE N_2O

Os fatores de emissão (FE) de N_2O , expressos em % do N total aplicado com ureia e DLS, variaram de 0,07% no tratamento NPK a 0,66% no tratamento SUP, ficando abaixo do valor de 1% do N aplicado, conforme estimado pelo IPPC (2014). Esses valores de FE do presente trabalho estão na faixa de 0,10 - 0,52% encontrada por Siqueira Neto et al. (2015) com o uso de torta de filtro e ureia em cana-de-açúcar em condições subtropicais do sudeste do Brasil. Todavia, para o uso de dejetos de suínos, os valores de FE encontrados são inferiores aos comumente encontrados, tanto no Brasil quanto em outros países. Comparando a aplicação superficial com a injeção de DLS, Vallejo et al. (2005) encontraram valores de EF na faixa de 1,6 a 2,95% em trabalho realizado na Espanha, enquanto Chantigny et al. (2010), encontraram FE de 5% no Canadá em solos argilosos do Canadá. Em um experimento num Argissolo da Depressão Central do Rio Grande do Sul Aita et al. (2015) encontraram valor de FE de 1,23% para a ureia e de 1,60% para os DLS, com ambas as fontes aplicadas na superfície do solo, nas culturas do milho e do trigo, sendo que a adição de DCD aos dejetos reduziu o FE para 0,65%. Ao avaliarem o impacto da aplicação de ureia e do modo de aplicação dos DLS no solo, com e sem o uso de DCD, sobre as emissões de N_2O , Aita et al. (2014) verificaram que a proporção do N aplicado que foi emitido como N_2O , apenas no verão, na cultura do milho, variou de 0,21 a 0,58% no tratamento com ureia, de 0,27 a 2,28% com a aplicação superficial dos DLS e de 2,33 a 4,75% com a injeção dos DLS no solo. Com a adição de DCD aos DLS a proporção do N aplicado e que foi emitido para a atmosfera como N_2O diminuiu para a faixa de 0,12 a 2,04 % na aplicação superficial dos DLS e de 0,34 a 2,22 % para a injeção no solo.

Na Tabela 4 se observa que a adição do inibidor de nitrificação aos DLS antes da sua aplicação na superfície do solo ou da sua injeção reduziu o FE para níveis que não diferiram do tratamento com aplicação de ureia no trigo e no milho. Apesar

desse benefício ambiental é preciso analisar em trabalhos futuros a relação custo/benefício desta prática em Latossolos, em função da emissão relativamente baixa de N_2O , mesmo quando os dejetos foram injetados no solo sem o uso de inibidor. Os baixos valores de FE encontrados para o uso dos dejetos, contrariando a hipótese inicial de que nas condições presentes no Latossolo em que foi conduzido o experimento os valores de FE seriam superiores aos estipulados pelo IPCC, evidenciam a necessidade de confirmar tais resultados em trabalhos futuros com maior período de avaliação.

7. CONCLUSÕES

A aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) no trigo e a sua reaplicação no milho aumentou a emissão de N_2O , sem diferenças entre o modo de aplicação dos DLS (injeção no solo X aplicação superficial) .

A adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLS reduziu as emissões de N_2O , sendo que a magnitude da redução foi maior com a aplicação superficial dos DLS no solo.

O fator de emissão anual de N_2O , tanto para a aplicação dos DLS quanto para a ureia é inferior ao estimado pelo IPCC (1% do N aplicado), indicando a necessidade de estudos regionalizados, que considerem as condições locais, para a elaboração de inventários nacionais de emissão.

As emissões de CO_2 e CH_4 não foram afetadas pelo modo de aplicação dos dejetos e pelo uso do inibidor de nitrificação DCD.

8. REFERÊNCIAS

- AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 1, p. 149–161, 2006.
- AITA, C. et al. Impact on C and N dynamics of simultaneous application of pig slurry and wheat straw, as affected by their initial locations in soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 6, p. 633–642, 2012.
- 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 Environment Quality**, v. 43, n. 3, p. 789, 2014.
- 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.
- ANGNES, G. et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–75, 2013.
- BAGGS, E. M. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, V. 3, p. 321–327, 2011.
- BALL, B. C. Soil structure and greenhouse gas emissions: A synthesis of 20 years of experimentation. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 3, p. 357–373, 2013.
- BAYER, C. et al. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 213–222, 2015.
- 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.
- BERNAL, M.P.; KIRCHMANN, H. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 13, p. 135–141, 1992.
- BLAGODATSKAYA, E.; KUZUYAKOV, Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 45, n. 2, p. 115–131, 2008.
- BUTTERBACH-BAHL, K. et al. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 368, 2013.
- CAHALAN, E. et al. The effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide and methane emissions after cattle slurry application to Irish grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 199, p. 339–349, 2015.
- CAMPOS, B.-H. C. et al. Long-term C-CO₂ emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under different tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 819–832, 2011.

- CERRI, C.E.P. et al. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v.64, p.83-89, 2007.
- CERRI, C. C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, n.6, p. 831–843, 2009.
- CHANTIGNY, M.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil**, 2001.
- CHANTIGNY, M. H. et al. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of environmental quality**, v. 36, n. 6, p. 1864–72, 2006.
- CHANTIGNY, M. H. et al. Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. **Journal of Environment Quality**, v. 39, n. 5, p. 1545, 2010.
- CURRY, C. L. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 21, 2007.
- DECOCK, C.; SIX, J. On the potential of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{15}\text{N}$ to assess N_2O reduction to N_2 in soil. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 5, p. 610–620, 2013
- 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 Environment Quality**, v. 40, n. 2, p. 352, 2011.
- DENDOOVEN, L. et al. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, p. 5–8, 1998.
- DI, H. J.; CAMERON, K. C. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures? **Soil Use and Management**, v. 28, n. 1, p. 54–61, 2012.
- DORNO, N. et al. Nitrous oxide losses from untreated and digested slurry as influenced by soil moisture and application method. **Biosystems Engineering**, v. 115, n. 4, p. 423–433, 2013.
- FANGUEIRO, D. et al. Band application of treated cattle slurry as an alternative to slurry injection : Implications for gaseous emissions , soil quality , and plant growth. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 211, p. 102–111, 2015.
- FEDEROLF, C.-P. et al. Enhanced nutrient use efficiencies from liquid manure by positioned injection in maize cropping in northwest Germany. **European Journal of Agronomy**, v. 75, p. 130–138, 2016.
- FLESSA, H.; BEESE, F. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle. **Journal of Environment Quality**, v. 29, p. 262–268, 2000.
- GARCÍA-MARCO, S. et al. Ranking factors affecting emissions of GHG from incubated agricultural soils. **European Journal of Soil Science**, v. 65, n. 4, p. 573–583, 2014.
- GATIBONI, L. C. et al. Soil Phosphorus Thresholds in Evaluating Risk of Environmental Transfer To Surface Waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225–1234, 2015.
- GILLAM, K. M.; ZEBARTH, B. J.; BURTON, D. L. Nitrous oxide emissions from

denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, n. 2, p. 133–143, 2008.

GILSANZ, C. et al. Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, n. 2, p. 1–8, 2016.

GONG, P. et al. Does the nitrification inhibitor dicyandiamide affect the abundance of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in a Hap-Udic Luvisol? **Journal of Soil Science Plant Nutrition**, v. 13, n. 1, p. 35–42, 2013.

GONZATTO, R. et al. Injection and Nitrification Inhibitor Improve the Recovery of Pig Slurry Ammonium Nitrogen in Grain Crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 3, p. 978, 2016.

GU, J. et al. A regional experiment suggests that soil texture is a major control of N₂O emissions from tile-drained winter wheat fields during the fertilization period. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 134–141, 2013.

HARRISON-KIRK, T. et al. Compaction influences N₂O and N₂ emissions from 15N-labeled synthetic urine in wet soils during successive saturation/drainage cycles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 88, p. 178–188, 2015.

HATCH, D. et al. Laboratory study of the effects of two nitrification inhibitors on greenhouse gas emissions from a slurry-treated arable soil: impact of diurnal temperature cycle. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, n. 4, p. 225–232, 2005.

HOU, Y.; VELTHOF, G. L.; OENEMA, O. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. **Global Change Biology**, v. 21, p. 1293–1312, 2015.

HRISTOV, A. N. et al. Nitrogen losses from dairy manure estimated through nitrogen mass balance and chemical markers. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 6, p. 2438–48, 2002.

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

JARECKI, M. K. et al. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 134, n. 1-2, p. 29–35, 2009.

JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, n. 2, p. 161–173, 2008.

KHALIL, M. I.; BAGGS, E. M. CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 10, p. 1785–1794, 2005.

KELLIHER, F.M. et al. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 187-1882, 2008.

KIRCHMANN, H.; LUDVALL, A. Relationships between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, v.15, p. 161-164, 1993.

KOOL, D. M. et al. Nitrifier denitrification can be a source of N₂O from soil: A revised approach to the dual-isotope labelling method. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 5, p. 759–772, 2010.

KOOL, D. M. et al. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 174-178, 2011.

LIU, X. J. et al. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 9, p. 2362–2370, 2007.

LIU, C.; WANG, K.; ZHENG, X. Effects of nitrification inhibitors (DCD and DMPP) on nitrous oxide emission, crop yield and nitrogen uptake in a wheat–maize cropping system. **Biogeosciences**, v. 10, n. 4, p. 2427–2437, 2013.

LOURENZI, C. R. et al. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 209, 2015

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

MA, Y. et al. Mitigation of nitrous oxide emissions from paddy soil under conventional and no-till practices using nitrification inhibitors during the winter wheat-growing season. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 6, p. 627–635, 2013.

MAGUIRE, R. O. et al. Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 40, n. 2, p. 292-301, 2011.

MANGALASSERY, S. et al. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. **Soil and Tillage Research**, v. 132, p. 39–46, 2013.

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.

MCGEOUGH, K. L. et al. The effect of cattle slurry in combination with nitrate and the nitrification inhibitor dicyandiamide on in situ nitrous oxide and dinitrogen emissions. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 4909–4919, 2012.

MCGEOUGH, K. L. et al. Evidence that the efficacy of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) is affected by soil properties in UK soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 94, n. 3, p. 222–232, 2016.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emission affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 132, p. 106–115, 2009.

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

- MKHABELA, M. S. et al. Nitrous oxide emissions and soil mineral nitrogen status following application of hog slurry and inorganic fertilisers to acidic soils under forage grass. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, n. 2, p. 145–151, 2008
- NAN, W. et al. Characteristics of N₂O production and transport within soil profiles subjected to different nitrogen application rates in China. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 864–875, 2015.
- 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.
- OENEMA, O.; VELTHOF, G.; KUIKMAN, P. Technical and policy aspects of strategies to decrease greenhouse gas emissions from agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 60, n. 1-3, p. 301–315, 2001.
- OWEN, J. J.; PARTON, W. J.; SILVER, W. L. Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of rangelands. **Global Change Biology**, v. 21, n. 12, p. 4533–4547, 2015.
- PELSTER, D. E. et al. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 2, p. 427–35, 2012.
- PEREIRA, J.; FANGUEIRO, D.; CHADWICK, D. Effect of cattle slurry pre-treatment by separation and addition of nitrification inhibitors on gaseous emissions and N dynamics: A laboratory study. **Chemosphere**, v. 79, n. 6, p. 620–627, 2010.
- PHAN, N.-T. et al. Effect of beef cattle manure application rate on CH₄ and CO₂ emissions. **Atmospheric Environment**, v. 63, p. 327–336, 2012.
- PHILIPPE, F. X.; NICKS, B. Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 199, p. 10–25, 2015.
- PIVA, J. et al. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 87-93, 2014.
- RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 123–125, 2009
- ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year. II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of American Journal**,. 64, 1396–1403, 2000.
- ROCHETTE, P. et al. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, n. 2, p. 175–187, 2008.
- ROCHETTE, P.; BERTRAND, N. Soil-surface gas emissions. In: CARTER, M.; GREGORICH, E.G. (Eds.), **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton, FL: CRC, p.851-861, 2008.
- SAGGAR S. et al. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant and Soil**, v. 309, p. 25-42, 2008.

SANTOS, H.G. dos et al. (Eds.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

SCHAUFLER G, et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different and use: effects of soil moisture and temperature. **European Journal of Soil Science**, v. 61, p. 683–696, 2010.

SHCHERBAK, I.; MILLAR, N.; ROBERTSON, G. P. Global meta-analysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 25, p. 9199–204, 2014.

SINGH, S. N.; VERMA, A. The Potential of Nitrification Inhibitors to Manage the Pollution Effect of Nitrogen Fertilizers in Agricultural and Other Soils: A Review. **Environmental Practice**, v. 9, n. December 2007, p. 266–279, 2008.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Direct N₂O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. **GCB Bioenergy**, p. 269–280, 2015.

SISTANI K. R. et al. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, p. 429-435, 2010.

SOMMER, S.G.; ERSBOLL, A.K. Soil tillage effects on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p.493-498, 1994.

SOMMER S.G., HUSTED S. The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. **Journal of Agricultural Science**, v. 124, p. 45–53, 1995.

SOMMER, S.G.; SHERLOCK, R.R.; KHAN, R.Z. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, p.1541-1544, 1996.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emissions from field applied manure and its reduction – invited paper. **European Journal of Agronomy**, v.5, p.1-15, 2001.

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

SOTÉRIO, P.W. et al. Mapa de Isoietas do Rio Grande do Sul. 2006.. Online. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/rehi/simposio/pa/Mapa%20de%20Isoietas%20do%20Rio%20Grande%20do%20Sul>. Acesso em 11 out. 2015.

SOUZA, L. et al. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz Irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 473–481, 2011.

STEVEN, M. D., et al. Oxygen and methane depletion in soil affected by leakage of natural gas. **European Journal of Soil Science**, v. 57, p. 800-807, 2006.

SUBBARAO, G. V. et al. Scope and Strategies for Regulation of Nitrification in Agricultural Systems-Challenges and Opportunities. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 25, n. 4, p. 303–335, 2006.

- SZANTO, G. L. et al. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource technology**, v. 98, n. 14, p. 2659–70, out. 2007.
- TEDESCO, M.J. et al. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).
- THOMSEN, I. K. et al. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 136, n. 3-4, p. 227–235, 2010.
- THOMSON, A. J. et al. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 367, n. 1593, p. 1157–68, 5 maio 2012.
- VALLEJO, A.; GARCÍA-TORRES, L.; DÍEZ, J. Comparison of N losses (NO₃, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v. 272, p. 313–325, 2005.
- VALLEJO, A. et al. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 2782–2793, 2006.
- VANDERZAAG, A. C.; JAYASUNDARA, S.; WAGNER-RIDDLE, C. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 464–479, jun. 2011.
- 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, n. 6, p. 903–913, 2010.
- VIERO, F. et al. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers in no-till wheat and maize in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 1515–1525, 2014.
- WALTER, K.; DON, A.; FLESSA, H. Net N₂O and CH₄ soil fluxes of annual and perennial bioenergy crops in two central German regions. **Biomass and Bioenergy**, v. 81, p. 556–567, 2015.
- WEBB, J. et al. Emission factors for ammonia and nitrous oxide emissions following immediate manure incorporation on two contrasting soil types. **Atmospheric Environment**, v. 82, p. 280–287, 2014.
- ZHANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions from maize – wheat field during 4 successive years in the North China Plain. **Biogeosciences**, v. 11, p. 1717–1726, 2014.