

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA-UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS-CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DOUTORADO EM MANEJO DO SOLO**

ELIETE DE FATIMA FERREIRA DA ROSA

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM SISTEMAS DE
MANEJO DO SOLO E DA ÁGUA**

**LAGES, SC
2014**

ELIETE DE FATIMA FERREIRA DA ROSA

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM SISTEMAS DE
MANEJO DO SOLO E DA ÁGUA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Manejo do Solo.

Orientador: Dr. Álvaro Luiz Mafra
Co-orientadores: Dr. Ildgardis Bertol
Dr. Paulo Cezar Cassol

**LAGES, SC
2014**

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária
Renata Weingärtner Rosa – CRB 228/14ª Região
(Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC)

R788e Rosa, Eliete de Fatima Ferreira da

Emissão de óxido nitroso e metano em sistemas de manejo do solo e da água / Eliete de Fatima Ferreira da Rosa. - Lages, 2014.

114 p. : il. ; 21 cm

Orientadora: Álvaro Luiz Mafra

Coorientador: Ildegardis Bertol

Coorientador: Paulo Cezar Cassol

Bibliografia: p. 96-115

Tese (doutorado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveteinárias, Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo, Lages, 2013.

1. Efeito estufa. 2. Dejetos líquidos de suínos. 3. Inibidor de nitrificação. 4. Esterco. 5. Irrigação. 6. *Oriza sativa*. I. Rosa, Eliete de Fatima Ferreira da. II. Mafra, Álvaro Luiz. III. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo. IV. Título

CDD: 631.45 - 20.ed.

ELIETE DE FATIMA FERREIRA DA ROSA

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM SISTEMAS DE
MANEJO DO SOLO E DA ÁGUA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Manejo do Solo.

Banca Examinadora

Orientador: _____

Dr. Álvaro Luiz Mafra
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: _____

Dr. Dilmar Baretta
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: _____

Dr. Paulo Cezar Cassol
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: _____

Dr^a. Michely Tomazi
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Membro: _____

PhD. Luis Antonio de Avila
Universidade Federal de Pelotas

LAGES SC, 2014

À minha família e meu noivo Marcos,
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa chega ao final.

É hora de agradecer à Deus e Nossa Senhora por iluminarem meu caminho, e me darem forças para lutar pelos meus sonhos.

Agradecer minha família... minha mãe Odete, por suas palavras amigas, por lutar junto comigo pelos meus sonhos como se fossem os seus, por ser uma pessoa encantadora e que Deus me deu a oportunidade de chamar de mãe.

Ao meu pai Hermes, por seu exemplo de superação e caráter.

Ao meu irmão Ivan, pelas conversas que tanto me encorajaram, por seu carinho e amor.

À minha irmã Elizabete (*in memorian*), nosso anjo que está junto à Deus nos protegendo.

Aos meus sobrinhos João Victor e Maisa, por todo o carinho e amor a mim dedicados. Vocês são a alegria de nossa família.

Ao meu noivo Marcos André Nohatto por tudo que enfrentamos juntos, por seu amor, atenção e dedicação. Muito mais que um profissional ético e competente uma pessoa especial que quero sempre ter ao meu lado. Obrigada pelos sonhos realizados e por aqueles que ainda vamos realizar.

Ao meu orientador, professor Álvaro Luiz Mafra, pelo exemplo de profissional competente, seriedade e incentivo e principalmente por sua orientação durante todos esses anos.

Aos meus co-orientadores professores Ildegardis Bertol, Paulo Cassol e Cimelio Bayer, pela colaboração para a realização deste estudo.

À todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo, por todos os ensinamentos indispensáveis à minha formação.

Ao Centro de Ciências Agroveterinárias CAV-UDESC, a Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, a Universidade do Arkansas e Universidade de Davis na Califórnia por propiciarem a realização de mais uma conquista em minha carreira profissional.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos no Brasil e no exterior.

Ao professor Luis de Avila pela confiança e apoio na busca pelo doutorado sanduíche. Obrigada por ter me ajudado a vivenciar uma das experiências mais enriquecedoras de minha carreira profissional.

Ao Dr. Merle Anders por sua orientação durante o período em que estive nos Estados Unidos. Obrigada por sua acolhida, pela preocupação com meu bem-estar. Ao senhor toda a minha admiração e respeito.

À Michely Tomazi e Carla Machado da Rosa pela realização das análises de gases e contribuições na elaboração desse estudo.

Aos bolsistas de iniciação científica em especial ao Gilson Júnior por sua dedicação a esse trabalho.

Aos colegas e amigos, pelos momentos de alegria e convívio diário.

A todas as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho.

À vocês, muito obrigada.

Apesar dos nossos defeitos, precisamos enxergar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso e pessoas fracassadas. O que existem são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem deles.

Augusto Cury

RESUMO

ROSA, Eliete de Fatima Ferreira da. **Emissão de óxido nitroso e metano em sistemas de manejo do solo e da água.** 2014. 114f. Tese (Doutorado em Manejo do Solo - Área: Caracterização, Conservação e Uso dos Recursos Naturais) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias, Lages, 2014.

Emissão de óxido nitroso e metano em sistemas de manejo do solo e da água.

Práticas de manejo do solo e utilização de dejetos animais como fonte de fertilizantes afetam as emissões de gases de efeito estufa (GEE), as quais agravam o aquecimento global. Os principais gases de efeito estufa produzidos na agricultura, além do gás carbônico, são o óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), sendo emitidos principalmente pela utilização de dejetos animais e no cultivo do arroz irrigado, respectivamente. Diante disso, três estudos foram conduzidos com o objetivo de avaliar o efeito de práticas de manejo nas emissões de N_2O e CH_4 . No estudo I, em um Cambissolo Húmico, avaliou-se o efeito dos sistemas de preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) com e sem a aplicação de dejetos líquido de suínos (DLS). No estudo II, em um Cambissolo Húmico, foi avaliado o efeito da adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) a dejetos suínos na mitigação dos gases. No estudo III, em um Planossolo Háplico, foi avaliado o efeito dos sistemas de alagamento contínuo e intermitente nas emissões de CH_4 e N_2O durante o cultivo de arroz. Amostras de ar foram coletadas em câmaras estáticas e a concentração de N_2O e CH_4 foi determinada por cromatografia gasosa. Aproximadamente 2/3 da emissão anual de N_2O ocorreu durante os primeiros 90 dias após a aplicação do DLS. Ao final de aproximadamente um ano o fator de emissão de N_2O nos tratamentos com e sem a aplicação de DLS variou de 1 a 5% do N aplicado. As emissões de N_2O foram controladas principalmente pela disponibilidade de nitrato, porosidade total do solo preenchida por água, temperatura do solo e atividade microbiana (fluxo de CO_2). A utilização de DCD junto aos dejetos reduziu aproximadamente 60% das emissões acumuladas de N_2O no PD. O

revolvimento do solo no PC pode ter reduzido a eficiência do inibidor nas emissões de N_2O , sugerindo a necessidade de maior dose de DCD neste sistema de manejo do solo. A DCD, ao retardar o aparecimento de nitrato no solo após a aplicação de DLS, reduz as perdas de N e o potencial poluidor dos dejetos. Com relação ao estudo III, verificou-se que o sistema de irrigação intermitente com 60% de saturação do solo reduziu as emissões de CH_4 em cerca de 90% em relação ao sistema de alagamento contínuo. Esse sistema pode ser uma prática promissora na mitigação das emissões de N_2O e CH_4 , sem redução de produtividade na cultura do arroz.

Palavras-chave: efeito estufa, dejetos líquidos de suínos, inibidor de nitrificação, esterco, irrigação, *Oryza sativa*.

ABSTRACT

Nitrous oxide and methane emissions in management systems of soil and water.

Practices of soil management and use of animal manure as a source of fertilizer affect emissions of greenhouse gases (GHG), which contribute to global warming. The main greenhouse gases produced in agriculture, in addition to carbon dioxide, are nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4), being issued mainly by the use of animal manure and rice cultivation, respectively. Therefore, three studies were conducted to evaluate the effect of management practices on emissions of N_2O and CH_4 . In study I, the soil was a Humic Dystrudept and the effect of conventional tillage (CT) and no tillage (NT) with and without the application of liquid swine manure systems (DLS) was evaluated. In study II, under the same soil type, the effect of addition of nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) to liquid swine manure (DLS) on the mitigation of greenhouse gases was evaluated. In study III, the soil was a Typic Albaqualf, the effect of continuous and intermittent flooding systems in emissions of CH_4 and N_2O emissions during the rice cultivation systems were evaluated. Air samples were collected in static chambers and concentration of N_2O and CH_4 determined by gas chromatography. Approximately 2/3 of the annual N_2O emission occurred during the first 90 days after application of DLS. At the end of about a year, the emission factor for N_2O in treatments with and without the application of DLS ranged 1-5% of the N applied. The N_2O emissions were controlled mainly by the availability of nitrate, total soil porosity filled with water, soil temperature and microbial activity (CO_2 flux). The use of DCD with manure reduced approximately 60% of cumulative N_2O emissions from NT. The soil revolving on CT may have reduced the efficiency of the inhibitor on N_2O emissions, suggesting the need for increased dose of DCD in this soil management. The DCD, delays the onset of nitrate in the soil after application of DLS, reducing N losses and pollution potential of manure. On the Study III, it was found that intermittent irrigation with 60% saturated soil reduced emissions of CH_4 about 90% compared to continuous flooding. This system can represent a promising practice in mitigating N_2O and CH_4 emissions without reducing productivity in rice.

Keywords: greenhouse effect, swine manure, nitrification inhibitor, manure, irrigation, *Oryza sativa*.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO DE UM CAMBISSOLO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E APLICAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS.

- Figura 1.** Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar (°C) durante o período de 10/11/2010 a 10/11/2011.....30
- Figura 2.** Câmaras e bases utilizadas no experimento.....33
- Figura 3.** Fluxo de N₂O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....37
- Figura 4.** Teores de nitrato ($\text{NO}_3^- \text{ mg kg}^{-1}$ solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....38
- Figura 5.** Teores de amônio ($\text{NH}_4^+ \text{ mg kg}^{-1}$ solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....40
- Figura 6.** Porcentagem de espaço poroso preenchido por água (PPA) na profundidade de 0-10 cm, relacionado à precipitação, em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....41
- Figura 7.** Valores de Temperatura do solo (°C) na profundidade de 0-

10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....42

Figura 8. Relação entre os teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm e as emissões diárias de N_2O em ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto.....43

Figura 9. Fluxo de CH_4 ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....47

CAPÍTULO II: INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO.

Figura 1. Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) durante o período de 19/11/2011 a 7/10/2012.....52

Figura 2. Fluxo de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....58

Figura 3. Teores de NH_4^+ (mg kg^{-1} de solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....60

Figura 4. Teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-

10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....61

Figura 5. Relação entre os teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....62

Figura 6. Porcentagem de espaço poroso preenchido por água (PPA) na profundidade de 0-10 cm, relacionado à precipitação, em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....63

Figura 7. Valores de temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....64

Figura 8. Fluxo de CH_4 ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).....69

CAPÍTULO III: EMISSÃO DE METANO E ÓXIDO NITROSO NOS SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.

Figura 1. Temperatura média diária ($^{\circ}\text{C}$) e precipitação (mm) no local do experimento durante o período de irrigação.....74

Figura 2. Radiação solar média diária (calorias cm^2) e temperatura média diária ($^{\circ}\text{C}$) nos tratamentos AC (alagamento contínuo);

I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).....75

- Figura 3.** Câmaras utilizadas para coleta de gases de efeito estufa.....77
- Figura 4.** Fluxo de CH₄ (g C-CH₄ g ha⁻¹ d⁻¹) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....81
- Figura 5.** Conteúdo de água (m³ m³) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....82
- Figura 6.** Relação entre o conteúdo de água (m³ m³) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....83
- Figura 7.** Potencial redox do solo (mV) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....84
- Figura 8.** Valores de temperatura do solo (°C) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....85
- Figura 9.** Valores de pH do solo nos tratamentos em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....86
- Figura 10.** Fluxo de N₂O (g N-N₂O ha⁻¹ d⁻¹) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).....89

Figura 11. Teores de nitrato no solo ($\text{NO}_3^- \text{ mg kg}^{-1}$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).....90

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO DE UM CAMBISSOLO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

- Tabela 1.** Principais características do dejetto líquido de suínos (DLS), e carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionado ao solo com o material orgânico (aplicado ao solo em novembro de 2010 e maio de 2011, na dose de $40 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$).....31
- Tabela 2.** Doses de nitrogênio (kg ha^{-1}) na forma de DLS e ureia aplicada nos tratamentos.....32
- Tabela 3.** Emissão acumulada de óxido nitroso no período de 10 de novembro de 2010 a 10 de novembro de 2011 ($\text{N-N}_2\text{O kg ha}^{-1}$) e equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg ha}^{-1}$) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de dejetto líquido de suínos.....45
- Tabela 4.** Emissão acumulada de metano ($\text{C-CH}_4 \text{ kg ha}^{-1}$) e equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg ha}^{-1}$) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de dejetto líquido suínos48

CAPÍTULO II: INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

- Tabela 1.** Principais características do dejetto líquido de suínos (DLS), e carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionado ao solo com o material orgânico (aplicado ao solo em novembro de 2011 e maio de 2012, na dose de $40 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$).....54
- Tabela 2.** Doses de nitrogênio (kg ha^{-1}) na forma de DLS e ureia aplicada nos tratamentos.....54

Tabela 3. Emissão acumulada de óxido nitroso ($\text{N-N}_2\text{O}$ kg ha^{-1}) e equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}}$ kg ha^{-1}) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de inibidor de nitrificação.....66

Tabela 4. Emissão acumulada de metano (C-CH_4 kg ha^{-1}) e equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}}$ kg ha^{-1}) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de inibidor de nitrificação.....70

CAPÍTULO III: EMISSÃO DE METANO E ÓXIDO NITROSO NOS SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.

Tabela 1. Emissão acumulada de metano (C-CH_4 kg ha^{-1}), equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}}$ kg ha^{-1}) e produtividade de grãos (kg ha^{-1}) nos tratamentos AC (alagamento contínuo); I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).....87

Tabela 2. Emissão acumulada de óxido nitroso ($\text{N-N}_2\text{O}$ kg ha^{-1}) e equivalente em CO_2 ($\text{CO}_{2\text{eq}}$ kg ha^{-1}) nos tratamentos AC (alagamento contínuo); I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).....91

SUMÁRIO

CAPÍTULO I: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO DE UM CAMBISSOLO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

1.1. Introdução.....	27
1.2. Material e métodos	29
1.2.2. Delineamento e tratamentos	30
1.2.3. Avaliação das emissões de óxido nitroso e metano do solo	32
1.2.4. Atributos do solo.....	34
1.2.5. Análise Estatística.....	35
1.3. Resultados e discussão.....	35
1.4. Conclusões.....	48

CAPÍTULO II: INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

2.1. Introdução.....	49
2.2. Material e métodos	51
2.2.2. Delineamento e tratamentos	52
2.2.3. Avaliação das emissões de óxido nitroso e metano do solo	54
2.2.4. Atributos do solo.....	56
2.2.5. Análise Estatística.....	56
2.3. Resultados e discussão.....	57
2.3.1. Emissão de óxido nitroso.....	57
2.3.2. Emissão acumulada de óxido nitroso.....	65
2.3.3. Emissão de metano	68

2.4. Conclusões.....	71
----------------------	----

CAPÍTULO III: EMISSÃO DE METANO E ÓXIDO NITROSO NOS SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.

3.1. Introdução.....	72
----------------------	----

3.2. Material e métodos	73
-------------------------------	----

3.2.1. Localização e características do solo do experimento	73
---	----

3.2.2. Delineamento e tratamentos	74
---	----

3.2.3. Avaliação das emissões de metano e óxido nitroso do solo	76
---	----

3.2.4. Variáveis de solo.....	78
-------------------------------	----

3.2.5. Análise estatística	79
----------------------------------	----

3.3. Resultados e discussão.....	79
----------------------------------	----

3.3.1. Emissão de metano	79
--------------------------------	----

3.3.2. Emissão de óxido nitroso.....	87
--------------------------------------	----

3.4. Conclusões.....	92
----------------------	----

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	93
-------------------------------------	-----------

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	94
---	-----------

INTRODUÇÃO GERAL

Os gases do efeito estufa (GEE) apresentam capacidade de absorver a radiação infravermelha emitida pela terra, o que mantém a temperatura média do planeta em aproximadamente 15°C (IPCC, 2007). Contudo, no último século, as atividades relacionadas à produção industrial e uso agrícola dos solos tem causado aumento expressivo na concentração dos GEE, o que tem sido responsável, ao menos em parte pelo aquecimento global e seus impactos negativos na agricultura e sociedade em geral.

No Brasil as atividades agrícolas juntamente com as mudanças de uso da terra, representam cerca de 75% das emissões de dióxido de carbono (CO₂) e mais de 90% das emissões de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (CERRI et al., 2009).

As emissões de N₂O pela agricultura estão relacionadas principalmente com a adubação nitrogenada seja de origem orgânica ou mineral, e a influência dessas fontes na dinâmica do N no solo. De acordo com o segundo inventário de GEE do Brasil, as emissões de N₂O no setor agrícola são responsáveis por cerca de 87 % das emissões de N₂O, as quais estão relacionadas ao uso de dejetos animais como fonte nitrogenada na adubação de lavouras e diferentes sistemas de manejo do solo (CERRI et al., 2009).

Nesse contexto, a suinocultura pode contribuir significativamente para as emissões de GEE, principalmente de N₂O para a atmosfera, seja durante o armazenamento dos dejetos ou quando os mesmos são aplicados ao solo (GIACOMINI, 2006). Esse é um aspecto importante, principalmente, na região Sul do Brasil, onde os dejetos são aplicados como fonte de nutrientes, especialmente o nitrogênio, sendo muitas vezes adicionados ao solo em doses superiores à capacidade de suporte do mesmo. Em muitas propriedades dedicadas à suinocultura e à bovinocultura de leite, os dejetos são utilizados como fertilizante em sistema de plantio direto com a aplicação sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura. Essa modalidade de aplicação dos dejetos, sem incorporação ao solo, deverá ter implicações distintas daquelas avaliadas no sistema convencional, especialmente na dinâmica do C e do N no solo (AITA et al., 2006).

A magnitude das emissões de N₂O depende de muitos fatores como: tipo manejo do fertilizante nitrogenado dos dejetos e dos resíduos culturais, culturas antecedentes, condições de clima e propriedades do solo.

Além disso, a relação C/N e o sistema de preparo do solo também afetam a atividade da microbiota do solo e, conseqüentemente, influencia os processos de mineralização e imobilização de N (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

A aplicação de dejetos de suínos ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de N_2O por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação (GIACOMINI et al., 2006). Além disso, os dejetos quando adicionados ao solo, adicionam também carbono facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos aumentando a demanda de O_2 . Tais fatores podem conduzir ao aparecimento de sítios de anaerobiose no solo favorecendo a desnitrificação (ROCHETTE et al., 2000; GIACOMINI, 2006). As perdas de N por desnitrificação nos solos com dejetos de suínos variam de menos de 1% a mais de 30% do N aplicado, dependendo da umidade do solo (CHANTIGNY et al., 2004).

A dinâmica do N no solo está associada a fatores ambientais e características de solo, os quais controlam a atividade dos microorganismos do solo, com destaque para as bactérias. As bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras são as principais responsáveis pela produção de N_2O o qual pode ser emitido à atmosfera, potencializando o efeito estufa, além de reagir com ozônio. Portanto, a velocidade com que o NH_4^+ é transformado em NO_3^- e a presença dessa forma de N no solo, sobretudo quando não há uma cultura para absorvê-lo pode resultar em perda de N do sistema, com reflexos negativos tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental (DAMASCENO, 2010).

Diante disso, algumas alternativas têm sido propostas a fim de reduzir as perdas de N, entre elas o uso de inibidores de nitrificação. A utilização de inibidores de nitrificação visa minimizar as perdas de N e melhorar a eficiência dos dejetos de suínos como fonte de N às culturas (SCHIRMAMM et al., 2013). Os principais compostos conhecidos por inibirem a nitrificação incluem a nitrapirina, a dicianodiamida (DCD) e o 3,4-dimetilpirazole-fosfato (DMPP), além de inibidores biológicos da nitrificação. A DCD é o inibidor de nitrificação mais utilizado no mundo, por apresentar características relevantes em relação aos demais inibidores, tais como: baixa volatilidade, solubilidade em água e baixo custo (GILTRAP et al., 2010). Ela inibe a oxidação do amônio para nitrito, primeiro passo da nitrificação, realizado por *Nitrosomonas spp.*, atuando sobre a enzima amônia monooxigenase. Portanto, a utilização de DCD se constitui em uma alternativa para retardar o aparecimento de NO_3^- no solo,

e com isso melhorar o potencial fertilizante do DLS e reduzir as emissões de GEE principalmente N_2O .

Estudos comprovam que o uso de DCD com dejetos de animais reduz a emissão de N_2O (MERINO et al., 2001; VALLEJO et al., 2005), sendo que a eficiência e a duração do efeito do produto na inibição da nitrificação dependem das condições ambientais, principalmente da temperatura (KELLIHER et al., 2008) e da umidade do solo, já que o princípio ativo da DCD é solúvel em água e biodegradável. Por isso, a importância em testar a eficiência da DCD em experimentos de campo, principalmente nas condições de solo e clima do Sul do Brasil.

Contudo, o efeito do inibidor de nitrificação DCD aos dejetos e sua eficiência na mitigação das emissões de N_2O ainda é relativamente pouco documentada. Por isso, é importante a avaliação do uso desse inibidor de nitrificação para melhorar a eficiência dos dejetos de suínos como fonte de N e para mitigar o potencial poluidor dos mesmos.

Outro importante GEE gerado em atividades agrícolas é o CH_4 . O CH_4 é apontado como o segundo gás de efeito estufa mais importante, contribuindo com 15 a 20% do aquecimento global, com potencial de aquecimento global cerca de 25 vezes maior que do CO_2 .

A cultura do arroz irrigado é considerada uma importante fonte de CH_4 para a atmosfera. O cultivo do arroz irrigado é responsável pelo efluxo de 269 Gg de CH_4 (MCT, 2009). Este valor é baixo comparado com a região Asiática, tradicional no cultivo do arroz irrigado, cuja contribuição nas emissões de CH_4 atinge 82% do efluxo total antrópico. No entanto, o cultivo de arroz irrigado por alagamento tem papel de destaque em função de a produção brasileira estar concentrada nos Estados do RS e SC, com uma área anual cultivada de aproximadamente 1,2 milhão de hectares (SOSBAI, 2010; MORTELE, 2011).

O principal sistema de irrigação utilizado na cultura do arroz é o alagamento contínuo, o qual se caracteriza pela manutenção da lâmina de água durante todo o ciclo da cultura (MORTELE et al., 2011). O início da irrigação na cultura do arroz ocorre no primeiro mês após a emergência das plântulas e se estende até a maioria dos grãos atingirem o estado pastoso, que deve ocorrer de 10 a 15 dias antes da colheita (SOSBAI, 2010; MORTELE, 2011).

O sistema de alagamento contínuo é amplamente adotado pelos produtores, devido ao menor risco de déficit hídrico e consequentemente produtividade (MARTINI et al., 2011).

Contudo, no sistema de alagamento contínuo as condições de anaerobiose resultam na emissão de CH_4 como produto final da decomposição de compostos orgânicos por bactérias metanogênicas (LAI, 2009; SILVA et al., 2011).

Por isso, uma das estratégias propostas para a redução do uso de água e emissão de CH_4 da lavoura arrozeira é a utilização de irrigação intermitente, a qual é caracterizada por sucessivas irrigações, onde sempre se deve manter o solo no mínimo saturado.

A irrigação intermitente proporciona o uso mais eficiente da água, diminuição das perdas por escoamento superficial, melhor aproveitamento da precipitação e menores perdas por percolação (STONE, 2005). Nos últimos anos tem sido recomendado este sistema de irrigação como prática mitigadora do efluxo de CH_4 (IPCC, 2007; JOHNSON-BEEBOUT et al., 2009; TYAGI; KUMARI; SINGH, 2010).

O sistema de irrigação e, por conseguinte a disponibilidade de água são os principais reguladores dos processos de redução do solo, com efeito direto na produção, oxidação e transporte de CH_4 (AGOSTINETTO et al., 2002). Além disso, a emissão de CH_4 está condicionada aos processos de produção pelos microorganismos metanogênicos e a oxidação pelas bactérias metanotróficas.

Com o alagamento do solo ocorrem várias modificações químicas, dentre elas o potencial redox que indica o estado de oxidação ou redução do solo (CAMARGO et al., 1999), sendo que os valores variam de acordo com a presença ou ausência de O_2 .

O manejo da irrigação também pode afetar a produtividade da cultura do arroz, alterar seu ciclo, bem como favorecer ou não a presença de plantas daninhas (SOSBAI, 2007; MORTELE, 2011). Alguns autores verificaram maior produtividade em áreas com alagamento contínuo em relação ao sistema intermitente (Santos et al., 1999). Enquanto outros, não encontraram diferenças na produtividade do arroz utilizando os dois tipos de irrigação; no entanto, a irrigação intermitente apresentou a vantagem na economia de água e causou a diminuição de 25% da emissão de CH_4 em uma das safras avaliadas Mezzomo (2009).

Contudo, o sistema intermitente ao possibilitar a aeração do solo por determinado período de tempo, pode favorecer a produção e emissão de N_2O por nitrificação ou desnitrificação microbiana (JOHNSON-BEEBOUT et al., 2009).

A magnitude das emissões de N_2O e CH_4 no sistema de irrigação intermitente irá variar com o conteúdo de água no solo com que é reiniciada. Dependendo do grau de umidade do solo em que ocorre o re-alagamento e condições edafoclimáticas de cada local pode-se ter efeitos diferentes sobre intensidade de redução do solo e conseqüentemente nas emissões de GEE.

Diante disso, três estudos foram realizados visando quantificar as emissões de N_2O e CH_4 em áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos nos sistemas de preparo convencional e plantio direto, e em áreas de cultivo de arroz irrigado nos sistemas de irrigação intermitente e alagamento contínuo, a fim de identificar as variáveis de solo e clima controladoras das emissões dos GEE.

CAPÍTULO I: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO DE UM CAMBISSOLO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

1.1. Introdução

A utilização de dejetos animais como fertilizante é uma prática comum, sendo uma alternativa para consumir quantidades crescentes gerados na pecuária (CHEN et al., 2013). Porém, quando os dejetos são aplicados ao solo, alguns nutrientes como o nitrogênio (N) podem ser perdidos para a atmosfera, podendo aumentar as emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) (CHANTIGNY et al., 2013). Isso ocorre devido ao alto teor de N e C lábil presente nos dejetos, além de alta umidade o que estimula a atividade de desnitrificadores (SNYDER et al., 2009).

O N_2O possui potencial de aquecimento global cerca de 298 vezes maior que o CO_2 (CAI et al., 2012), além de tempo de residência na atmosfera estimado em mais de 100 anos determinados por sua conformação molecular. O N_2O é produzido a partir dos processos de nitrificação (oxidação do amônio a nitrito ou nitrato) e desnitrificação (redução anaeróbica de nitrato) (MAEDA et al., 2013). Apesar da produção de N_2O por nitrificação ser possível, os picos de emissão são atribuídos ao processo de desnitrificação (LIU et al., 2007). No entanto, ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo dependendo da quantidade e composição dos substratos de C facilmente biodegradáveis ou compostos recalcitrantes (DAMBREVILLE et al., 2008), condições ambientais predominantes, aumento da biomassa microbiana devido ao fornecimento de energia pelos dejetos (THANGARAJAN et al., 2013) e espaço poroso preenchido por água (PPA) (BAGGS e PHILIPPOT, 2010). Todos esses fatores irão determinar o tempo de duração dos picos de emissão após a fertilização.

Segundo o IPCC (IPCC, 2007) o limite de N aplicado nos campos agrícolas perdido na forma de N_2O deve ser limitado a 1%, independente da fonte aplicada. Contudo, alguns estudos tem verificado que a magnitude das emissões varia consideravelmente de mineral ou orgânico (van GROENIGEN et al., 2004; GREGORICH et al., 2005; VALLEJO et al., 2006; ROCHETTE et al., 2008; WEI et al., 2010; CHANTIGNY et al., 2013). Além disso, os dejetos variam quanto a sua composição o que

contribui para diferenças nas emissões de N_2O (CHADWICK et al., 2011). O dejetos líquido de suínos possuem 2 a 3 vezes mais C solúvel e maiores quantidades de N-amoniaco do que o dejetos de bovinos (LÓPEZ-FERNÁNDEZ et al., 2007) o que acarreta maiores emissões de N_2O quando este é aplicado ao solo.

O sistema de manejo do solo também influencia significativamente nas emissões de N_2O . Alguns autores relatam maiores emissões de N_2O no sistema de plantio direto (PD) em relação ao sistema de preparo convencional (PC) (USSIRI et al., 2009), o que está relacionado ao tráfego intenso de máquinas aliado a baixa mobilização e alto aporte de resíduos culturais no PD. Contudo, outros autores verificaram menores emissões no PC (ROBERTSON et al., 2000) ou não observaram diferenças entre os dois sistemas (ELMI et al., 2003). Os estudos indicam que existe grande variabilidade dependendo do tipo de solo e condições climáticas (SHEEHYA et al., 2013).

Outro importante GEE é o CH_4 . Este juntamente com o N_2O é um dos principais gases de efeito estufa com longevidade, seu potencial de aquecimento global é 25 vezes maior em base de massa em comparação com o CO_2 em um horizonte de tempo de 100 anos (IPCC, 2007). Os solos podem atuar como dreno ou fonte de emissão desse gás dependendo do sistema de manejo e textura do solo (LIEBIG et al., 2005; BAYER et al., 2012). Além disso, o fluxo de CH_4 para a atmosfera é influenciado pela disponibilidade de N. A relação entre o N-fertilizante e a redução no consumo de CH_4 ainda não foi totalmente explicada, mas pode ser causada por inibição induzida do N na atividade dos microrganismos que oxidam o CH_4 (MOSIER et al., 2004), assim como pelo aumento da atividade microbiana, que consomem o O_2 e ocasionam a formação de microssítios de anaerobiose (MÜLLER et al., 2004; NETO et al., 2011). Solos com bom suprimento de O_2 geralmente se constituem em dreno de CH_4 atmosférico, pois, os microrganismos metanotróficos utilizam o CH_4 como fonte de C para seu crescimento (GREGORIC et al., 2005).

Quantificar e entender o efeito da aplicação de dejetos líquido de suínos (DLS) juntamente com os diferentes sistemas de manejo do solo se constitui em uma necessidade parte da pesquisa a nível mundial (CHADWICK et al., 2011) e poucos são os estudos realizados na área particularmente na região sul do Brasil. Portanto, é importante avaliar, comparativamente, a dinâmica do N entre sistemas em que os resíduos culturais ou dejetos de animais permanecem na superfície do solo (plantio

direto) àqueles em que os mesmos são uniformemente incorporados ao solo (preparo convencional), assim como, variáveis de solo e clima controladoras dessas emissões a fim de propor medidas mitigatórias de emissão.

Diante disso, o objetivo foi verificar o impacto de diferentes sistemas de manejo de solo (PD e PC), com e sem a aplicação de DLS sobre as emissões de N_2O e CH_4 num Cambissolo Húmico.

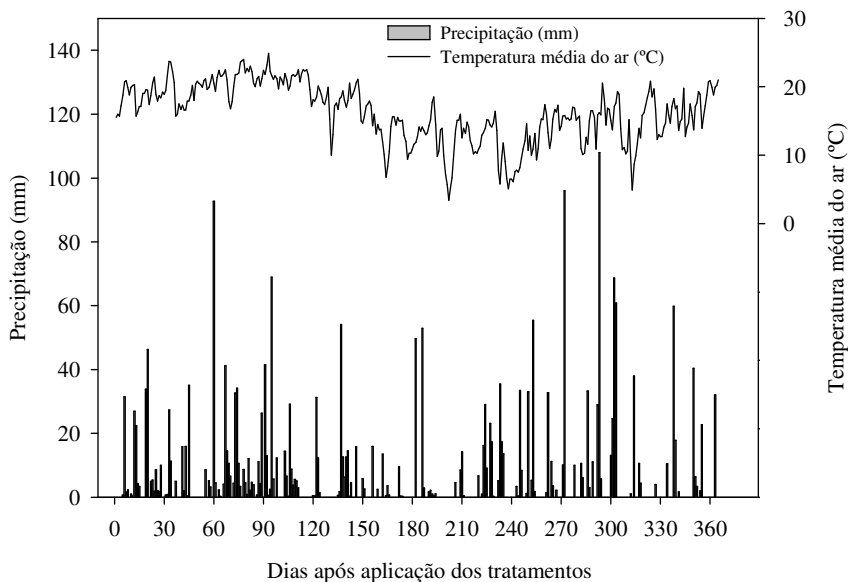
1.2. Material e métodos

1.2.1. Localização e características do solo do experimento

O estudo foi realizado no período de novembro de 2010 a novembro de 2011 em um experimento de longa duração no Centro de Ciências Agroveterinárias, na Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, em Lages, SC (27°49'S e 50°20'O). O clima é mesotérmico úmido com verões amenos, tipo Cfb de acordo com Köppen, com temperatura máxima média anual de 21,7°C e mínima média anual de 11,5°C. A precipitação média anual é de 1.600 mm (BERTOL, 2004). O solo do experimento é um Cambissolo Húmico alumínico léptico derivado de siltitos e argilitos, com textura argilosa, contendo em média 443 g kg^{-1} de argila, 402 g kg^{-1} de silte e 155 g kg^{-1} de areia na camada de 0-30 cm (BERTOL et al., 2004) e 2,5% de matéria orgânica.

As precipitações e a temperatura média do ar durante o período de condução do experimento foram obtidas junto à Estação Meteorológica do CAV-UDESC localizada próximo ao experimento, e são apresentadas na Figura 1.

Figura 1. Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar (°C) durante o período de 10/11/2010 a 10/11/2011.



Fonte: produção do próprio autor.

1.2.2. Delineamento e tratamentos

Os tratamentos avaliados foram: preparo convencional com aplicação de dejetos líquidos de suínos (PC com DLS); plantio direto com aplicação de dejetos líquidos de suínos (PD com DLS); preparo convencional sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (PC sem DLS) e plantio direto sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (PD sem DLS). O experimento seguiu delineamento inteiramente casualizado com três repetições.

O DLS foi coletado em amostras de esterqueira anaeróbica, em Concórdia, SC, na Embrapa Suínos e Aves, oriundo de animais em terminação. As principais características do DLS e as quantidades adicionadas ao solo de carbono (C) e nitrogênio (N) aplicado ao solo no ano de 2010 e 2011 encontram-se na Tabela 1.

A dose de DLS foi estabelecida com base na recomendação de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004), a qual considera que 80% do N total presente nos DLS estará disponível à cultura que sucede a aplicação dos dejetos.

Em 10/11/2010 foi efetuada a aplicação de 40 m³ ha⁻¹ nos tratamentos PC com DLS e PD com DLS. No tratamento PD com DLS o dejetos foi aplicado sobre os resíduos culturais de ervilhaca. No tratamento PC com DLS foi efetuada uma aração e duas gradagens, duas vezes ao ano para a implantação da cultura do milho (2010) e ervilhaca (2011). Neste sistema de manejo do solo o DLS foi incorporado ao solo com enxada na camada de 0-20 cm.

No dia 30 maio de 2011 foi reaplicado, nas mesmas parcelas, os tratamentos aplicados anteriormente na cultura do milho. O DLS foi distribuído manualmente sobre os resíduos culturais do milho no sistema de plantio direto e incorporado ao solo no tratamento sob preparo convencional, sendo aplicados 40 m³ ha⁻¹ para a implantação da ervilhaca como planta de cobertura de inverno.

Tabela 1. Principais características do dejetos líquido de suínos (DLS), e carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionado ao solo com o material orgânico (aplicado ao solo em novembro de 2010 e maio de 2011, na dose de 40 m³ ha⁻¹).

MS	C orgânico	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
2010						
g kg ⁻¹						
22	6,7	2,2	1,4	0,8	2,9	7,6
kg ha ⁻¹						
1075	327,5	110,4	69,0	43,2	-	-
2011						
g kg ⁻¹						
19	7,1	2,2	1,4	0,8	3,2	7,9
kg ha ⁻¹						
929	343,1	104,5	68,0	36,5	-	-

Nos tratamentos com adubação mineral a adubação nitrogenada foi realizada com ureia tanto na cultura do milho quanto na cultura da ervilhaca. As doses de N (kg ha⁻¹) aplicadas em cada tratamento na cultura do milho e ervilhaca encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Doses de nitrogênio (kg ha^{-1}) na forma de DLS e ureia aplicada nos tratamentos.

Tratamento	Milho		Ervilhaca	Total (kg N ha^{-1} anual)
	Implantação	Cobertura		
PC com DLS	110 DLS	90 Ureia	104 DLS	304
PD com DLS	110 DLS	90 Ureia	104 DLS	304
PC sem DLS	100 Ureia	100 Ureia	104 Ureia	304
PD sem DLS	100 Ureia	100 Ureia	104 Ureia	304

Na semeadura do milho foram aplicados 60 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 40 kg de $\text{K}_2\text{O ha}^{-1}$, nas formas de superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. O espaçamento entre linhas foi de $0,70 \text{ m}$ visando uma população final de 60 mil plantas. A adubação de cobertura na cultura do milho foi realizada com ureia (Tabela 2) em todos os tratamentos no estádio V5.

1.2.3. Avaliação das emissões de óxido nitroso e metano do solo

A amostragem de ar para a avaliação dos GEE foi realizada utilizando-se câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de $0,20 \text{ m}$ de altura e $0,25 \text{ m}$ de diâmetro (Figura 2). Cada câmara era suportada por uma base metálica que foi instalada antes da primeira avaliação nas parcelas avaliadas, sendo inserida a $0,05 \text{ m}$ de profundidade no solo, permanecendo por todo o período de avaliação. As bases metálicas constituem-se de uma circunferência em forma de “U”, onde no momento da coleta era adicionada água, a fim selar a câmara, e evitar as trocas gasosas do ambiente interno da câmara e o meio externo.

As amostras de gases foram coletadas em tempos pré-determinados ($0, 20$ e 40 minutos) pós-fechamento da câmara. As coletas de gases foram realizadas sempre às $9:00$ da manhã, a qual representa a emissão média diária de GEE (JANTÁLIA et al., 2008).

Imediatamente antes das coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de um ventilador interno de 12 V durante 30 segundos, e a temperatura interna foi monitorada com termômetro digital.

Figura 2. Câmaras e bases utilizadas no experimento.



Fonte: produção do próprio autor.

As amostras de ar foram coletadas com seringas de polipropileno de 20 mL, com de válvulas de três vias acopladas na parte superior da câmara. As seringas tiveram a válvula fechada imediatamente após a coleta e foram acondicionadas em caixas de isopor e enviadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Porto Alegre, RS), onde foram analisadas por cromatografia gasosa, até 24 horas após a coleta.

As concentrações de CO₂, N₂O e CH₄ nas amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu GC-2014 Modelo “Greenhouse”. O equipamento consta de três colunas empacotadas, sendo o óxido nitroso quantificado no detector de captura de elétrons, enquanto o metano foi quantificado no detector de ionização de chama. O sistema cromatográfico é constituído por um metanador, o qual converte o dióxido de carbono a metano, sendo este quantificado no detector de ionização de chama. Com este procedimento a detecção do CO₂ é linear numa ampla faixa de concentração deste gás (ZANATTA, 2009).

Os fluxos de N₂O e CH₄ foram estimados com base na seguinte equação 1:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{1}{A} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: em que f é o fluxo de metano ou óxido nitroso ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N₂O ou CH₄), Q é a quantidade de cada tipo de gás na câmara no momento

de amostragem ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O ou CH_4), P é a pressão atmosférica (atm) na câmara, assumida como sendo de 1 atm, V é o volume da câmara (L), R é a constante dos gases ideais ($0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T é a temperatura no interior da câmara no instante de amostragem ($^\circ\text{K}$) e A é a área da câmara (m^2).

A taxa de emissão dos diferentes gases foi obtida a partir variação das concentrações dos gases com o tempo de coleta (MOSIER, 1989). As emissões diárias foram calculadas a partir das taxas de fluxos diários e a emissão acumulada (365 dias) foi calculada com base na média dos fluxos de N_2O e CH_4 entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo. A emissão de CH_4 e N_2O foi convertida em quantidades equivalentes de $\text{CO}_2\text{-C}$ por hectare, com base no potencial de aquecimento global de cada gás em comparação ao CO_2 (298 vezes maior para o N_2O e 25 vezes maior para o CH_4).

1.2.4. Atributos do solo

Todas as amostragens de ar foram acompanhadas de amostragem de solo na camada de (0-10 cm) para determinação da umidade gravimétrica, NH_4^+ e NO_3^- do solo. A temperatura do solo foi monitorada em geotermômetros próximos as bases de câmaras. A umidade gravimétrica foi obtida pela secagem da amostra de solo a 105°C por 48 horas. O NH_4^+ e NO_3^- foram extraídos por solução de KCl 1M e determinados por destilação de arraste de vapor em destilador semi-micro Kjeldhal. A porcentagem do espaço poroso preenchido por água (PPA) do solo foi calculado baseada nos resultados de umidade gravimétrica e densidade do solo, conforme equação 2.

$$\% \text{PPA} = (u_g \times d_s) / (1 - d_s / D_p)$$

Equação 2

onde:

- u_g : umidade gravimétrica (g g^{-1})
- d_s : densidade do solo (g cm^{-3}) e
- D_p : densidade de partícula

1.2.5. Análise Estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p \leq 0,05$), considerando arranjo fatorial dos tratamentos (sistema de manejo e dejetos líquidos de suínos suínos). Quando constatada significância estatística, realizou-se o teste DMS (diferença média significativa) de Fisher ($p \leq 0,05$) para verificar a magnitude da diferença entre tratamentos. A relação entre as variáveis de solo e as emissões de N_2O e CH_4 foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2) por regressões polinomiais e regressões múltiplas.

1.3. Resultados e discussão

1.3.1. Emissão de óxido nitroso

As emissões de N_2O do solo variaram de -32 a 3987 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ sendo que os valores negativos e positivos indicam absorção e fluxo líquido de N_2O do solo para a atmosfera, respectivamente (Figura 3). A aplicação de DLS aumentou significativamente as emissões de N_2O em relação aos tratamentos em que não houve aplicação em ambos os manejos, principalmente nos primeiros dois meses após a aplicação dos tratamentos (Figura 3). Os maiores picos de emissão de N_2O se deram nos tratamentos PD com DLS (3987 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) e PC com DLS (2798 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) 20 dias após a aplicação de DLS. Esses picos após a aplicação de dejetos foram relatados em estudos em diferentes condições edafoclimáticas, obtidos por Chadwick et al. (2000), Denega (2009), Damasceno (2010), Schirrmann, (2012).

Um novo aumento nas emissões foi verificado após os 45 dias de implantação do experimento, quando se realizou a adubação de cobertura da cultura do milho com ureia, porém as emissões foram menores que aquelas observadas após a aplicação de DLS (Figura 3). No entanto, verifica-se que quando a adubação foi realizada com ureia as maiores emissões se deram no PC com DLS e PC e sem DLS (médias de 757 e 337 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, respectivamente).

As maiores emissões de N_2O foram observadas principalmente nos primeiros 60 dias após a aplicação de DLS, sendo que após esse período inicial os fluxos reduziram e aos 90 dias foram similares entre os tratamentos com e sem aplicação de DLS. Esses resultados corroboram com

um estudo realizado por Chadwick et al. (2000), os quais avaliando o efeito da aplicação de dejetos de bovinos e suínos verificaram redução nas emissões de N_2O após 70 dias de aplicação.

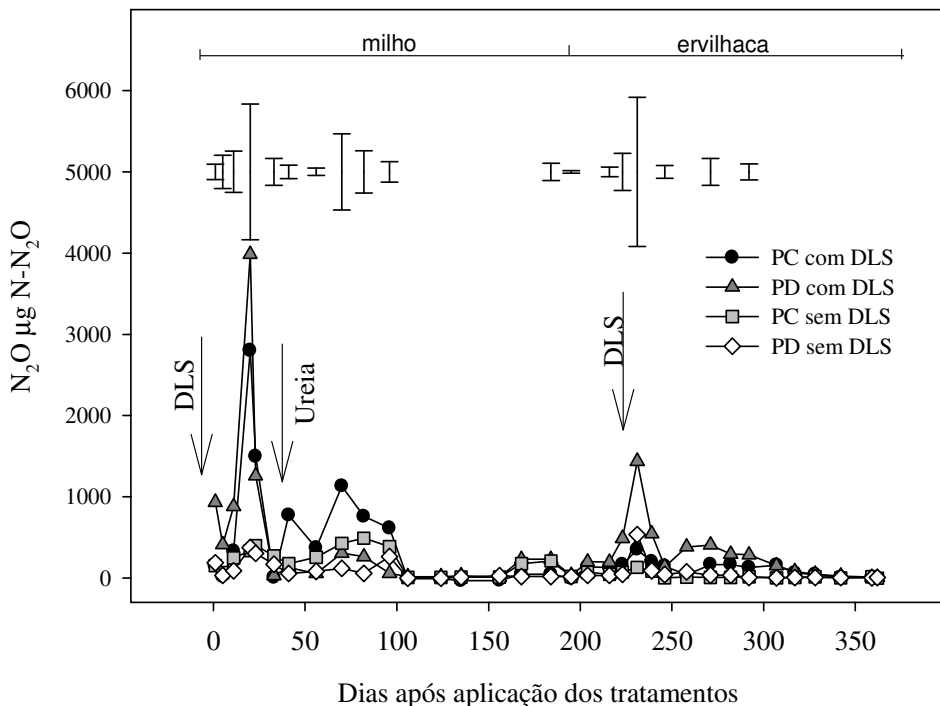
Em quatro eventos de coleta verificou-se absorção de N_2O com média de $-20 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no tratamento PC com DLS o que pode estar relacionado à redução dos teores de NO_3^- do solo (Figura 4) e redução de C lábil. Nesta condição as bactérias desnitrificadoras podem atuar como consumidoras de N_2O , o qual atua como oxidante gerando absorção de N_2O .

No período de inverno quando foi realizada nova aplicação de DLS ocorreu aumento nas emissões N_2O e, por conseguinte novos picos de emissão nos tratamentos PC com DLS ($751 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e PD com DLS ($1437 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (Figura 3). Contudo, apesar de ter sido aplicado a mesma dose aquela do período de verão, as emissões no período de entressafra foram menores.

Além da aplicação de DLS as variáveis de solo e clima influenciaram a magnitude das emissões de N_2O . Os valores de NO_3^- (Figuras 4 e 8), PPA (Figura 6), e temperatura do solo (Figura 7) influenciaram em maior ou menor proporção as emissões, as quais também variaram de acordo com o sistema de manejo do solo adotado.

A adição de DLS ao solo no tratamento PD com DLS elevou os teores de NO_3^- e NH_4^+ do solo (Figuras 4 e 5). Os teores de NO_3^- ao longo experimento tiveram alta correlação com as emissões de N_2O nos tratamentos (Figura 8). Todavia, os teores de NH_4^+ (Figura 5) não influenciaram suas emissões. No solo, o NO_3^- é o mais comumente usado como acceptor terminal de elétrons por desnitrificadores, sendo um dos principais componentes responsáveis pelas emissões de N_2O provenientes da agricultura (MCSWINEY e ROBERTSON 2005). As variações nos teores de NO_3^- juntamente com os valores de PPA geralmente acima de 60% explicaram 63% das emissões diárias ocorridas no tratamento PD com DLS (Equação 3) (Figura 8). No tratamento PD sem DLS os efeitos da adubação nitrogenada se refletiram em maior atividade biológica evidenciada pelas concentrações de CO_2 o que aliado aos valores de PPA explicaram 54% das emissões. Isso evidencia que a desnitrificação foi o principal processo envolvido na emissão de N_2O nestes tratamentos.

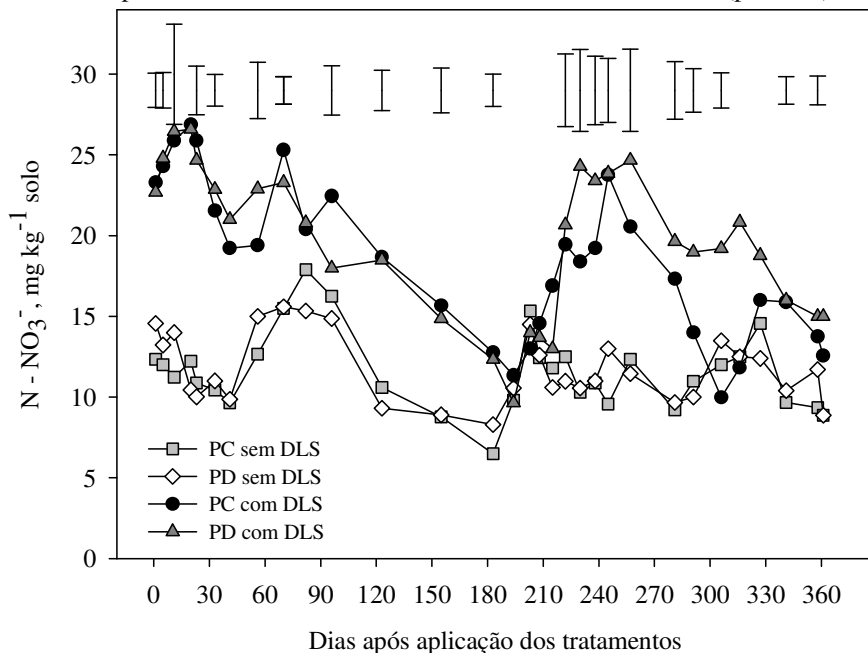
Figura 3. Fluxo de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

Solos sob sistema de plantio direto geralmente possuem maiores valores de PPA o que pode reduzir a disponibilidade de O_2 e favorecer a produção de N_2O para a atmosfera. Além disso, os dejetos quando aplicados ao solo na forma líquida diminuem temporariamente a disponibilidade de O_2 principalmente nas camadas superficiais do solo, o que aliado a adição de N e C facilmente decomponível, aumenta a demanda de O_2 pelos microrganismos, gerando sítios de anaerobiose, onde o NO_3^- é desnitrificado.

Figura 4. Teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

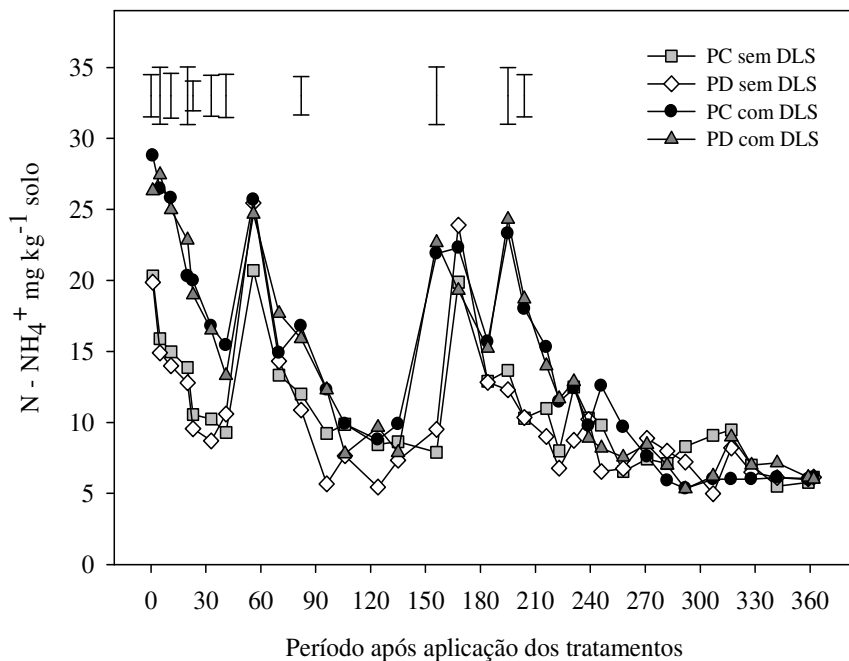
É importante salientar que a produção de N_2O no solo pode ocorrer tanto por nitrificação como por desnitrificação microbiana (KHALIL et al., 2004; BATEMAN e BAGGS, 2005) e ambos os processos estão relacionados ao conteúdo de água do solo. Segundo Jantalia et al. (2006), um índice entre 35 a 60% de PPA favorece a emissão de N_2O como um subproduto do processo de nitrificação. Já Siqueira e Moreira, (2006) consideram que valores de PPA acima dessa faixa também possibilitam a formação de N_2O , porém, nesse caso, por meio do processo de desnitrificação respiratória.

No tratamento PC com DLS e no PC sem DLS o revolvimento do solo e a exposição da matéria orgânica anteriormente protegida pelos

agregados do solo aliado a aeração, disponibilidade de substrato na forma de C e N fornecida pelo dejetos (PC com DLS) pode ter gerado oxidação parcial do NH_4^+ e NO_2^- (em condições aeróbicas) e uma posterior difusão de NO_2^- para microssítios anaeróbicos onde estaria suscetível a desnitrificação e produção de N_2O . Embora a desnitrificação seja um processo anaeróbio, Khalil et al. (2004) observaram que ela pode ocorrer mesmo em alta pressão de O_2 , porque condições anaeróbicas intra-agregados são comuns em solos aráveis, o que reduz a taxa de nitrificação e aumenta a proporção de N emitido como N_2O .

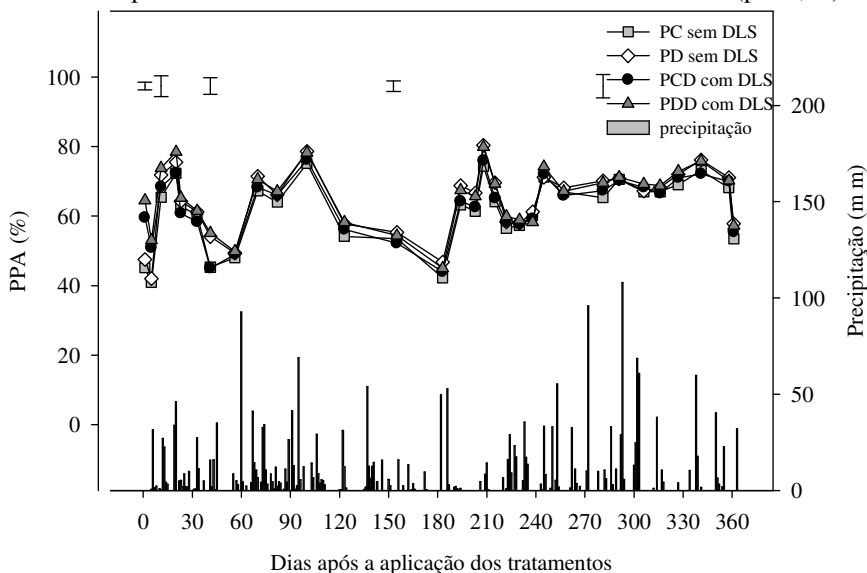
Outro fator que se correlacionou com as emissões de N_2O no tratamento PC com DLS foi a temperatura do solo (Figura 7). A relação entre a temperatura e a emissão de N_2O em áreas com aplicação de DLS também foi verificada por demais autores (ROCHETTE et al., 2004; MAEDA et al., 2011; UCHIDA et al., 2011; WERTZ et al., 2012). Isso ocorre, pois a temperatura do solo afeta processos tais como, mineralização, atividade microbiana, solubilidade e taxa de difusão de gases (THANGARAJAN et al., 2013).

Figura 5. Teores de amônio (NH_4^+ mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

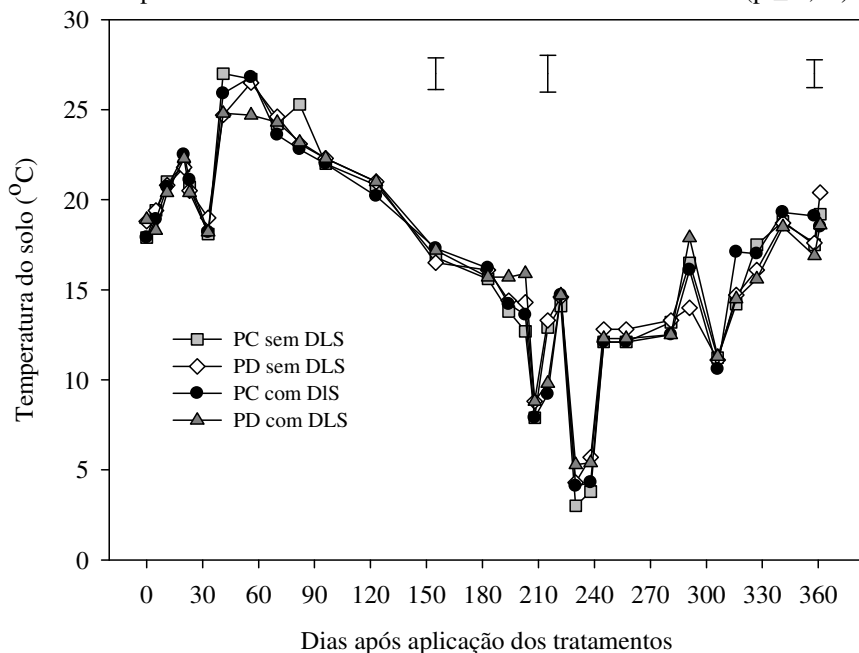
Figura 6. Porcentagem de espaço poroso preenchido por água (PPA) na profundidade de 0-10 cm, relacionado à precipitação, em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

Verifica-se que nos primeiros 90 dias de avaliação do experimento as temperaturas geralmente ficaram acima dos 18°C (Figura 7), o que aliado à disponibilidade de NO_3^- , pode ter aumentado a atividade microbiana e gerado esgotamento de O_2 do solo. A partir dos 156 dias houve decréscimo na temperatura atingindo médias de 8,6°C as quais tiveram reflexo direto na redução da atividade microbiana. Aos 223 dias quando ocorreram novos picos de emissão, as temperaturas atingiram média de 12,3°C, demonstrando a influência da temperatura do solo nas emissões de N_2O . Assim é possível entender as baixas emissões em todos os sistemas de manejo mesmo tendo sido aplicadas as mesmas doses de DLS em ambos os períodos.

Figura 7. Valores de Temperatura do solo (°C) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

$$N_2O_{PD \text{ com DLS}} (\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = -2327,9 + (-19,9 \text{ PPA}) + (-75,1 \text{ NO}_3^-)$$

Equação 3

$$(R^2=0,63; n=34; p < 0,001)$$

$$N_2O_{PD \text{ sem DLS}} (\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = -252,9 + (4,0 \text{ PPA}) + (0,71 \text{ CO}_2)$$

Equação 4

$$(R^2=0,54; n=34; p < 0,004)$$

$$N_2O_{PC \text{ com DLS}} (\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = -1282,05 + (66,28 \text{ NO}_3^-) + (24,30 \text{ Temperatura do solo})$$

Equação 5

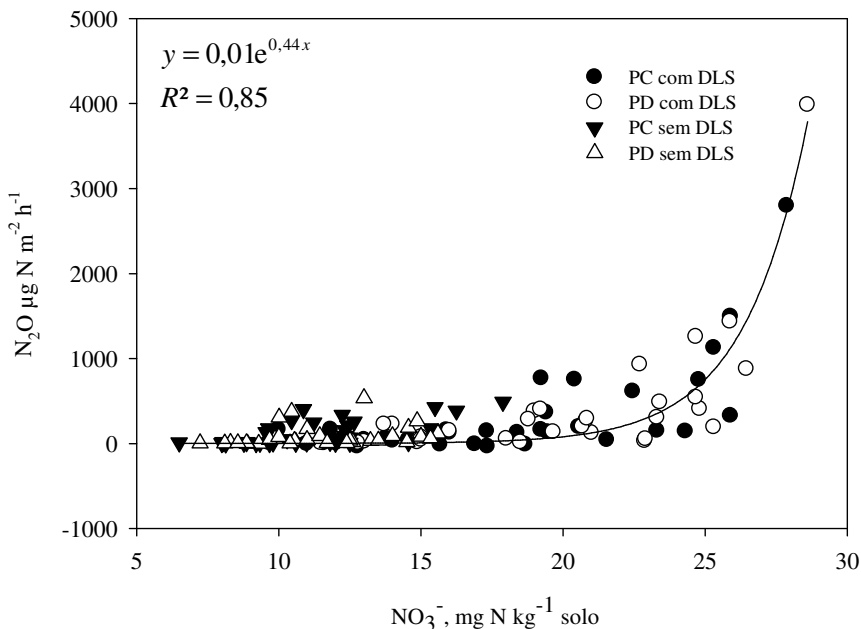
$$(R^2=0,69; n=34; p < 0,001)$$

$$N_2O_{PC \text{ sem DLS}} (\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = -358,77 + (32,56 \text{ NO}_3^-) + (1,9 \text{ CO}_2)$$

Equação 6

($R^2=0,80$; $n=34$; $p < 0,001$)

Figura 8. Relação entre os teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm e as emissões diárias de N_2O em ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto.



Fonte: produção do próprio autor.

Os teores de NO_3^- e a temperatura do solo explicaram 69% das emissões diárias de N_2O no tratamento PC com DLS (Equação 4). Contudo, o efeito da temperatura do solo não foi significativo nas emissões diárias de N_2O no tratamento PC sem DLS (Equação 5). Neste tratamento o revolvimento do solo e a adubação nitrogenada, que aumentou a

disponibilidade NO_3^- no solo, estimularam a atividade microbiana do solo. Isto pode ser verificado pelo aumento nas concentrações de CO_2 e redução da oxigenação do solo, que colabora para nitrificação e geração de N_2O . Os teores de NO_3^- e a respiração dos microorganismos explicam 80% das emissões diárias de N_2O neste tratamento.

1.3.2. Emissão anual de óxido nitroso

O fator dejeito influenciou significativamente a emissão anual de N_2O dos tratamentos avaliados. Verifica-se que os tratamentos com aplicação de DLS diferiram dos tratamentos com adubação mineral. O aumento nas concentrações de NO_3^- nos períodos iniciais após a adubação proporcionou maiores emissões e, por conseguinte maiores valores de emissão acumulada (Tabela 3). A emissão acumulada nos primeiros 60 dias correspondeu em média a 41% das emissões acumuladas anuais.

Em razão da aplicação de DLS, os tratamentos PC com DLS e PD com DLS tiveram maior fator de emissão em relação àqueles sem aplicação de DLS (PC sem DLS e PD sem DLS). As perdas $\text{N-N}_2\text{O}$ variaram de 3,8 a 5,2% nos tratamentos com aplicação de DLS (PD com DLS e PC com DLS, respectivamente) e 0,4 a 1,3% nos tratamentos sem aplicação de DLS (PD sem DLS e PC sem DLS, respectivamente).

Tabela 3. Emissão acumulada de óxido nitroso no período de 10 de novembro de 2010 a 10 de novembro de 2011 (N-N₂O kg ha⁻¹) e equivalente em CO₂ (CO_{2eq} kg ha⁻¹) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Tratamento	Sistema manejo			
	Preparo convencional		Plantio direto	
	N-N ₂ O	CO _{2eq}	N-N ₂ O	CO _{2eq}
Com dejetos	16,0 Aa	4768	13,0 Aa	3874
Sem dejetos	4,0 Ba	1192	1,3 Ba	387

*Médias seguidas por mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste t ($p \leq 0,05$).

O IPCC considera que cerca de 1% do N aplicado ao solo é convertido em N₂O independente da fonte nitrogenada aplicada ser de origem orgânica ou mineral. Alguns valores de fatores de emissão obtidos em diversos países foram demonstrados em uma revisão bibliográfica realizada por Signor et al. (2013). Os autores observaram valores que variaram de 0,03 a 21% o que demonstra que a utilização de um fator fixo de emissão muitas vezes não reflete as variações de clima, diferenças entre tipos de solo, tipo de adubação, sistemas de manejo do solo e ecossistemas (REES e BALL, 2010; SIGNOR et al., 2013). Além disso, solos argilosos e de regiões de clima úmido emitem mais N₂O que o padrão do IPCC (ROCHETTE et al, 2008; PELSTER et al., 2012; SIGNOR et al., 2013).

O tratamento PD sem DLS e PC sem DLS tiveram menores valores de N perdido para a atmosfera. Contudo, a adoção do sistema de plantio direto a longo prazo pode reduzir as emissões de N₂O e consequentemente as perdas de N para a atmosfera. Apesar de o tratamento PD com DLS ter maiores valores de emissão acumulada em relação ao PD sem DLS, a adoção de adubação na forma de DLS pode aumentar gradativamente o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e melhorar a estrutura do solo, e consequentemente reduzir os microssítios anaeróbicos favoráveis à formação de N₂O (USSIRI et al, 2009; KESSEL et al., 2013). Six et al. (2004) e Kessen et al. (2013) afirmam que as áreas com adoção recente de plantio direto (até 10 anos) emitem mais N₂O em relação ao sistema de preparo convencional. Contudo, em áreas onde o plantio direto foi adotado

a mais tempo o comportamento é diferente. Em solos de regiões úmidas, com 20 anos de adoção de plantio direto as emissões tendem a reduzir.

Considerando que a maioria dos trabalhos que avaliam a emissão de N_2O após o uso de dejetos é conduzida a curto e médio prazo, torna-se difícil a comparação das emissões anuais com outros trabalhos realizados no mundo. No entanto, alguns estudos vêm sendo realizados no sul do Brasil, envolvendo safra e entressafra. Denega (2009) avaliou as emissões de N_2O num Argissolo no sistema de plantio direto com aplicação de DLS em dose única de $48,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e verificou emissão acumulada de $6 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ ano}$, valor inferior a este estudo. Contudo, vale salientar que no presente estudo a aplicação de DLS foi realizada no período de safra e entressafra juntamente com adubação mineral no verão.

Os resultados obtidos evidenciam as complexas interações entre os fatores que condicionam os fluxos de N_2O o que dificulta o estabelecimento de uma hierarquia. Por isso, é necessário ampliar o número de trabalhos para avaliar emissões anuais de N_2O após a aplicação de DLS e dejetos de outros animais, para estabelecer com maior grau de segurança fatores de emissão de N_2O para diferentes tipos de resíduos animais em nível local e regional e melhorar os inventários de GEE (THOMSON et al. 2012).

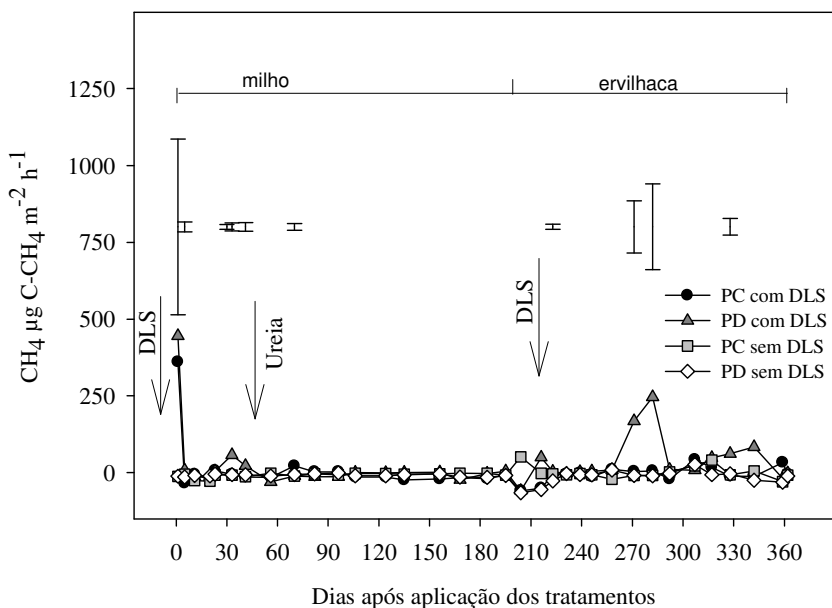
1.3.3. Emissão de metano

Nos tratamentos que se realizou a aplicação de DLS verificou-se picos de emissão de CH_4 de 360 e $446 \mu\text{g de C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no PC com DLS e PD com DLS, respectivamente (Figura 9) no primeiro dia após a aplicação do DLS. Os altos valores de emissão foram decorrentes das estimativas realizadas nos primeiros 4 dias após a aplicação de DLS, o que também foi verificado por Rodhe et al. (2012). Esse efluxo ocorrido se deve à obstrução dos poros com a fração líquida do DLS, que pode ter favorecido a produção de CH_4 (SMITH et al., 2000), juntamente com o CH_4 acumulado na fração líquida antes da aplicação do dejetos (BALL et al., 2006).

Após a primeira semana de aplicação de DLS os valores se assemelharam aos dos tratamentos sem adição de DLS, sendo verificado em muitos eventos de coleta absorção de CH_4 . Além disso, a emissão de CH_4 pode ser controlada pela difusão do O_2 e a demanda biológica; por sua vez, a difusão é regulada por fatores físicos, e a demanda biológica por ambientes físicos e químicos (SMITH et al., 2003).

As emissões de CH_4 durante o verão foram maiores que no período de inverno (Figura 9), o que pode estar relacionado com a influência positiva da temperatura sobre os tratamentos. Temperaturas abaixo de 5°C afetam a atividade dos microorganismos facultativos e anaeróbicos (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) o que implica em menor produção de CH_4 .

Figura 9. Fluxo de CH_4 ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

Os sistemas apresentaram alta capacidade de absorver CH_4 (Figura 9), exceção ocorreu no tratamento PD com DLS. Solos aerados geralmente são drenos de CH_4 atmosférico, pois as bactérias metanotróficas utilizam o CH_4 como fonte de C e energia (TOPP e PATTEY, 1997).

Não houve diferenças significativas na emissão acumulada anual de CH₄ (Tabela 4). As emissões diárias e acumuladas de CH₄ não se correlacionaram significativamente com as variáveis de solo avaliadas, resultado este, semelhante aos obtidos por Bayer et al. (2012), em um experimento de longa duração visando avaliar emissões de CH₄ no sistema de PC e PD.

Tabela 4. Emissão acumulada de metano (C-CH₄ kg ha⁻¹) e equivalente em CO₂ (CO_{2eq} kg ha⁻¹) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de dejetos líquidos suínos.

Tratamento	Sistema de manejo			
	Preparo convencional		Plantio direto	
	C-CH ₄	CO _{2eq}	C-CH ₄	CO _{2eq}
Com dejetos	-1,2 Ns	-30,0	1,6 Ns	40,0
Sem dejetos	-0,4 Ns	-10,0	-0,5 Ns	12,5

*Ns: não significativo pelo teste t ($p \leq 0,05$).

Os valores de CH₄ observados neste estudo decorrentes da aplicação de DLS ficaram próximos aos encontrados por SAGGAR et al. (2008). Resultados superiores com a aplicação de DLS foram observados por Lin et al. (2009) chegando a 10000 µg C m⁻² h⁻¹, sendo estes atribuídos às condições anaeróbicas do DLS e pela maior população microbiana.

1.4. Conclusões

- A emissão de N₂O para a atmosfera é maior nos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos em relação aos tratamentos com adubação mineral, independente do sistema de manejo do solo adotado.

- Os teores de nitrato e a porcentagem do espaço poroso preenchido por água são os principais fatores determinantes das emissões de N₂O nos tratamentos avaliados.

- Os tratamentos não afetam as emissões acumuladas de CH₄.

CAPÍTULO II: INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

2.1. Introdução

Na região sul do Brasil a utilização de dejetos animais como fertilizante é uma prática comum, devido principalmente a grande produção gerada pela atividade suinícola. Os dejetos líquidos de suínos (DLS) constituem uma importante fonte de nitrogênio (N) às culturas, podendo reduzir os custos com uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos. O nitrogênio presente no DLS ocorre principalmente na forma amoniacal (NH_3^+ NH_4^+), podendo ser superior a 75% do N total dos dejetos (GANGBAZO et al., 1995; STÜKER, 2010).

Além disso, o DLS também pode favorecer as emissões de N_2O para a atmosfera (ROCHETTE et al., 2004), que é um dos principais gases responsáveis pelo efeito estufa, além de destruir a camada de ozônio. O N_2O provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, da decomposição de resíduos culturais de espécies que realizam fixação biológica de nitrogênio, da mineralização do N da matéria orgânica do solo e dos dejetos de animais (LIMA, 2002; DAMASCENO, 2010).

A adição de DLS ao solo aumenta a disponibilidade de N (NO_3^- e NH_4^+) e de C lábil, os quais servem de substrato para a atividade microbiana, o que em condições propícias de temperatura e umidade do solo, acentuam os processos microbiológicos responsáveis pela produção de GEE, com destaque para o N_2O . A presença do N amoniacal dos dejetos no solo pode promover a emissão de N_2O durante a sua nitrificação, mas principalmente pela ação das bactérias desnitrificadoras, que reduzem para formas gasosas de N o NO_3^- produzido pelas bactérias nitrificadoras (SCHIRMAN, 2012). Portanto, a velocidade com que o NH_4^+ é transformado em NO_3^- e a presença dessa forma de N no solo, sobretudo quando não há uma cultura para absorvê-lo, podem resultar em perda de N do sistema, com reflexos negativos tanto do ponto de vista econômico, quanto ambiental.

Por isso, algumas alternativas têm sido estudadas com a finalidade de retardar a nitrificação do N amoniacal de dejetos, para melhorar sua eficiência como fonte do nutriente às culturas e reduzir o impacto ambiental. Dentre estas, destaca-se a utilização de inibidores de nitrificação

no momento da aplicação dos dejetos no campo (THANGARAJAN et al., 2013).

Os inibidores de nitrificação inibem a ação das bactérias responsáveis pela primeira etapa da nitrificação, que consiste na oxidação de NH_4^+ para nitrito (NO_2^-), aumentando assim o tempo de permanência do NH_4^+ no solo. Com isso, o N amoniacal aplicado com os dejetos é preservado, diminuindo a emissão de N_2O para a atmosfera, tanto pela redução de NO_2^- na nitrificação quanto pela redução de NO_3^- para a desnitrificação (DAMASCENO, 2010).

Um dos inibidores de nitrificação mais utilizados atualmente é a dicianodiamida (DCD) (THANGARAJAN et al., 2013). Apesar de o composto estar sendo utilizado há vários anos, somente no ano de 2000 a DCD foi oficialmente designada como um inibidor de nitrificação pela Association of American Plant Food Control Officials (AAPFCO, publicação Oficial, Nº 54/2001) (FRYE, 2005). Ele atua ao nível do citocromo oxidase das bactérias envolvidas na oxidação da hidroxilamina para NO_2^- durante a primeira etapa da nitrificação, afetando especialmente *Nitrosomonas europaea* (ZACHREL; AMBERGER, 1990; DAMASCENO, 2010).

Alguns estudos tem mostrado que a DCD foi efetiva na redução das emissões de N_2O em áreas com adubação mineral (VALLEJO et al, 2001; MALLA et al, 2005; MA et al., 2013) e adubação com dejetos de animais (MERINO et al., 2001; DI e CAMERON, 2003). Além de reduzir as emissões de N_2O , a DCD também pode reduzir a lixiviação de NO_3^- em áreas com aplicação de dejetos animais (DI e CAMERON, 2002; CAMERON e DI, 2004; VALLEJO et al, 2005).

Contudo, a utilização de DCD como inibidor de nitrificação é recente e por isso necessita de mais estudos a fim de verificar sua eficiência como prática mitigadora das emissões de GEE, principalmente de N_2O . Por isso, nos últimos anos, nota-se um aumento no interesse pela pesquisa, principalmente de alguns países Europeus, em avaliar o uso de inibidores de nitrificação, juntamente com dejetos de animais, como uma estratégia para reduzir os impactos ambientais negativos provocados pelas perdas de N e para aumentar a produtividade de culturas (VALEJO et al., 2006; MKHABELA et al., 2006; MEIJIDE et al., 2007). Porém estudos dessa natureza no Brasil são escassos. Esse tema ganha importância na região sul do Brasil não apenas pelo fato dela concentrar o maior rebanho nacional de suínos, mas também pela predominância de situações em que os dejetos são

aplicados no campo em sistema de plantio direto (SCHIRMANN et al., 2013).

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito da adição do inibidor de nitrificação DCD ao DLS, nas emissões de N_2O e CH_4 nos sistemas de preparo convencional e plantio direto em um Cambissolo Húmico.

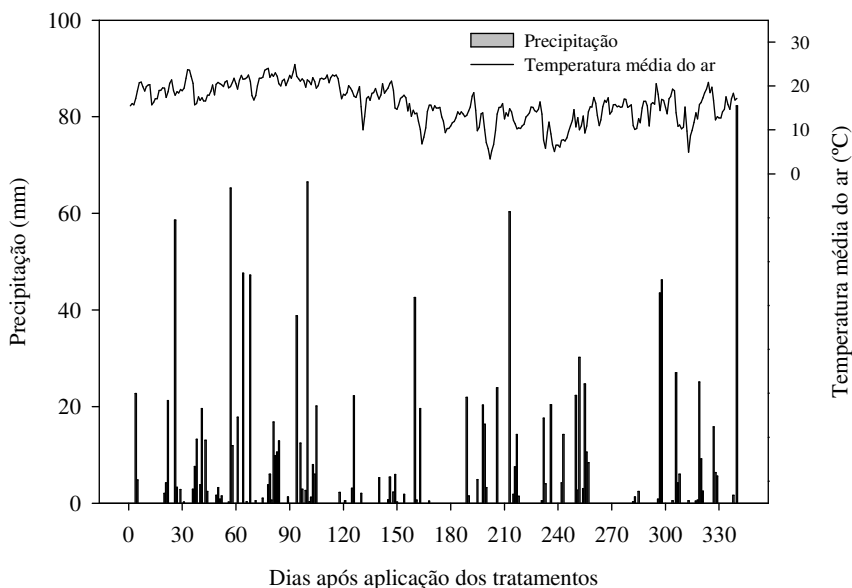
2.2. Material e métodos

2.2.1. Localização e características do solo do experimento

O experimento foi conduzido no período de novembro de 2011 a outubro de 2012 em um experimento de longa duração no Centro de Ciências Agroveterinárias, na Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, em Lages, SC (27°49'S e 50°20'O). O clima é mesotérmico úmido com verões amenos, tipo Cfb de acordo com Köppen, com temperatura máxima média anual de 21,7°C e mínima média anual de 11,5°C. A precipitação média anual é de 1.600 mm (BERTOL, 2004). O solo do experimento é um Cambissolo Húmico alumínico léptico derivado de siltitos e argilitos, com textura argilosa, contendo em média 443 g kg⁻¹ de argila, 402 g kg⁻¹ de silte e 155 g kg⁻¹ de areia na camada de 0-30 cm (BERTOL et al., 2004) e 2,5% de matéria orgânica.

As precipitações e a temperatura média do ar durante o período de condução do experimento (Figura 1) foram obtidas junto à Estação Meteorológica do CAV-UDESC localizada próximo ao experimento, e são apresentadas na

Figura 1. Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar (°C) durante o período de 19/11/2011 a 27/10/2012.



Fonte: produção do próprio autor.

2.2.2. Delineamento e tratamentos

Os tratamentos avaliados foram: preparo convencional com aplicação de dejetos líquidos suíno com adição do inibidor de nitrificação DCD (PC com DCD); plantio direto com aplicação de dejetos líquidos suíno com adição de inibidor de nitrificação DCD (PD com DCD); preparo convencional com aplicação de dejetos líquidos suíno sem adição de inibidor de nitrificação DCD (PC sem DCD) e plantio direto com aplicação dejetos líquidos suíno sem adição de inibidor de nitrificação (PD sem DCD). O experimento seguiu delineamento inteiramente casualizado com três repetições.

O DLS foi coletado em amostras de esterqueira anaeróbica, em Concórdia, SC, na Embrapa Suínos e Aves, oriundo de animais em terminação. As principais características do DLS e as quantidades

adicionadas ao solo carbono (C) e nitrogênio (N) aplicado ao solo no período de safra e entressafra (2011 e 2012) encontram-se na Tabela 1.

A dose de DLS foi estabelecida com base na recomendação de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004), a qual considera que 80% do N total presente nos DLS estará disponível à cultura que sucede a aplicação dos dejetos.

O inibidor de nitrificação utilizado foi a dicianodiamida (DCD), que é uma amida orgânica cuja composição química é $C_2N_4H_4$. A DCD possui solubilidade relativamente elevada em água (23 g L^{-1} a $13^\circ C$), contém pelo menos 65% de N, não é higroscópica e nem volátil, sendo biodegradada no solo até CO_2 , NH_3 e H_2O (FRYE, 2005; MOIR et. al., 2007; SINGH, 2008). A função do DCD é inibir a enzima urease e a nitrificação.

A DCD foi misturada ao dejetos no momento da aplicação ao solo das parcelas, na dose de 10 kg ha^{-1} , conforme recomendação do fabricante.

Em 19/11/2011 foi efetuada a distribuição do DLS sobre os resíduos culturais de ervilhaca na dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nos tratamentos sob manejo de plantio direto. No sistema de preparo convencional foi efetuada uma aração e duas gradagens, duas vezes ao ano, uma no inverno e outra para implantação da cultura do milho no verão de 2011. Neste sistema de manejo do solo o DLS foi incorporado com enxada ao solo na camada de 0-20 cm. Em ambos os sistemas foi aplicado uma dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS na implantação da cultura do milho. As doses de N aplicadas na forma de DLS e ureia encontram-se na Tabela 2.

Na semeadura do milho foram aplicados 60 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 40 kg de $K_2O \text{ ha}^{-1}$, nas formas de superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. O espaçamento entre linhas foi de 0,70 m visando uma população final de 60 mil plantas. A adubação de cobertura foi realizada com ureia na dose de 100 kg ha^{-1} em todos os tratamentos no estádio V5.

Em junho de 2012 foram reaplicados, nas mesmas parcelas, os tratamentos aplicados anteriormente na cultura do milho. O DLS foi distribuído manualmente sobre os resíduos culturais do milho, e incorporado ao solo nos tratamentos sob preparo convencional, sendo aplicados $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para a implantação da ervilhaca como planta de cobertura de inverno.

Tabela 1. Principais características do dejetos líquido de suínos (DLS), e carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionado ao solo com o material orgânico (aplicado ao solo em novembro de 2011 e maio de 2012, na dose de 40 m³ ha⁻¹).

MS	C orgânico	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
2011						
g kg ⁻¹						
31	10	2,4	1,4	1,1	4,0	7,3
kg ha ⁻¹						
1860	618	150	85,0	68,0	-	-
2012						
g kg ⁻¹						
27	14	3	1,7	1,8	4,6	7,5
kg ha ⁻¹						
1325	687	147	86,0	61,0	-	-

Tabela 2. Doses de nitrogênio na forma de DLS e ureia aplicada nos tratamentos.

Tratamento	Milho		Ervilhaca	Total (kg N ha ⁻¹ anual)
	Implantação	Cobertura		
PC com DCD	150 DLS	50 Ureia	147 DLS	347
PD com DCD	150 DLS	50 Ureia	147 DLS	347
PC sem DCD	150 DLS	50 Ureia	147 DLS	347
PD sem DCD	150 DLS	50 Ureia	147 DLS	347

2.2.3. Avaliação das emissões de óxido nitroso e metano do solo

As amostragens de ar para a avaliação dos GEE iniciaram dia 19 de novembro de 2011 e finalizaram dia 27 de outubro de 2012. Para as coletas de GEE utilizou-se câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de 0,20 m de altura e 0,25 m de diâmetro. Cada câmara era suportada por uma base metálica que foi instalada antes da primeira avaliação nas parcelas avaliadas, sendo inserida a 0,05 m de profundidade no solo, permanecendo por todo o período de avaliação. As bases metálicas constituem-se de uma circunferência em forma de “U”, onde no momento da coleta era adicionada água, a fim selar a câmara, e evitar as trocas gasosas do ambiente interno da câmara e o meio externo.

As amostras de gases foram coletadas em tempos pré-determinados (0, 20 e 40 minutos) pós-fechamento da câmara. As coletas de gases foram realizadas sempre às 9:00 da manhã, a qual representa a emissão média diária de GEE (JANTÁLIA et al., 2008).

Imediatamente antes das coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de um ventilador interno de 12 V durante 30 segundos, e a temperatura interna foi monitorada com termômetro digital.

As amostras de ar foram coletadas com seringas de polipropileno de 20 ml, com de válvulas de três vias acopladas na parte superior da câmara. As seringas tiveram a válvula fechada imediatamente após a coleta e foram acondicionadas em caixas de isopor e enviadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Porto Alegre, RS), onde foram analisadas por cromatografia gasosa, até 24 horas após a coleta.

As concentrações de CO₂, N₂O e CH₄ nas amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu GC-2014 Modelo “Greenhouse”. O equipamento consta de três colunas empacotadas, sendo o óxido nitroso quantificado no detector de captura de elétrons, enquanto o metano foi quantificado no detector de ionização de chama. O sistema cromatográfico é constituído por um metanador, o qual converte o dióxido de carbono a metano, sendo este quantificado no detector de ionização de chama. Com este procedimento a detecção do CO₂ é linear numa ampla faixa de concentração deste gás (ZANATTA, 2009).

Os fluxos de N₂O e CH₄ foram estimados com base na seguinte equação:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{1}{A} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: em que f é o fluxo de metano ou óxido nitroso ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N₂O ou CH₄), Q é a quantidade de cada tipo de gás na câmara no momento de amostragem ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N₂O ou CH₄), P é a pressão atmosférica (atm) na câmara, assumida como sendo de 1 atm, V é o volume da câmara (L), R é a constante dos gases ideais ($0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T é a temperatura no interior da câmara no instante de amostragem ($^{\circ}\text{K}$) e A é a área da câmara (m^2).

A taxa de emissão dos diferentes gases foi obtida a partir variação das concentrações dos gases com o tempo de coleta (MOSIER, 1989). As

emissões diárias foram calculadas a partir das taxas de fluxos diários e a emissão acumulada (340 dias) foi calculada com base na média dos fluxos de N₂O e CH₄ entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo. A emissão de CH₄ e N₂O foi convertida em quantidades equivalentes de CO₂-C por hectare, com base no potencial de aquecimento global de cada gás em comparação ao CO₂ (298 vezes maior para o N₂O e 25 vezes maior para o CH₄).

2.2.4. Atributos do solo

Todas as amostragens de ar foram acompanhadas de amostragem de solo na camada de (0-10 cm) para determinação da umidade gravimétrica, NH₄⁺ e NO₃⁻ do solo. A temperatura do solo foi monitorada em geotermômetros próximos as bases de câmaras. A umidade gravimétrica foi obtida pela secagem da amostra de solo a 105°C por 48 horas. O NH₄⁺ e NO₃⁻ foram extraídos por solução de KCl 1M e determinados por destilação de arraste de vapor em destilador semi-micro Kjeldhal. A porcentagem do espaço poroso preenchido por água (PPA) do solo foi calculado baseada nos resultados de umidade gravimétrica e densidade do solo, conforme equação abaixo:

$$\%PPA = (u_g \times d_s) / (1 - d_s / D_p) \quad \text{Equação 2}$$

onde:

- u_g: umidade gravimétrica (g g⁻¹)
- d_s: densidade do solo (g cm⁻³) e
- D_p: densidade de partícula

2.2.5. Análise Estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (p ≤ 0,05), considerando arranjo fatorial dos tratamentos (sistema de manejo e uso de inibidor). Quando constatada significância estatística, realizou-se o teste DMS (diferença média significativa) de Fisher (p ≤ 0,05) para verificar a magnitude da diferença entre tratamentos. A relação entre as variáveis de solo e as emissões de N₂O e CH₄ foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R²) por regressões polinomiais e regressões múltiplas.

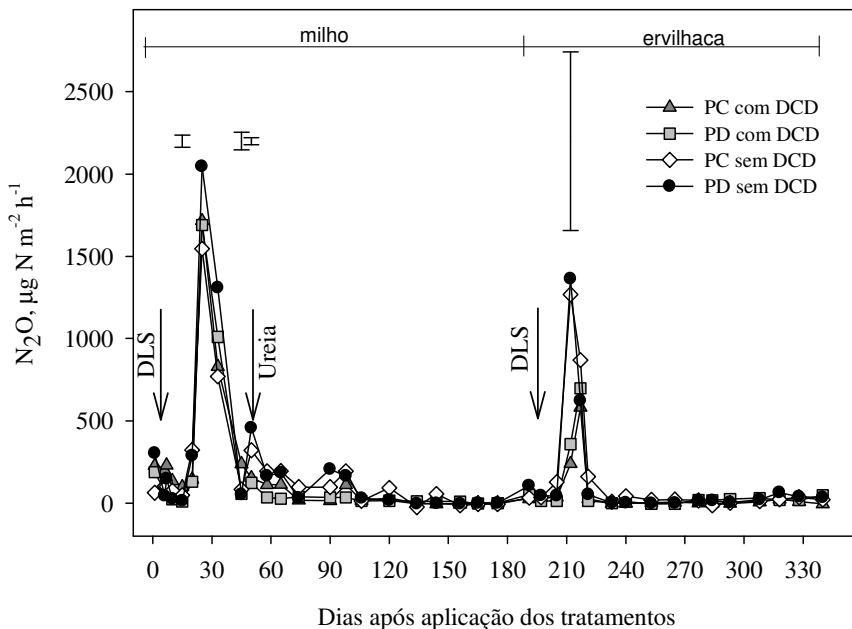
2.3. Resultados e discussão

2.3.1. Emissão de óxido nitroso

Houve interação entre os fatores sistema de manejo do solo e inibidor de nitrificação ($p \leq 0,05$). A aplicação de DLS resultou em picos de emissão de N_2O em todos os tratamentos avaliados. As emissões de N_2O variaram de -24 a 2045 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ durante os 340 dias de avaliação do experimento. Os fluxos máximos de emissões ocorreram aos 25, 50 dias após a realização da primeira aplicação de DLS, adubação de cobertura com ureia e segunda aplicação de DLS, respectivamente (Figura 2).

A aplicação de DLS e ureia aumentou a disponibilidade de N mineral no solo. Os teores de NH_4^+ e NO_3^- na camada de 0-10 cm do solo variaram de 4 a 29 $mg kg^{-1}$ e 4 a 30 $mg kg^{-1}$, respectivamente (Figuras 3 e 4). Os maiores fluxos de N_2O , obtidos aos 25 e 212 dias (primeira e segunda aplicação de DLS, respectivamente), estiveram condicionados a maiores conteúdos de NO_3^- (24,0 a 29,0 $mg kg^{-1}$ e 20 a 26 $mg kg^{-1}$ na primeira e segunda aplicação de DLS, respectivamente) (Figura 5) e valores de PPA no solo (58 e 70% e 48 a 77% na primeira e segunda aplicação, respectivamente) (Figura 6), o que criou um ambiente favorável ao processo de desnitrificação microbiana, a partir do qual alguns estudos têm observado altas taxas de emissão de N_2O (THOMPSEN et al., 2010). Os valores de emissão e PPA do solo sugerem que a nitrificação e desnitrificação ocorreram concomitantemente no solo, contribuindo para a produção de N_2O . Solos argilosos com boa drenagem e com quantidade adequada de matéria orgânica como o deste experimento, retêm maior quantidade de água, o que possibilita que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação ocorram no horizonte superficial. A nitrificação e desnitrificação tornam-se as principais vias metabólicas na superfície e interior dos agregados do solo, respectivamente (SEY et al., 2008). No entanto, os valores de PPA próximo ou superiores a 60% na maioria dos eventos de coleta indicam que a desnitrificação foi o principal processo responsável pelo aumento da emissão de N_2O .

Figura 2. Fluxo de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

As análises de regressões múltiplas mostraram que a emissão diária de N_2O durante todo o período do experimento foi significativamente correlacionada com os teores de NO_3^- e NH_4^+ . Os teores de NO_3^- e NH_4^+ explicaram 37% e 49% da variabilidade das emissões diárias ocorridas nos tratamentos PC sem DCD e PD sem DCD, respectivamente (Equações 5 e 6). Nos tratamentos com aplicação de DCD, além do NO_3^- e NH_4^+ os valores de PPA também se correlacionaram com as emissões diárias, sendo que essas variáveis explicaram 47% das emissões diárias de N_2O (Equações 3 e 4). De acordo com Bateman e Baggs (2005), valores de PPA entre 70 e 90% são considerados ótimos para que ocorra um aumento considerável nas

emissões de N_2O , se os demais fatores que afetam o processo de desnitrificação não forem limitantes.

$$N_2O_{PC \text{ com DCD}} = 49,7 - (7,2PPA) + (64,4NO_3^-) - (40,3 NH_4^+) \quad \text{Equação 3}$$

($R^2 = 0,47$, $n = 39$; $p < 0,001$)

$$N_2O_{PD \text{ com DCD}} = 134,8 - (8,2PPA) + (66,3NO_3^-) - (39,5NH_4^+) \quad \text{Equação 4}$$

($R^2 = 0,47$, $n = 39$; $p < 0,001$)

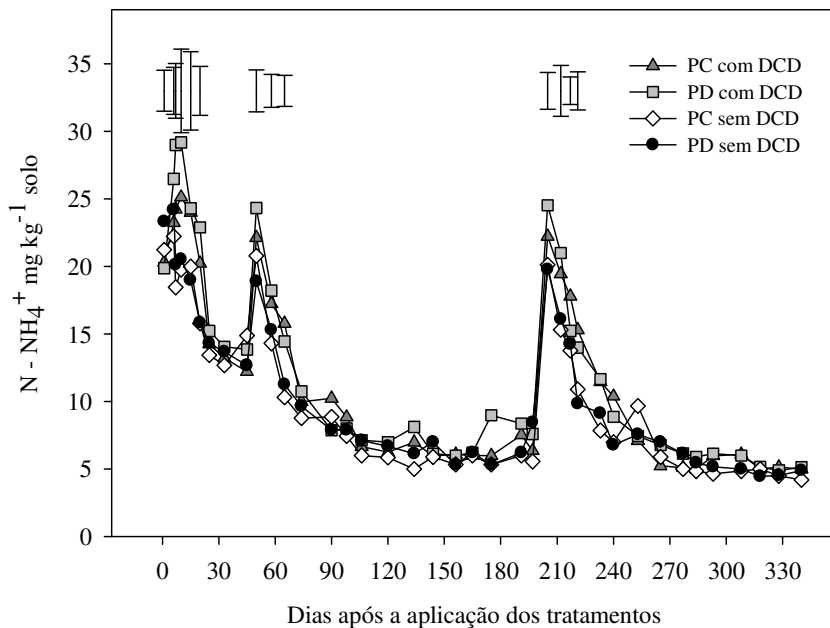
$$N_2O_{PC \text{ sem DCD}} = -253,2 + (45,9NO_3^-) - (25,5 NH_4^+) \quad \text{Equação 5}$$

($R^2 = 0,37$, $n = 39$; $p < 0,001$)

$$N_2O_{PD \text{ sem DCD}} = -346,2 + (72,7NO_3^-) - (49,8 NH_4^+) \quad \text{Equação 6}$$

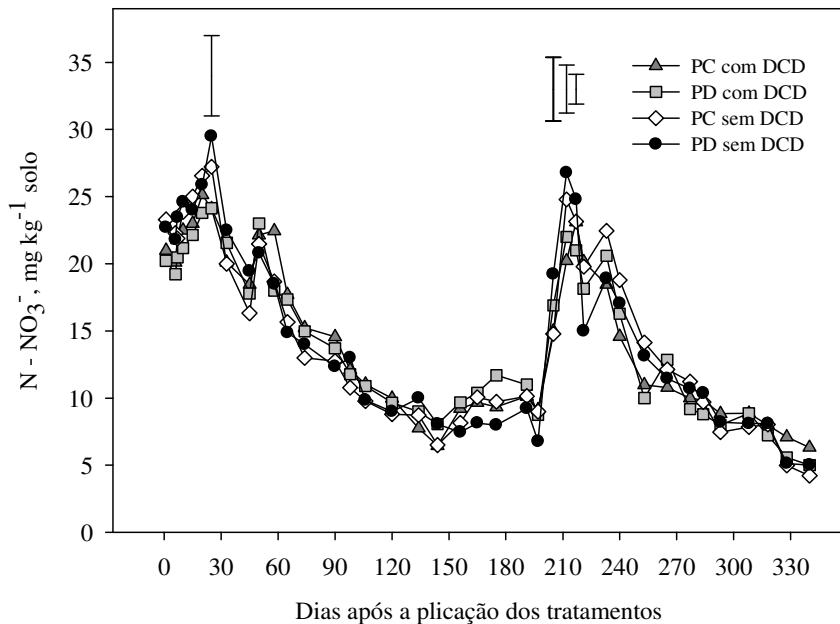
($R^2 = 0,49$, $n = 39$; $p < 0,001$)

Figura 3. Teores de NH_4^+ (mg kg^{-1} de solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



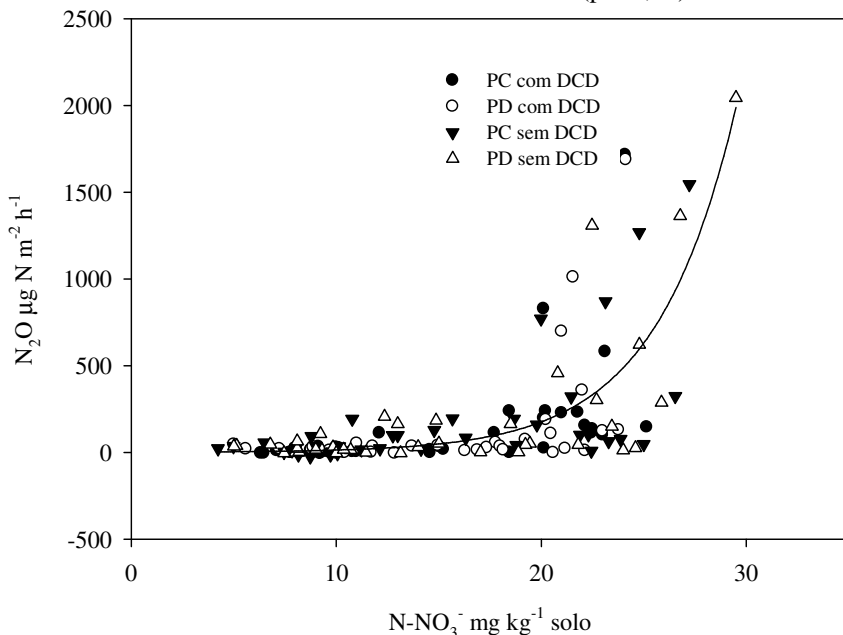
Fonte: produção do próprio autor.

Figura 4. Teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

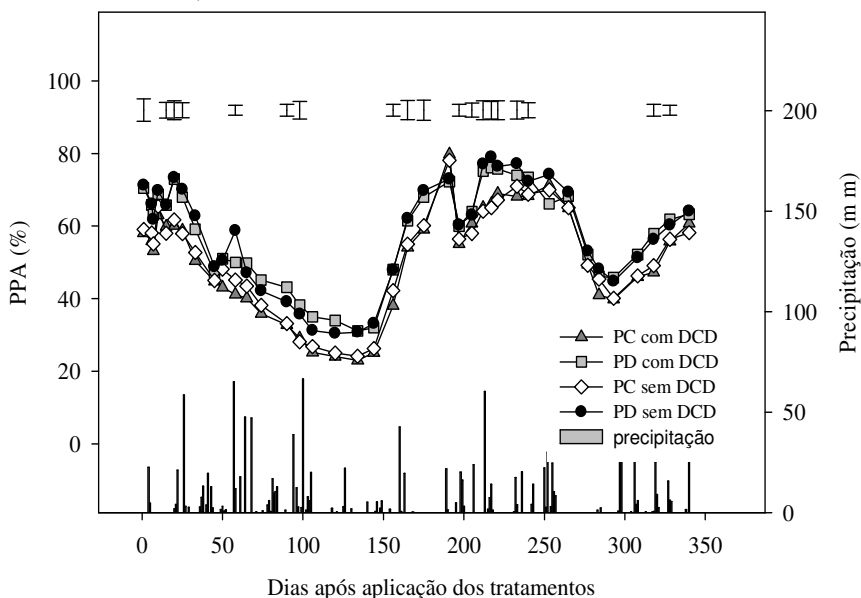
Figura 5. Relação entre os teores de nitrato (NO_3^- mg kg^{-1} solo) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

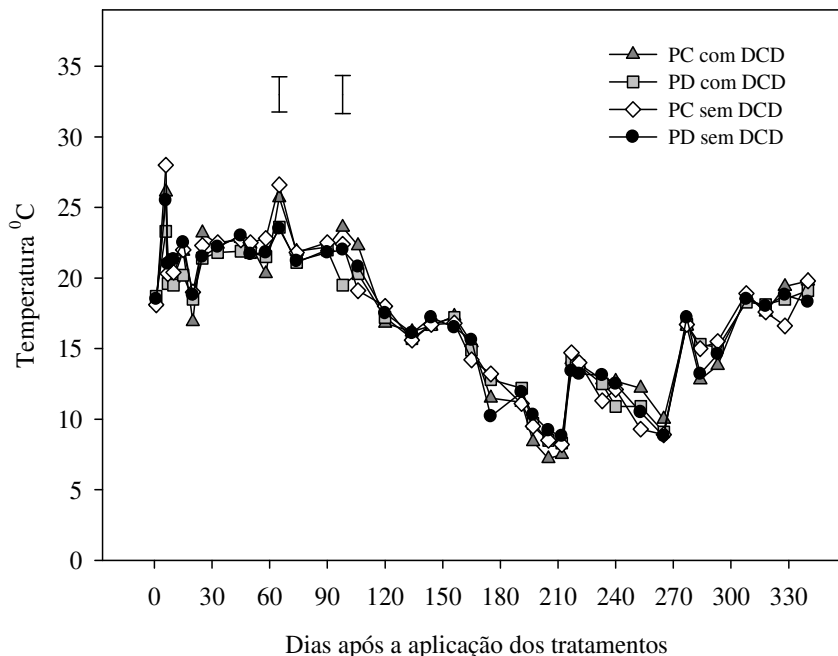
Verifica-se que tanto na primeira quanto na segunda aplicação de DLS os maiores fluxos de emissão ocorreram somente após os 20 dias da aplicação do DLS, contrariamente ao ocorrido no estudo I, em que os primeiros picos de emissão foram observados logo na primeira semana. Resultados semelhantes foram relatados por Thompsen et al. (2009), os quais verificaram incremento nas emissões a partir dos 10 a 25 dias após a injeção de DLS em épocas mais quentes. Os resultados obtidos neste experimento podem estar relacionados à imobilização do N, devido à intensa decomposição do C solúvel, retardando a desnitrificação.

Figura 6. Porcentagem de espaço poroso preenchido por água (PPA) na profundidade de 0-10 cm, relacionado à precipitação, em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

Figura 7. Valores de temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$) na profundidade de 0-10 cm em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e ureia em sistema de preparo convencional e plantio direto. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

Apesar de intensos os picos de emissões foram de curta duração, com emissões de N_2O diminuindo em todos os tratamentos poucos dias após o pico máximo (Figura 2), o que também foi verificado em demais estudos (VALLEJO et al., 2005; BHANDRAL et al, 2007; CHANTIGNY et al., 2013). A redução dos fluxos de N_2O acompanhou o declínio dos teores de teores de NO_3^- e valores de PPA. Além disso, com o decorrer do processo de decomposição, a qualidade e a forma do C ficam restritas a compostos recalcitrantes, diminuindo a disponibilidade de C e energia para o processo de desnitrificação. A concentração de C tem sido apontada como o principal fator limitante da emissão de N_2O , pois mesmo em condições

anaeróbicas e disponibilidade de NO_3^- , os fluxos retornam aos valores iniciais após a exaustão do C disponível (ROCHETTE et al., 2004).

A aplicação de DCD influenciou as emissões de N_2O tanto no sistema de preparo convencional quanto no sistema de plantio direto. O DCD reduziu significativamente as emissões de N_2O em quatro eventos de coleta (Figura 2). A eficiência do DCD em reduzir as emissões de N_2O está relacionada à inibição da nitrificação, bloqueando o sítio ativo da enzima amônia monooxigenase presente nas bactérias *Nitrosomonas* sp., reduzindo a taxa de conversão de NH_4^+ para NO_2^- (ZACHERL e AMBERGER, 1990). O N preservado na forma amoniacal é interessante, tanto para um melhor aproveitamento pela cultura, quanto para retardamento da oxidação do NH_4^+ a NO_3^- , evitando que essa forma móvel de N, no período que a cultura não está absorvendo, seja perdida por desnitrificação ou lixiviação.

Contudo, verificou-se que após os primeiros 50 dias da primeira aplicação de DLS o inibidor tornou-se menos eficaz e não foram observadas diferenças significativas até o período de entressafra quando uma nova aplicação de DLS foi realizada.

Apesar dos menores fluxos de N_2O dos tratamentos com DCD em relação aos sem o inibidor, ambos estiveram condicionados ao aumento dos teores de NO_3^- e a ocorrência de precipitações, tendo após as chuvas ocorridas, havido incrementos significativos em relação aos períodos mais secos.

2.3.2. Emissão acumulada de óxido nitroso

A emissão acumulada de N_2O durante os 340 dias de avaliação variou de 8 a 14 kg ha^{-1} (Tabela 3). Os valores de emissão em CO_2 equivalente variaram de 1788 a 4172 $\text{kg de CO}_{2\text{eq}}$ (Tabela 3). A DCD foi eficaz na mitigação de N_2O somente no sistema de plantio direto (Tabela 3).

Tabela 3: Emissão acumulada de óxido nitroso ($N-N_2O$ kg ha^{-1}) e equivalente em CO_2 (CO_{2eq} kg ha^{-1}) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de inibidor de nitrificação.

Tratamento	Sistema de manejo			
	Preparo convencional		Plantio direto	
	$N-N_2O$	CO_{2eq}	$N-N_2O$	CO_{2eq}
Com inibidor	8,0 Bb	2384	6,0 Bb	1788
Sem inibidor	11,0 Bb	3278	14,0 Ab	4172

*Médias seguidas por mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste t ($p \leq 0,05$).

No presente estudo, o uso de DCD propiciou maior retenção de NH_4^+ no tratamento PD com DCD em relação ao PD sem DCD nos primeiros 15 dias após a aplicação do DLS e ao mesmo tempo, retardou a formação de maiores quantidades de NO_3^- . Isso pode ter favorecido a absorção de NH_4^+ pelas (DI et al., 2010). Demais estudos também têm mostrado reduções nas emissões de N_2O em áreas com adubação orgânica e mineral juntamente com o inibidor (MALLA et al., 2005; VALLEJO et al., 2006; TAO et al., 2008; BHATIA et al., 2010).

Embora a DCD não atue sobre a desnitrificação, seu efeito pode afetar indiretamente este processo, pois reduz a quantidade de NO_3^- que é o principal aceptor de elétrons pelas bactérias desnitrificadoras (SINGH et al., 2008; DAMSCENO, 2010), e conseqüentemente, a produção de N_2O .

Após os 15 dias de aplicação do DLS foi possível verificar maiores concentrações de NO_3^- no tratamento PD com DCD, o que acarretou em maiores emissões de N_2O , porém menores aquelas ocorridas no tratamento PD sem DCD.

O uso de DCD reduziu 51% das emissões de N_2O quando utilizado juntamente com DLS no sistema de plantio direto, o que demonstra o efeito de mitigação deste inibidor nas condições de solo, clima e sistemas de manejo do solo avaliados. O fator de emissão, isto é, a porcentagem do N adicionado que foi emitido como $N-N_2O$ nos 340 dias de avaliação, variou de 2,3 a 4,0% nos tratamentos.

Os resultados observados indicam que a DCD foi efetiva em mitigar as emissões de N_2O somente no sistema de plantio direto, mesmo sendo observadas altas concentrações de NO_3^- e valores de PPA superiores

a 60%, o que é apontado como um dos principais fatores responsáveis por maiores emissões de N_2O .

Verifica-se que quando a DCD foi aplicada ao sistema de preparo convencional não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Vários fatores podem reduzir o efeito dos inibidores quando estes são aplicados ao solo, principalmente no sistema de preparo convencional. A DCD é solúvel em água e, por isso, uma das maiores limitações desse inibidor de nitrificação é a facilidade com que ele é lixiviado no solo, saindo da zona explorada pelo sistema radicular das culturas, o que reduz a sua efetividade (SUBBARAO et al., 2006). Esse processo de lixiviação pode ter sido intensificado no PCI devido ao revolvimento e desestabilização dos agregados do solo, que acarreta em maiores perdas de nutrientes por lixiviação e, por conseguinte da DCD, reduzindo a concentração e o poder de mitigação de N_2O .

Outro fator que pode ter colaborado para a falta de efetividade da DCD no tratamento PC com DCD é a temperatura do solo. Alguns estudos mostram que o aumento na temperatura do solo pode influenciar negativamente na ação dos inibidores de nitrificação, em especial da DCD, principalmente em sistema de preparo convencional onde o solo fica exposto à radiação solar aumentando a atividade microbiana e, por conseguinte a degradação da DCD, os quais podem utilizar o inibidor como fonte de N (SUBBARAO et al., 2006).

O efeito da temperatura sobre a ação da DCD foi avaliado numa incubação realizada por Di e Cameron (2004), ao adicionarem duas doses de DCD (7,5 e 15 kg ha^{-1}) a 1000 kg de N ha^{-1} na forma de urina. Os autores constataram que o tempo para degradar 50 % da DCD (tempo de meia vida, $t_{1/2}$) diminuiu de 116 dias, quando a temperatura do solo foi mantida em 8°C, para apenas 25 dias, quando a temperatura foi de 20°C. Em outro trabalho visando avaliar o efeito da temperatura sobre a cinética de degradação de DCD, Rajbanshi et al. (1992) utilizaram as doses de 10,1 mg de DCD kg^{-1} de solo, 25,5 e 50,4 mg de DCD kg^{-1} , incubadas a 10, 20 e 30°C, e constataram que a taxa de mineralização do produto dobrou para cada 10°C de aumento na temperatura.

Estes resultados indicam que em condições de temperaturas elevadas, ou nos períodos mais quentes do ano, bem como em sistema de preparo convencional, maior concentração de DCD pode ser necessária para redução efetiva das emissões de N_2O .

2.3.3. Emissão de metano

Não houve interação entre os fatores sistema de manejo do solo e inibidor de nitrificação para a variável CH_4 .

A aplicação de DLS influenciou as emissões diárias de CH_4 em todos os tratamentos avaliados. Diferenças significativas nas emissões diárias foram verificadas em cinco eventos de coleta (7, 15, 134, 233 e 340 dias) (Figura 8). Houve grandes variações nas emissões de CH_4 ao longo do período de avaliação, sendo observados períodos com emissão e absorção de CH_4 .

As variações nas emissões diárias de CH_4 são atribuídas ao sistema de manejo do solo, valores de PPA, teores de NH_4^+ e matéria orgânica, os quais se constituem os principais controladores das emissões em solos aerados (SMITH et al., 2003).

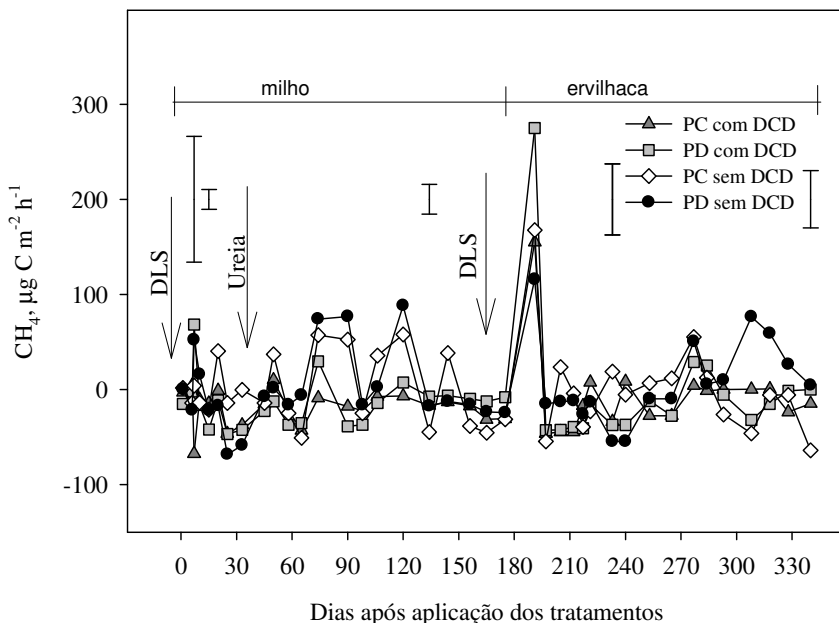
Os maiores fluxos de CH_4 foram observados após a fertilização nitrogenada (Figura 8), o que aumentou as concentrações de NH_4^+ no solo em todos os tratamentos avaliados (Figura 3). A liberação de N pelo DLS é intensa ocorrendo na primeira semana após a adição deste ao solo. Já os resíduos de leguminosas como a ervilhaca, a liberação de N é mais lenta e contínua, o que garante maior suprimento deste elemento por período mais prolongado (GOMES, 2006).

Tal fato pode ter favorecido a produção de CH_4 de maneira contínua no solo. Além disso, a adição de DCD ao DLS aumenta o tempo de residência do NH_4^+ no solo, o que favorece a produção de CH_4 para a atmosfera.

A ligação entre a fertilização nitrogenada seja de origem orgânica ou mineral e as emissões de CH_4 é causada pelo efeito inibidor do NH_4^+ no processo de metanotrofia, responsável pela oxidação de CH_4 no solo (HÜSTCH, 1998). O íon NH_4^+ compete pela enzima monooxigenase responsável pela oxidação de CH_4 no solo. Quando a disponibilidade de NH_4^+ no solo é alta, as bactérias metanotróficas passam a oxidar o NH_4^+ em detrimento ao CH_4 , isso porque, a enzima monooxigenase tem pouca afinidade pelo substrato (HÜTSCH, 2001; ZANATTA et al., 2010).

Verifica-se que os picos de emissão de CH_4 ocorreram quando as concentrações de NH_4^+ aumentaram, sugerindo a prevalência do processo de metanotrofia (OMONODE et al., 2007).

Figura 8. Fluxo de CH_4 ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em um Cambissolo Húmico sob cultivo de milho e ervilhaca com aplicações de DLS e inibidor de nitrificação em sistema de preparo convencional e plantio direto. Flechas indicam a data de aplicação de DLS. Barras verticais indicam DMS de Fischer ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor

Neste experimento além dos teores de NH_4^+ no solo a emissão ou absorção de CH_4 foi influenciada pelos valores de PPA e disponibilidade de C lábil, que propiciam condições anaeróbicas ideais para a população metanotrófica. Isso pode ser verificado aos 191 dias, quando da aplicação da segunda aplicação de DLS. Nesse evento de coleta verificaram-se os maiores picos de emissão de CH_4 em todos os tratamentos os quais variaram de 115 a 275 $\mu\text{g de C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Segundo Abdala et al. (2013) solos com bom suprimento de O_2 podem se tornar fonte de CH_4 por um determinado período de tempo, se o dejetos rico em matéria orgânica for aplicado, pois com isso, ocorre aumento na população microbiana e pode reduzir drasticamente a aeração do solo.

As emissões acumuladas de CH₄ e os valores de CH₄ em CO_{2eq} não foram afetadas pelos fatores sistema de manejo do solo e inibidor de nitrificação (Tabela 4), o que está de acordo com demais estudos realizados em diferentes condições edafoclimáticas (VENTEREA et al., 2005; SAGGAR et al., 2008). Porém, verifica-se que os tratamentos PC com DLS e PD com DLS tiveram valores de emissão acumulada negativos, contrariamente ao ocorrido com os tratamentos PC sem DCD e PD sem DCD, o que demonstra que mesmo com a fertilização nitrogenada, os solos agrícolas podem atuar como dreno de CH₄ atmosférico.

Tabela 4. Emissão acumulada de metano (C-CH₄ kg ha⁻¹) e equivalente em CO₂ (CO_{2eq} kg ha⁻¹) nos tratamentos sob preparo convencional e plantio direto com e sem a aplicação de inibidor de nitrificação.

Tratamento	Sistema de manejo			
	Preparo convencional		Plantio direto	
	C-CH ₄	CO _{2eq}	C-CH ₄	CO _{2eq}
Com inibidor	-0,9 Ns	-22,5	-0,1 Ns	-2,5
Sem inibidor	1,4 Ns	35,0	0,5 Ns	12,5

*Ns: não significativo pelo teste t ($p \leq 0,05$).

Não existe um consenso a respeito da influência da adubação nitrogenada na redução da capacidade dos solos em oxidar CH₄. Em um experimento Mosier et al. (1991) verificaram o efeito supressor de NH₄⁺ na metanotrofia, após adubação nitrogenada com 22 kg de N na forma de nitrato de amônio. Esta dose reduziu 41% do influxo de CH₄ de um solo de pastagem em relação ao solo não fertilizado. Outros estudos, no entanto, não verificaram efeito da adubação nitrogenada na absorção de CH₄ (WILLISON et al., 1995; GOULDING et al., 1996)

As emissões irão variar de acordo com as condições climáticas de cada local, bem como com o tipo de solo e o manejo do solo dado a este. A textura do solo pode influenciar na atuação de determinado solo ser fonte ou dreno de CH₄, ao afetar a difusão dos gases. Segundo Haile-Mariam et al., (2008) solos de textura arenosa apresentam maior oxidação do CH₄ para a atmosfera que os solos de textura argilosa.

Porém, mais que do que o teor de argila, a natureza da argila afeta emissão de CH₄, porque alguns tipos de argila protegem a matéria orgânica da mineralização (PLAZA-BONILLA et al., 2014), o que atrasa a metanogênese. Um alto teor de argila também pode favorecer o

aprisionamento de bolhas de CH_4 em solos (SAGGAR et al., 2008) e reduzir a emissão.

Portanto, a interação entre as características do solo como textura, temperatura e níveis de precipitação local, com as perturbações devido ao manejo do solo e a adubação nitrogenada irão determinar a influência na capacidade de um solo agir como fonte ou dreno de CH_4 .

2.4. Conclusões

A aplicação do inibidor de nitrificação DCD reduz as emissões de N_2O após a aplicação de DLS, no sistema de plantio direto, que foram relacionados ao teor de nitrato do solo, sendo este um dos principais fatores envolvidos na produção de N_2O no solo.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos nos sistemas de preparo convencional e plantio direto, aliado ao inibidor de nitrificação DCD não afetam as emissões de CH_4 no solo.

CAPÍTULO III: EMISSÃO DE METANO E ÓXIDO NITROSO NOS SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.

3.1. Introdução

Nos últimos anos, a preocupação em torno das mudanças climáticas tem sido cada vez maior devido seus efeitos sobre os recursos vegetais, biodiversidade e segurança alimentar global (MEEHL et al., 2007). As previsões de aumento da temperatura, concentração atmosférica de CO₂, irregularidades na distribuição pluvial e eólica (IPCC, 2007) afetam diretamente o crescimento e desenvolvimento das plantas (AHUJA et al., 2010). Além disso, as mudanças climáticas podem causar efeitos indiretos na produção das culturas, como alterações na disponibilidade de água para a irrigação, alterações na fertilidade do solo e erosão (AGGARWAL e MALL, 2002), representando uma ameaça crescente para a agricultura.

Uma das principais culturas afetadas pelas mudanças climáticas é o arroz, um dos três principais cereais produzidos no mundo, sendo considerado o alimento básico para mais da metade da população mundial (FAO, 2012). Contudo, o cultivo de arroz irrigado libera cerca de 60 a 100 toneladas de metano (CH₄) anualmente em todo o mundo, o que representa 5 a 20% da emissão total do CH₄ antropogênico (AULAKH et al, 2000; IPCC, 2007).

O CH₄ é um dos principais gases de efeito estufa gerados em sistemas de cultivo de arroz irrigado, com potencial de aquecimento global 23 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2007). Por isso, é importante buscar sistemas de cultivo economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis, o que implica em melhoria das práticas de gestão da água, a fim de reduzir as emissões CH₄.

Uma das estratégias propostas para a redução das emissões de CH₄ no cultivo de arroz irrigado é a utilização do sistema de irrigação intermitente, o qual é caracterizado por sucessivas irrigações, onde sempre se deve manter o solo no mínimo saturado. Estudos demonstram que esse sistema mantém os níveis de produtividade semelhantes aos do manejo de irrigação contínuo (BELDER, 2004; MEZZOMO, 2009) e proporciona economia de 30 a 75% da água de irrigação (STONE, 2005), devido ao melhor aproveitamento das precipitações (TOESCHER et al., 1997); diminuição das perdas por escoamento superficial (STONE, 2005;

WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009), e por percolação (BORREL et al., 1997; STONE, 2005).

Contudo, a eficiência na mitigação das emissões de CH₄ no sistema de irrigação intermitente na cultura do arroz, depende de diferentes fatores, como o regime hídrico (ZHANG et al., 2011), teor de matéria orgânica do solo (WANG et al., 2010), cultivar (KHOSA et al., 2010), temperatura (WANG e LI, 2002; WATANABE et al., 2005), e propriedades do solo como, textura, pH e potencial redox (Eh) (XU et al., 2003), o que irá variar de acordo com as condições edafoclimáticas de cada local.

A aeração do solo no sistema de irrigação intermitente, causa mudanças na química redox do solo, na atividade de bactérias metanogênicas e bactérias oxidantes de CH₄ (ZHANG et al., 2011), reduzindo as emissões de CH₄. Porém, os ciclos de umedecimento e secagem do solo podem favorecer a produção de óxido nitroso (N₂O), outro importante GEE gerado na agricultura pelos microorganismos nitrificadores e desnitrificadores do solo.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar os sistemas de alagamento contínuo e irrigação intermitente nas emissões de CH₄ e N₂O em um Planossolo Háplico.

3.2. Material e métodos

3.2.1. Localização e características do solo do experimento

O experimento foi conduzido na Universidade do Arkansas no Centro de Extensão e Pesquisa de Arroz em Stuttgart, Estados Unidos (Latitude 34,45 Norte; Longitude 91,40 Oeste). O solo do local é classificado como Planossolo Háplico e apresenta em média 100, 700 e 190 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente.

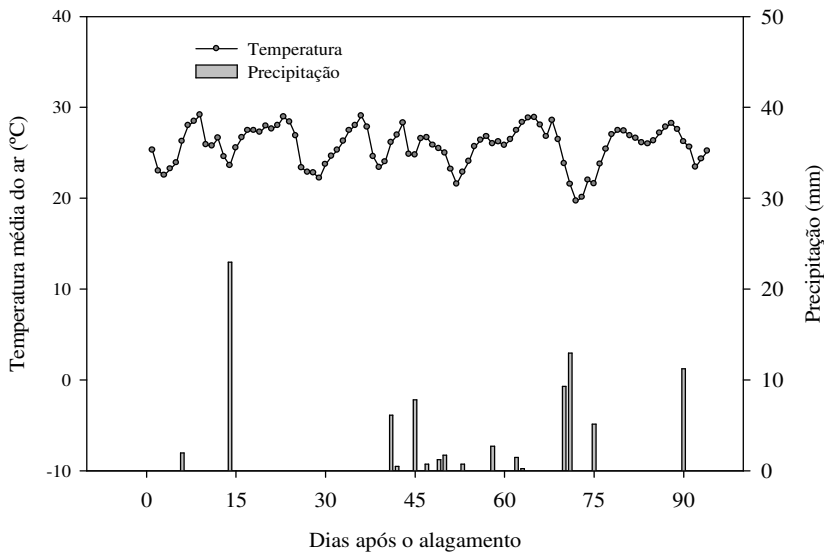
O experimento foi conduzido durante abril a setembro de 2013. Antes da instalação do experimento, a palha de arroz proveniente da safra anterior (2012) foi cortada e deixada na superfície do solo, sem inundação do solo durante o inverno.

Os dados de temperatura média do ar, precipitação e radiação solar média foram obtidos em estações meteorológicas automáticas localizadas cerca de 300 metros do experimento (Figuras 1 e 2).

3.2.2. Delineamento e tratamentos

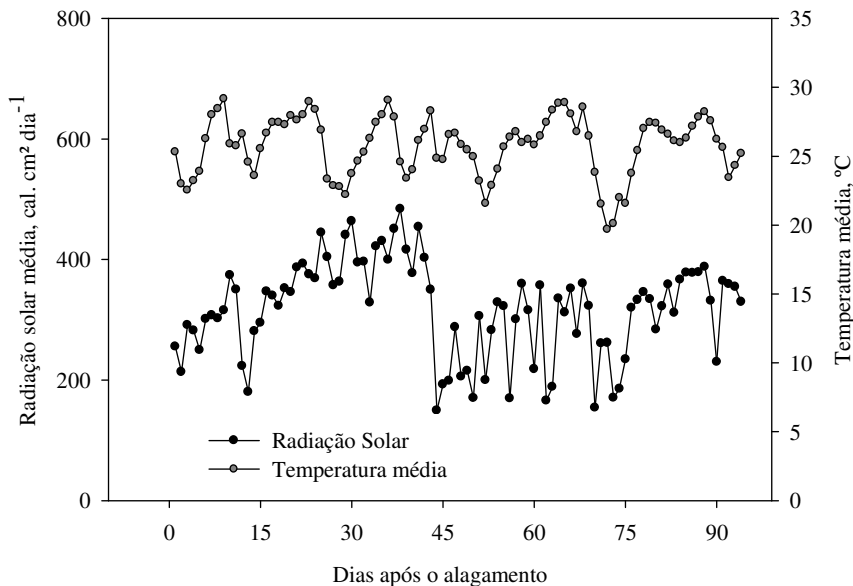
Os tratamentos avaliados foram: alagamento contínuo (AC); sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação (I60) e sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação (I40). Nos tratamentos sob sistema de irrigação intermitente, o solo foi alagado como na inundação contínua, porém não houve reposição de água até que a umidade do solo atingisse o percentual designado (40 e 60%). Foram realizadas duas e três reposições de água durante o ciclo da cultura nos tratamentos I60 e I40, respectivamente. O experimento segue delineamento em blocos ao acaso com três repetições e dois sistemas de irrigação.

Figura 1. Temperatura média diária (°C) e precipitação (mm) no local do experimento durante o período de irrigação.



Fonte: produção do próprio autor.

Figura 2. Radiação solar média diária (calorias cm^2) e temperatura média diária ($^{\circ}\text{C}$) nos tratamentos AC (alagamento contínuo); I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).



Fonte: produção do próprio autor.

As unidades experimentais de 24 m^2 foram construídas mediante o isolamento com taipas construídas previamente na entressafra com propósito de isolamento e compactação das mesmas para não haver interferência nos métodos de irrigação e contaminação entre parcelas. Foram instaladas régua no solo para controlar a altura da lâmina de irrigação, onde foram realizadas leituras diárias. A irrigação das parcelas foi efetuada de forma independente e automatizada.

O sistema de implantação da lavoura foi o método de cultivo convencional, que consistiu em duas gradagens e aplainamento do solo com niveladora. A semeadura do arroz foi realizada dia 30 de abril de 2013 com densidade de 120 kg ha^{-1} de sementes do híbrido CLXL 745. A adubação consistiu de aplicação de 80 kg ha^{-1} de superfosfato triplo e 60 kg ha^{-1} de

K_2SO_4 , os quais foram aplicados no plantio a fim de garantir o suprimento de P e K a cultura. A adubação nitrogenada seguiu a recomendação para obtenção de máximo rendimento do híbrido CLXL 745 utilizada no estado do Arkansas que é de 168 kg de N ha^{-1} . A adubação nitrogenada foi realizada com uréia em dose única quando as plantas atingiram três a quatro folhas, sendo em seguida realizada a inundação das parcelas.

3.2.3. Avaliação das emissões de metano e óxido nitroso do solo

Os fluxos de CH_4 e N_2O foram medidos diariamente durante a primeira semana de alagamento, e semanalmente durante todo o período de condução do experimento. Utilizou-se o método da câmara estática. O período intensivo de coletas ocorreu durante eventos de drenagem e continuou até os fluxos atingirem níveis ambientais.

A amostragem de gases ocorreu entre as 09:00 às 12:00h, sendo a sequência de medições de gases randomizada para evitar viés devido à mudança de temperatura do ar.

A amostragem de ar para a avaliação dos GEE foi realizada utilizando-se câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de 29,5 cm de altura, 22,9 cm de diâmetro e tampa de 7,6 cm de altura (Figura 3). Cada câmara era suportada por uma base de PVC de 15 cm, que foi instalada antes da primeira avaliação nas parcelas avaliadas, sendo inserida a 10 cm de profundidade no solo, permanecendo por todo o período de avaliação. Dois orifícios foram perfurados em lados opostos na parte superior da base e outros quatro orifícios foram feitos na parte inferior das bases (abaixo do solo), a fim de evitar a restrição do movimento de água e de raiz, acima e abaixo da superfície do solo. Foram utilizadas extensões juntamente com a câmara a fim de acomodar as plantas dentro da câmara de acordo com o crescimento dessas. Um tubo de ventilação foi instalado nas câmaras para equalizar a pressão entre o interior e o exterior da câmara (HUTCHINSON e MOSIER, 1981).

Figura 3. Câmaras utilizadas para coleta de gases de efeito estufa.



Fonte: produção do próprio autor.

As amostras de gases foram coletadas em tempos pré-determinados (0, 21, 42 e 63 minutos) pós-fechamento da câmara. Imediatamente antes das coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de um ventilador interno de 12 V durante um minuto, e a temperatura interna foi monitorada com termômetro digital.

A coleta dos gases foi realizada com seringa de polipropileno de 25 ml, e imediatamente após a coleta as amostras de gases foram transferidas para frascos de vidro de 12 ml evacuados, com septos de borracha dupla, seladas com silicone, a fim de evitar vazamentos antes da análise.

As concentrações de CH_4 e N_2O nas amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu GC-2014 Modelo “Greenhouse”. O equipamento consta de três colunas empacotadas, sendo o óxido nitroso quantificado no detector de captura de elétrons, enquanto o metano foi quantificado no detector de ionização de chama. O sistema cromatográfico é constituído por um metanador, o qual converte o dióxido de carbono a metano, sendo este quantificado no detector de ionização de chama.

Os fluxos de N_2O e CH_4 foram estimados com base na equação 1:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{1}{A} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: em que f é o fluxo de metano ou óxido nitroso ($\text{g ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de CH_4 ou N_2O), Q é a quantidade de cada tipo de gás na câmara no momento de amostragem ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O ou CH_4), P é a pressão atmosférica (atm) na câmara, assumida como sendo de 1 atm, V é o volume da câmara (L), R é a constante dos gases ideais ($0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{K}^{-1}$), T é a temperatura no interior da câmara no instante de amostragem ($^{\circ}\text{K}$) e A é a área da câmara (m^2).

A taxa de emissão dos diferentes gases foi obtida a partir variação das concentrações dos gases com o tempo de coleta (MOSIER, 1989). As emissões diárias foram calculadas a partir das taxas de fluxos diários e a emissão acumulada foi calculada com base na média dos fluxos de N_2O e CH_4 entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo. A emissão de CH_4 e N_2O foi convertida em quantidades equivalentes de $\text{CO}_2\text{-C}$ por hectare, com base no potencial de aquecimento global de cada gás em comparação ao CO_2 (298 vezes maior para o N_2O e 25 vezes maior para o CH_4).

3.2.4. Variáveis de solo

Para o monitoramento de variáveis de solo controladoras das emissões, foram instalados a 10 cm de cada base, sensores dispostos horizontalmente no perfil do solo na profundidade de 20 cm para o monitoramento contínuo da concentração do conteúdo de água ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$), e potencial redox (mV), por meio de um datalogger modelo CR800 (Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). O datalogger foi conectado a uma bateria de 12 V com uma placa solar (45 W), o que garantia energia suficiente para o monitoramento contínuo e ininterrupto a cada meia hora. O potencial redox foi determinado pelo sensor ColeParmer. O pH da solução do solo foi medido com potenciômetros portáteis, seguida de filtragem e acidificação com 1 mol L^{-1} de ácido clorídrico para armazenamento.

A produtividade foi determinada por meio da colheita manual de uma área de 10 m^2 em cada parcela quando os grãos apresentavam umidade

média de 22%. Após a trilha, limpeza e secagem dos grãos com casca, os dados foram corrigidos para 13% de umidade e convertidos para kg ha⁻¹.

3.2.5. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p \leq 0,05$), e quando constatada significância estatística, realizou-se o teste de diferença média significativa (DMS) de Fisher ($p \leq 0,05$) para verificar a magnitude da diferença entre tratamentos. A relação entre as variáveis de solo e as emissões de N₂O e CH₄ foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R²) por regressões polinomiais e regressões múltiplas.

3. Resultados e discussão

3.3.1. Emissão de metano

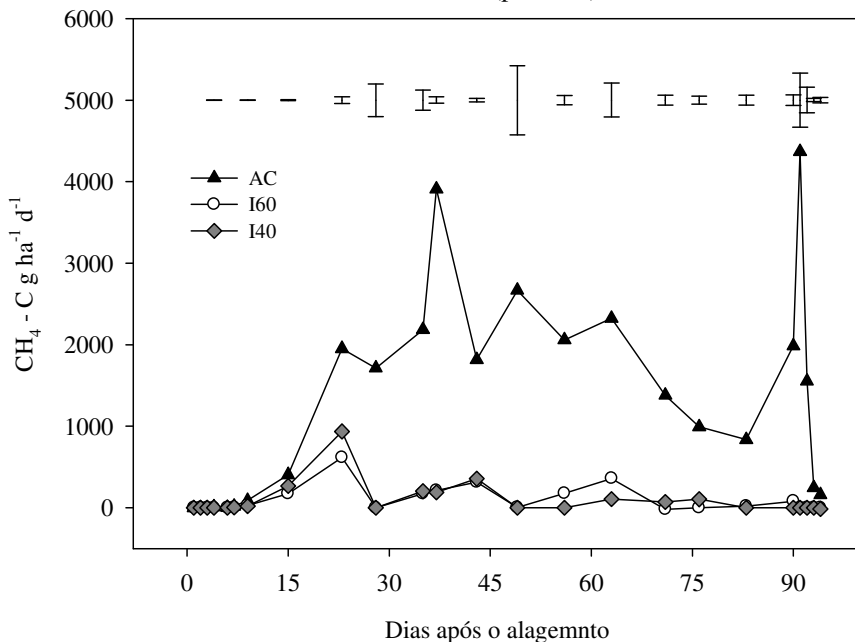
Os tratamentos apresentaram variação temporal de emissão de CH₄ similar nos primeiros dias após o alagamento, porém com magnitudes diferentes de acordo com o sistema de irrigação adotado. As emissões de CH₄ iniciaram a partir do 3º dia após o alagamento (DAA) em todos os tratamentos e atingiram picos de emissão de 252, 284 e 4554 g C-CH₄ ha⁻¹ d⁻¹ aos 37 DAA nos tratamentos I40, I60 e AC, respectivamente (Figura 4). A drenagem do solo reduziu as emissões diárias de CH₄ nos tratamentos I60 e I40 em todos os eventos de coleta, em relação ao tratamento AC.

No sistema de alagamento contínuo as emissões de CH₄ aumentaram com o avanço da idade das plantas e três grandes picos de emissão foram observados; o primeiro (1952 g C-CH₄ ha⁻¹ d⁻¹; 23 DAA) ocorreu durante a fase vegetativa; o segundo durante a fase reprodutiva (3937 g C-CH₄ ha⁻¹ d⁻¹; 35 DAA) e o terceiro no final do ciclo da cultura (4396 g C-CH₄ ha⁻¹ d⁻¹; 91 DAA) quando a água foi drenada. O pico de emissão durante a fase vegetativa tem sido atribuído à decomposição da matéria orgânica do solo; baixa atividade dos microorganismos metanotróficos; e dificuldade na condução de CH₄ em função da baixa massa das plantas e aerênquimas em fase de formação (SATPATHY et al., 1997). Durante o período reprodutivo da cultura, o aumento nas emissões de CH₄ podem ter ocorrido devido à maior disponibilidade de substratos para as bactérias metanogênicas (NASER et al., 2007), condições muito reduzidas do solo (ADHYA et al., 1994) e aerênquima desenvolvido nas

plantas de arroz. Por último, observa-se o terceiro e maior pico de emissão ocorrido no tratamento AC no final do ciclo da cultura quando a água foi drenada, o que pode ter ocorrido devido à liberação do CH_4 dos macroporos do solo para a atmosfera (LEMER e ROGER, 2001). Segundo Neue et al. (1997), quantidade significativa de CH_4 formado no solo anaeróbico pode permanecer preso enquanto perdura a inundação. Com a drenagem, parte do CH_4 é oxidado, mas parte significativa é transferida para a atmosfera à medida que diminui a umidade do solo.

O alagamento do solo gera modificações eletroquímicas desencadeando a produção de CH_4 . Com o alagamento do solo, os valores de Eh do solo diminuíram gradualmente após a inundação e aumentaram lentamente até que uma nova condição de anaerobiose fosse estabelecida. Os valores de Eh variaram de -280 a 200 mV nos tratamentos avaliados (Figura 6). Com a condição de anaerobiose estabelecida pelo alagamento do solo, ocorre mineralização da matéria orgânica, e redução dos valores de potencial redox (NEUE et al., 1997; SANCHIS et al., 2012), favorecendo a produção de CH_4 pelas bactérias metanogênicas (CAI et al., 1997). As modificações geradas pelo conteúdo de água do solo e sua influência nos valores de Eh explicaram 45, 49 e 51% das emissões diárias de CH_4 nos tratamentos I40, I60 e AC, respectivamente (Equações 2, 3 e 4) (Figuras 5 e 6).

Figura 4. Fluxo de CH₄ (g C-CH₄ g ha⁻¹ d⁻¹) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher (p ≤ 0,05).



Fonte: produção do próprio autor.

$$\text{CH}_{4\text{AC}} = -8616,4 + (20386,5 \text{ CA}) - (2,7 \text{ Eh}) \quad \text{Equação 2}$$

$$(R^2 = 0,51, n = 24; p < 0,001)$$

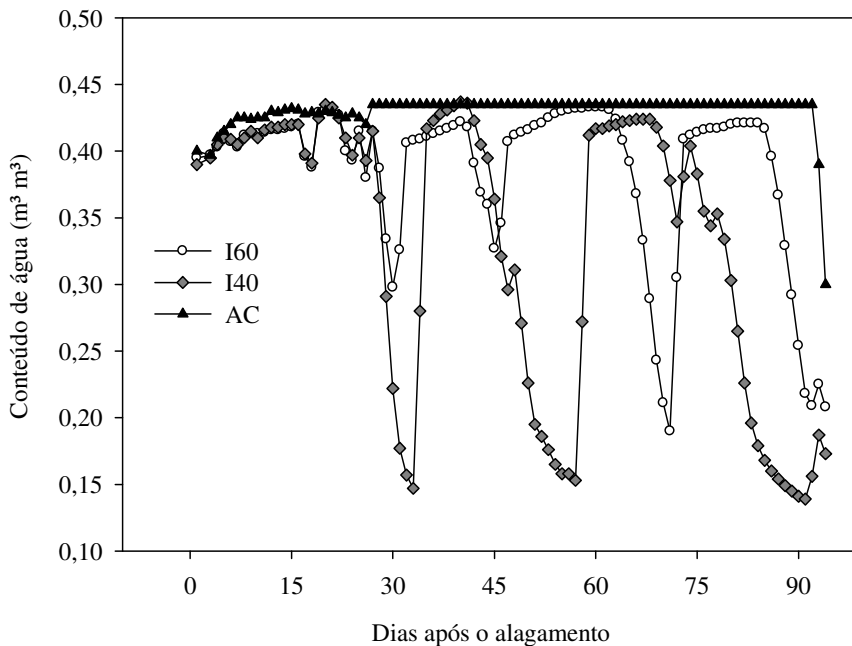
$$\text{CH}_{4160} = 8,8 + (28,5 \text{ CA}) + (0,02 \text{ Eh}) \quad \text{Equação 3}$$

$$(R^2 = 0,49, n = 24; p < 0,001)$$

$$\text{CH}_{4140} = -276,6 - (722,1 \text{ CA}) - (0,7 \text{ Eh}) \quad \text{Equação 4}$$

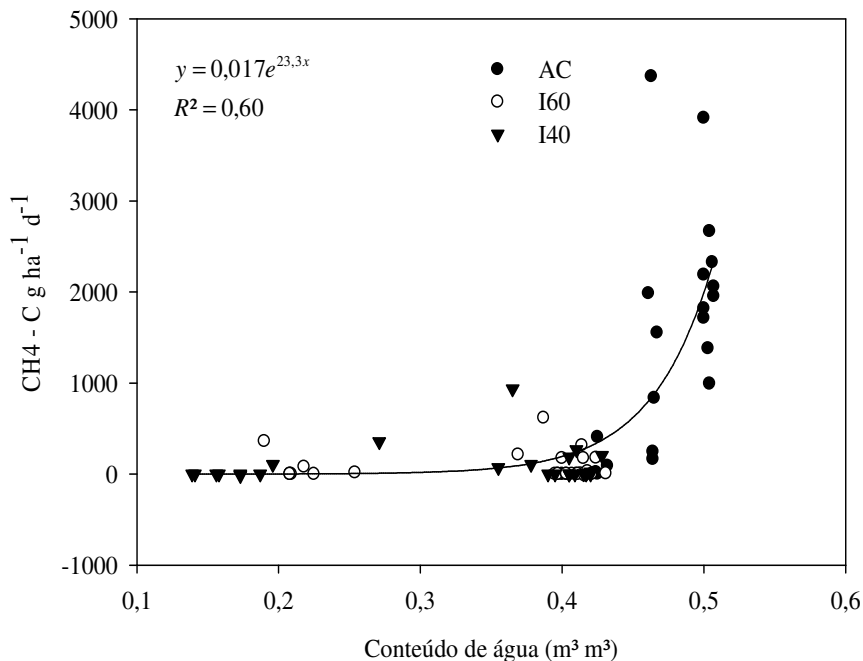
$$(R^2 = 0,45, n = 24; p < 0,001)$$

Figura 5. Conteúdo de água ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

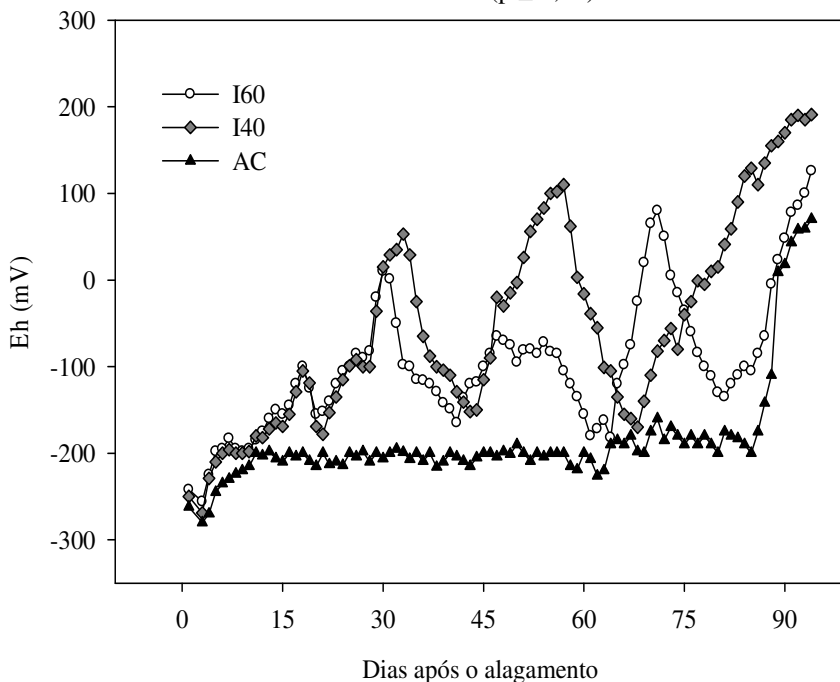
Figura 6. Relação entre o conteúdo de água ($\text{m}^3 \text{m}^3$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

O conteúdo de água do solo afeta o Eh e a difusão de O_2 e CH_4 e, por conseguinte, a população e atividade dos microrganismos-oxidante de metano. O sistema de irrigação intermitente proporciona períodos de aeração do solo, o que favorece o aumento da temperatura do solo e o desenvolvimento e multiplicação das bactérias metanotróficas, as quais são aeróbicas obrigatórias (GILBERT e FRENZEL, 1995), aumentando assim a capacidade de oxidação CH_4 em relação ao sistema de alagamento contínuo.

Figura 7. Potencial redox do solo (mV) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).

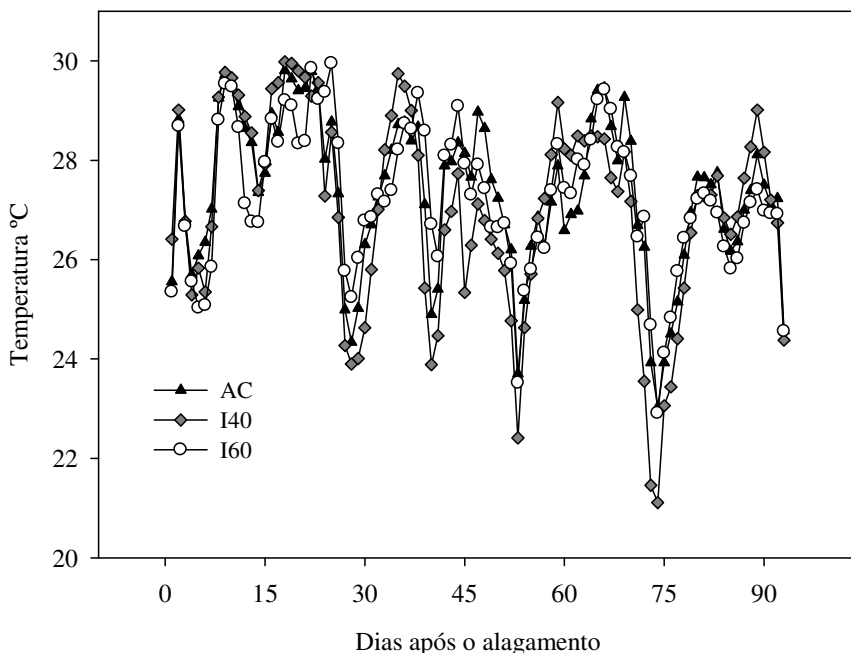


Fonte: produção do próprio autor.

A baixa precipitação e as elevadas temperaturas do solo (Figura 8) permitiram ocorrer 2 e 3 ciclos de intermitência da lâmina de água nos tratamentos I60 e I40, respectivamente. Embora os tratamentos I60 e I40 tenham sido inundados novamente quando atingiram os respectivos valores de conteúdo de água no solo (40 e 60%), o potencial de produção de CH_4 após as re-inundações foi menor em relação ao solo sob alagamento contínuo. Isso ocorre porque as bactérias metanogênicas são anaeróbicas obrigatórias, sendo prontamente inibidas quando expostas ao O_2 . Em um experimento realizado por Ma e Lu (2010), os autores observaram redução significativa na população de bactérias metanogênicas em tratamentos sob irrigação intermitente em relação a solos sob irrigação contínua, o que

resultou em redução das emissões de CH_4 . Por isso, quanto maior for o tempo de duração da condição aeróbica do solo, maior será o tempo para o Eh reduzir a um nível favorável a produção de CH_4 (LI et al., 2011).

Figura 8. Valores de temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



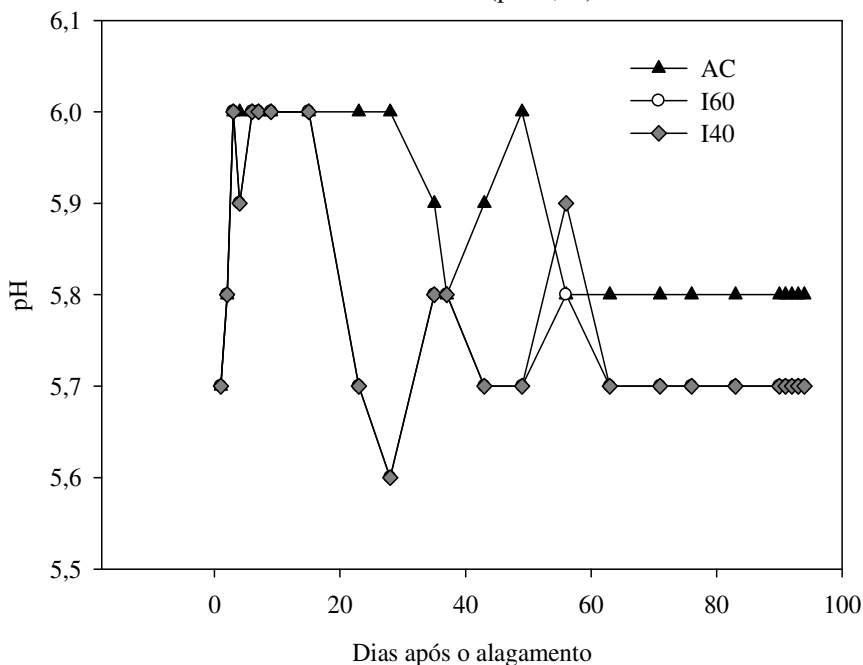
Fonte: produção do próprio autor.

Com relação a emissão acumulada de CH_4 verifica-se que essa foi maior no tratamento AC ($144 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$) em relação aos tratamentos I60 ($11,8 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$) e I40 ($13,7 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$) (Tabela 1). No entanto, não foram observadas diferenças significativas entre as emissões acumuladas dos tratamentos I60 e I40.

Os tratamentos AC e I60 não diferiram quanto à produtividade ($p \leq 0,05$) (Tabela 1). Porém, o tratamento I40 reduziu 15% o rendimento de grãos em relação aos demais tratamentos avaliados. As diferenças entre a

produtividade entre os tratamentos I60 e I40 podem estar relacionadas ao excesso de drenagem no tratamento I40 durante o ciclo da cultura do arroz. A redução do conteúdo de água ao nível de 40% de saturação do solo no tratamento I40 afetou o crescimento e, por conseguinte a produtividade de arroz, o que também foi observado por Minamikawa e Sakai (2006).

Figura 9. Valores de pH do solo nos tratamentos em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

Tabela 1. Emissão acumulada de metano (C-CH₄ kg ha⁻¹), equivalente em CO₂ (CO_{2eq} kg ha⁻¹) e produtividade de grãos (kg ha⁻¹) nos tratamentos AC (alagamento contínuo); I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).

Tratamento	C-CH ₄ (kg ha ⁻¹)	CO _{2eq} (kg ha ⁻¹)	Produtividade (kg ha ⁻¹)
AC	144,0 a	3600,0	9800 a
I60	11,8 b	295,0	9600 a
I40	13,7 b	342,5	8300 b

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t ($p \leq 0,05$).

O tratamento I60 reduziu cerca de 90% a emissão acumulada de CH₄ em relação ao tratamento AC. Por isso, o sistema de irrigação intermitente com saturação de 60% do solo é uma alternativa promissora para a mitigação das emissões de CH₄ nas condições de solo e clima estudadas, sem redução de produtividade. Em um estudo realizado por Hadi et al. (2010), o sistema intermitente reduziu as emissões de gases de efeito estufa em 37% em lavouras de arroz na Indonésia e Japão, sem mudanças significativas na população microbiana do solo. Outros estudos indicam que com ao menos uma drenagem do solo durante a estação de cultivo do arroz pode-se reduzir no mundo todo cerca de 4,1 Tg de CH₄ ano⁻¹ (YAN et al., 2009).

Estes resultados indicam que a aeração precoce reduz a emissão de CH₄, e que a melhoria na gestão da água é uma estratégia de mitigação importante para o controle das emissões em arrozais.

3.3.2. Emissão de óxido nitroso

As emissões de N₂O variaram de -3 a 20 g N-N₂O ha⁻¹ d⁻¹ durante o período de condução do experimento nos tratamentos avaliados (Figura 10).

O tratamento AC apresentou períodos com emissões muito baixas, próximas a zero, e fluxos negativos (absorção) de N₂O durante todo o ciclo da cultura. A absorção de N₂O pode ocorrer pela ação das bactérias desnitrificadoras que reduzem o N₂O a N₂ sob condições anóxicas (CHAPUIS-LARDY et al., 2007). Além disso, em ambiente anaeróbico a

baixa concentração de NO_3^- (Figura 11), pode induzir as bactérias desnitrificadoras a utilizar o N reduzido na forma de N_2O , resultando no consumo deste gás.

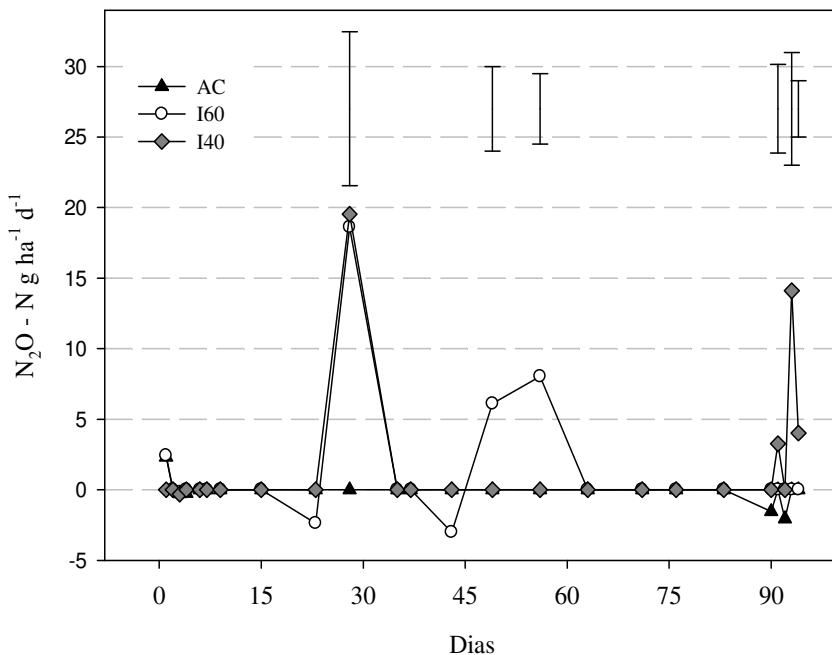
Nos tratamentos sob irrigação intermitente, a aeração do solo gerada pelos ciclos de umedecimento e secagem do solo, ocasionou dois picos sazonais de emissão de N_2O . No tratamento I60 e I40 o primeiro pico de emissão ocorreu aos 28 DAA, sendo observadas emissões de 18 e 20 g N- N_2O $\text{ha}^{-1} \text{d}^{-1}$. Já o segundo pico de emissão nesses tratamentos variou de acordo com a drenagem do solo (56 e 93 DAA, respectivamente), sendo observados fluxos de N_2O de 8 e 14 g N- N_2O $\text{ha}^{-1} \text{d}^{-1}$, respectivamente.

Não foi observada correlação significativa entre as emissões de N_2O com o conteúdo de água do solo. Mas verifica-se que os picos de emissão de N_2O ocorreram quando o conteúdo de água reduziu, sugerindo que a aeração do solo, juntamente com as demais variáveis de solo podem ter desencadeado a produção de N_2O por nitrificação e desnitrificação microbiana.

Apesar das condições de aeração do solo no sistema intermitente, grande quantidade de água permanece ocupando os poros do solo, sendo condição suficiente para a ocorrência de desnitrificação e difusão do N_2O aprisionado durante o período de inundação (CAI et al., 1997; XU et al., 2000; YAN et al., 2005). Além disso, as mudanças no conteúdo de água no sistema de irrigação intermitente causam alterações na comunidade microbiana do solo, bem como mudanças eletroquímicas, tais como potencial redox (Figura 7) e pH (Figura 9), o que acelera a decomposição da matéria orgânica do solo pelos microorganismos do solo e favorece as emissões de N_2O (ZOU et al., 2005; 2007; LIU et al., 2012).

Com o re-alagamento do solo nos tratamentos I60 e I40 os fluxos de N_2O reduziram, igualando-se aos do tratamento AC. O alagamento do solo e a manutenção da lâmina de água durante parte do ciclo do arroz tendem a suprimir as emissões de N_2O (HARANDA et al., 2007; LIU et al., 2010), pois sob condições limitantes de O_2 , o N_2O presente no solo pode ser reduzido a N_2 (AHMAD et al., 2009). Além disso, a lâmina de água serve como barreira física, limitando a transferência de N_2O do solo para a atmosfera (HUANG et al., 2007).

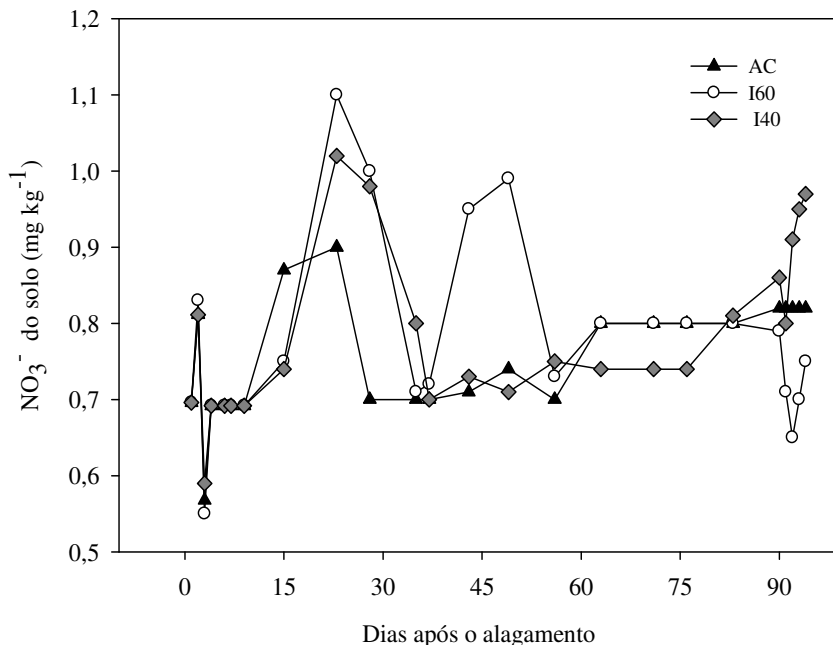
Figura 10. Fluxo de N_2O ($g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ d^{-1}$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

O aumento das emissões de N_2O durante os períodos de drenagem acarretou em maiores valores de emissão acumulada e valores em CO_2 equivalente no tratamento I40 (Tabela 2). Os períodos de aeração do solo no tratamento I60 não se refletiram em diferenças nas emissões acumuladas de N_2O em relação ao tratamento AC (Tabela 2).

Figura 11. Teores de nitrato no solo ($\text{NO}_3^- \text{ mg kg}^{-1}$) em um Planossolo Háplico em sistema de irrigação intermitente e alagamento contínuo. Barras verticais indicam DMS de Fisher ($p \leq 0,05$).



Fonte: produção do próprio autor.

Verifica-se que o tempo e a duração da aeração afetam a emissão de N_2O durante a estação de crescimento do arroz. No tratamento sob alagamento contínuo, a menor emissão acumulada de N_2O ocorreu devido a inibição da nitrificação pela água de inundação. Por outro lado, no tratamento I40, os períodos de intermitência e a maior redução do conteúdo de água em relação ao tratamento I60, pode ter favorecido o processo de nitrificação e inibido a redução de N_2O a N_2 , repercutindo em aumento das emissões de N_2O do solo (MA et al., 2009).

Segundo Lu et al. (2010) o conteúdo de água do solo pode influenciar direta e indiretamente emissão de N_2O pelos processos de nitrificação e desnitrificação, por proporcionar condições adequadas para o crescimento e atividade microbiana; restringir a quantidade de O_2 nos

microporos do solo; e pela liberação de C e N disponível a partir de matéria orgânica do solo (AULAKH et al., 1992).

Tabela 2. Emissão acumulada de óxido nitroso ($N-N_2O$ kg ha⁻¹) e equivalente em CO_2 (CO_{2eq} kg ha⁻¹) nos tratamentos AC (alagamento contínuo); I60 (sistema intermitente com saturação de 60% do solo no momento de irrigação); I40 (sistema intermitente com saturação de 40% do solo no momento de irrigação).

Tratamento	$N-N_2O$ (kg ha ⁻¹)	CO_{2eq} (kg ha ⁻¹)
AC	-0,01b	3,7 b
I60	0,2 ab	92,5 ab
I40	0,3 a	154,0 a

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t ($p \leq 0,05$).

A nitrificação e a desnitrificação são os dois processos principais responsáveis pelas emissões de N_2O . Nos tratamentos I40 e I60 os ciclos de umedecimento e secagem do solo podem ter favorecido esses processos e consequentemente, a produção de N_2O . Contudo, no tratamento I40 o maior período de duração de intermitência pode ter favorecido tanto o processo de nitrificação quanto a desnitrificação. Embora a nitrificação seja um processo aeróbico e a desnitrificação um processo anaeróbico, ambos os processos podem ocorrer simultaneamente em solos aerados e com bom suprimento de água (BHATTACHARYYA, 2012).

Em um ambiente anaeróbico, como é caso do tratamento AC, a baixa concentração de N nas formas de NH_4^+ e NO_3^- pode induzir as bactérias desnitrificadoras a utilizarem o N reduzido na forma de N_2O , resultando no consumo deste gás.

Verifica-se que as emissões de N_2O e CH_4 são diretamente afetadas pelo sistema de irrigação adotado em plantações de arroz. Alguns autores constataram redução das emissões de CH_4 em áreas com irrigação intermitente, porém aumentos nas emissões de N_2O do solo (CAI et al., 1997; ZHENG et al., de 1999; ZOU et al., 2003 a).

No entanto em nosso estudo, observa-se que o controle da umidade do solo a níveis de 60% de saturação do solo é uma alternativa eficaz na redução das emissões dos principais gases de efeito estufa na agricultura, sem afetar o rendimento de grãos. Contudo, a eficiência do manejo da

irrigação na mitigação de GEE e a garantia de produtividade adequada irão depender das condições edafoclimáticas de cada local.

3.4. Conclusões

O sistema de irrigação intermitente com saturação de 60 % do solo no momento de irrigação é uma prática eficiente na mitigação de metano e óxido nitroso, sem redução de produtividade na cultura do arroz irrigado.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa sobre a emissão de gases de efeito estufa na agricultura brasileira é recente, e carece de estudos para seu entendimento, especialmente no que diz respeito a definição de estratégias de mitigação das emissões de metano e óxido nitroso.

Os resultados deste estudo evidenciam na influência dos sistemas de manejo do solo nas emissões de GEE, principalmente em áreas com aplicação de dejetos líquido suíno e cultivo do arroz, respectivamente, e seu entendimento exige experimentos de longa duração.

As emissões de gases de efeito estufa são grandemente afetadas pelas condições climáticas e suas interações com os sistemas com o manejo do solo e irrigação, o que torna imprescindível o monitoramento das emissões por vários anos consecutivos.

Verificou-se também que sistemas conservacionistas de manejo do solo a exemplo do plantio direto pode ser uma prática mitigadora de emissões de óxido nitroso quando aliado a utilização de inibidor de nitrificação.

Em solos de várzea ressalta-se a importância da avaliação da porcentagem de saturação do solo no momento da irrigação, a fim de estabelecer níveis compatíveis com a redução das emissões de gases de efeito estufa, porém sem afetar a produtividade de grãos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, M.; OSBORNE, B.; LANIGAN, G.; FORRISTAL, D.; WILLIAMS, M.; SMITH, P.; JONES, M.B. Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. **Soil use and Management**, Oxford, v.29, n.2, p.199-209, 2013.

ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; RAIJ, B.van.; SANTOS, W.R. Comparação de métodos de análise para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.19, n.2, p.463-468, 1995.

AGGARWAL, P.K.; MALL, R.K. Climate change and rice yields in diverse agro-environments of India. Effect of uncertainties in scenarios and crop models on impact assessment. **Climatic Change**, Dordrecht, v.52, n.3, p.331-343, 2002.

AGOSTINETTO, D.; FLECK, N. G.; RIZZARDI, M. A.; BALBINOT, Jr, A. A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.6, p. 1073-1081, 2002.

AHMAD, S.; LI, C.; DAI, G.; ZHAN, M.; WANG, J.; PAN, S.; CAO, C. Greenhouse gas emission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in central China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.106, n.1, p. 54-61, 2009.

AHUJA, I.; VOS, R.C.H.; BONES, A.M.; HALL, R.D. Plant molecular stress responses face climate change. **Trends in Plant Science**, Oxford, v.15, n.12, p.664-674, 2010.

AITA, C.; CHIAPINOTTO, I.C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P.; MARQUES, M.G. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.1, p.149-161, 2006.

ALI, M.A.; HOQUE, M.A.; KIM, P.J. Mitigating Global Warming Potentials of Methane and Nitrous Oxide Gases from Rice Paddies under

different irrigation regimes. **AMBIO**, New York, v.42, n.3, p.357-368, 2013.

AULAKH M.S.; DORAN, J.W.; MOSIER, A.R. Soil denitrification, significant measurement and effects of management. **Advances in Soil Science**, New York, v.18, n.1, p. 1-57, 1992.

AULAKH, M.S.; TEJINDER, K.S.; DORAN, J.W. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.34, n.6, p.375-389, 2001.

BAGGS, E.; PHILIPPOT, L. **Microbial territorial pathways to nitrous oxide**. In: SMITH, K.A (Ed). Nitrous oxide climate change. Londres. Earthscan, 2010. p.4-35.

BALL, B.; McTAGGART, I.; SCOTT, A. Mitigation of greenhouse gas emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer. **Soil Use and Management**, Oxford, v.20, n.3, p.287-295, 2006.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.41, n.6, p.379-388, 2005.

BAYER, C.; GOMES, J.; BEBER VIEIRA, C.F.; ZANATTA, J.A.; PICCOLO, M.C.; DIECKOW, J. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 124, p.1-7, 2012.

BELDER, P.; BOUMAN, B.A.M.; CABANGON, R.; GUOAN, L.; QUILANG, E.J.P.; YUANHUA, L.; SPIERTZ, J.H.J.; TUONG, T.P. Effect of water-saving irrigation on rice yield and water use in typical lowland conditions in Asia. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.65, n.3, p.193-210, 2004.

BERTOL, I. Erosão hídrica em cambissolo húmico distrófico sob diferentes preparos de solo e rotação de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.18, n.1, p.267-271, 1994.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, J. A.; ZOLDAN JÚNIOR, W.A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.1, p.155-163, 2004.

BHANDRAL, R.; BOLAN, N.S.; SAGGAR, S.; HEDLEY, M.J. Nitrogen transformation and nitrous oxide emissions from various types of farm effluents. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v.79, n.2, p.193–208, 2007.

BHATIA, A.; SASMAL, S.; JAIN, N.; PATHAK, H.; KUMAR, R.; SINGH, A. Mitigating nitrous oxide emission from soil under conventional and no-tillage in wheat using nitrification inhibitors. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v.136, n.3-4, p.247-253, 2010.

BHATTACHARYYA, P.; ROY, K.S.; NEOGI, S.; ADHYA, T.K.; RAO, K.S.; MANNA, M.C.; Effects of rice straw and nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions and carbon storage in tropical flooded soil planted with rice. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.124, n.1, p.119–130, 2012.

BORREL, A.; GARSIDE, A.; FUKAI, S. Improving efficiency of water use for irrigated rice in a semi-arid tropical environment. **Field Crops Research**, Amsterdam, v.52, n.3, p.231-248, 1997.

CAI, Y.; DING, W.; LUO, J. Spatial variation of nitrous oxide emission between interrow soil and interrow plus row soil in a long-term maize cultivated sandy loam soil. **Geoderma**, Amsterdam, v.181-182, n.1, p.2-10, 2012.

CAI, Z.; XING, G.; YAN, X.; XU, H.; TSURUTA, H.; YAGI, K.; MINAMI, K. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields

as affected by nitrogen fertilisers and water management. **Plant and Soil**, v.196, n.1, p.7-14, 1997.

CAMARGO, F.A.O.; SANTOS, G.A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.29, n.1, p.171-180, 1999.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian Greenhouse Gas Emissions: The importance of Agriculture and Livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.66, n.1, p.831-843, 2009.

CHADWICK, D.; PAIN, B.F.; BROOKMAN, S.K.E. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.1, p.277-287, 2000.

CHADWICK, D.; SOMMER, S.; THORMAN, R.; FANGUEIRO, D.; CARDENAS, L.; AMON, B.; MISSELBROOK, T. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v.166-167, p.514-531, 2011.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; MORVAN, T.; POMAR, C. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. n.1, p.68637-643, 2004.

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

CHAPUIS-LARDY, E.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v.13, n.1, p.1-17, 2007.

CHEN, D.; JIANG, L.; HUANG, H.; TOYOTA, K.; DAHLGREN, R.A.; LU, J. Nitrogen dynamics of anaerobically digested slurry used to fertilize

paddy fields. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.49, n.6, p.647-659, 2013.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFSRS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400p.

CORRÊA, N. I.; CAICEDO, N. L.; FEDDES, R.; LOUZADA, J. A. S.; BELTRAME, L. F. Consumo de água na irrigação do arroz por inundação. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v.50, n.432, p.3-8, 1997.

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

DAMBREVILLE, C.; MORVAN, T.; GERMON, J.C. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v.123, n.1-3, p.201–210, 2008.

DENEGA, G. **Emissão de óxido nitroso e dióxido de Carbono após aplicação de dejetos de Suínos e bovinos em um argissolo**. Santa Maria: UFSM, 2009. 92p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2009.

DI, H.; CAMERON K. Effects of temperature and application rate of a nitrification inhibitor dyciandiamide (DCD), on nitrification rate and microbial biomass in a grazed pasture soil. **Australian Journal Research**, Melbourne, v.42, p.927-932, 2004.

DI, H.; CAMERON, K. Nitrate leaching in temperature agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. **Nutrient Cycle Agroecosystems**, Amsterdam, v.64, p.237-256, 2002.

ELMI, A.A.; MADRAMOOTOO, C.; HAMEL, C.; LIU, A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile

under three tillage systems. **Biology Fertility Soils**, Berlin, v.38, n.6, p.340-348, 2003.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Production of cereals and share in world. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor>>. Acesso em: 20 mar. 2012.

FRYE, W. IFA International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers Frankfurt, Germany, “Nitrification inhibition for nitrogen efficiency and environment protection”, June 2005.

GANGBAZO, G. PESANT, A.R.; BERNETT, G.M.; CHARUEST, J.P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, n.3, p.420-425, 1995.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C.P.; AITA, C.; URQUIAGA, S.S.; Alves, B.J.R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, Nov. 2006.

GIACOMINI, S.J.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, n.1, p.271-280, 2013.

GILBERT B.; FRENZEL P. Methanotrophic bacteria in the rhizosphere of rice microcosms and their effect on porewater methane concentration and methane emission. **Biology Fertility of Soils**, Berlin, v.20, p.93–100, 1995.

GILTRAP, D. L.; SINGH, J.; SAGGAR, S.; ZAMAN, M. A preliminary study to model the effects of a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from urine-amended pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, p. 310-317, 2010.

GOMES, J. Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do

solo. Porto Alegre: UFRGS, 2006. 126p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

GOULDING, K.W.T.; WILLISON, T.W.; WEBSTER, C.P.; POWLSON, D.S. Methane fluxes in aerobic soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v.42, n.1-2, p.175–187, 1996.

GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; VANDENBYGAART, A.J.; ANGERS, D.A. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p.53-72, 2005.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; YAGI, K. Effect of water management on greenhouse gas emissions and microbial properties of paddy soils in Japan and Indonesia. **Paddy and Water Environment**, Berlin, v.8, n.4, p.319–324, 2010.

HAILE-MARIAM, S.; COLLINS, H.P.; HIGGINS, S.S. Greenhouse Gas Fluxes from an Irrigated Sweet (*Zea mays* L.) – Potato (*Solanum tuberosum* L.) Rotation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.3, p.759-771, 2008.

HARADA, H.; KOBAYASHI, H.; SHINDO, H. Reduction in greenhouse gas emissions by no-tilling rice cultivation in Hachirogata polder, northern Japan: Life-cycle inventory analysis. **Soil Science & Plant Nutrition**, v.53, n.5, p.668-677, 2007.

HONG J. DI.; CAMERON, K.C.; SHERLOCK, R.R.; SHEN, J.P.; HE, J.Z.; Winefield, C.S. Nitrous oxide emissions from grazed grassland as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationships with ammonia-oxidizing bacteria and archaea. **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v.10, n.5, p. 943–954, 2010.

HUTSCH, B.W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.28, n.1, p.27-35, 1998.

HUTCHINSON, G.L.; MOSIER, A.R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.45, n.2, p.311–316, 1981.

IPCC. Intergovernmental Panel Climate Change 2007. In: ALLEY, R. et al., eds. **Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Cambridge University Press, 2007.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v.82, n.2, p.161-173, 2008.

JOHNSON-BEEBOUT, S. E., ANGELES, O. R., ALBERTO, M. C. R.; BURESH, R.J. Simultaneous minimization of nitrous oxide and methane emission from rice paddy soils is improbable due to redox potential changes with depth in a greenhouse experiment without plants. **Geoderma**, Amsterdam, v.149, n.1-2, p.45-53, 2009.

KELLIHER, F.M.; CLOUGH, T.J.; CLARK, H.; RYS, G.; SEDCOLE, J.R. The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data synthesis. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.40, n.7, p.1878-1882, 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**, Oxford, v.37, n.10, p. 1785-1794, 2005.

KHOSA, M.K.; SIDHU, B.S.; AND BENBI, D.K. Effect of organic materials and rice cultivars on methane emission from rice field. **Journal Environmental Biology**, Amsterdam, v.31, n.3, p.281-285, 2010.

LAI, D.Y.F. Methane dynamics in northern peatlands: A review. **Pedosphere**, v.19, n.1, p.409-421, 2009.

LEMER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal Soil Biology**, Paris, v.37, n.1, p.25-50, 2001.

LI, W.Y.; XU, H.; CAI, Z.; YAGI, K. Effect of timing and duration of midseason aeration on CH₄ and N₂O emissions from irrigated lowland rice paddies in China. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Amsterdam, v.91, n.3, p.293–305, 2011.

LIEBIG, M.A.; MORGAN, J.A.; REEDER, J.D.; ELLERT, B.H.; GOLLANY, H.T.; SCHUMAN, G.E. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p.25-52, 2005.

LIMA, M. A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v.19, n.3, p. 451-472, 2002.

LIN, X.; WANG, S.; MA, X.; XU, G.; LUO, C.; LI, Y.; JIANG, G. & XIE, Z. Fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan plateau during summer grazing periods. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v.41, n.1, p.718-725, 2009.

LIU, S.; ZHANG, L.; JIANG, J.; CHEN, N.; YANG, X.; XIONG, Z.; ZOU, J. Methane and nitrous oxide emissions from rice seedling nurseries under flooding and moist irrigation regimes in Southeast China. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v.426, n.1, p.166-171, 2012.

LIU, S.; QIN, Y.; ZOU, J.; LIU, Q. Effects of water regime during rice growing season on annual direct N₂O emission in a paddy rice–winter wheat rotation system in Southeast China. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.15, n.4, p.906-913, 2009.

LIU, X.J.J.; MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; REULE, C.A.; ZHANG, F.S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v.39, n.9, p.2362-2370, 2007.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S.; DÍEZ, J.; HERNÁIZ, P.; ARCE, A.; GARCÍA-TORRES, L.; VALLEJO, A. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v.78, n.3, p.279-289, 2007.

MA, B.L.; WU, T.Y.; TREMBLAY, N.; DEEN, W.; MORRISON, M.J.; MCLAUGHLIN, N.B.; GREGORICH, E.G.; STEWART, G. Nitrous oxide fluxes from corn fields: on-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer. **Global Change Biology**, Oxford, v.16, n.1, p.156–170, 2009.

MA, K.; LU, Y. Regulation of microbial methane production and oxidation by intermitente drainage in rice field soil. **Microbiology Ecology**, New York, v.75, n.3, p.446-456, 2011.

MA, Y.; SUN, L.; ZHANG, X.; YANG, B.; WANG, J.; YIN, B.; YAN, X.; XIONG, Z. 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**, Berlin, v.49, n.6, p.627-635, 2013.

MAEDA, K.; HANAJIMA, D.; TOYODA, S.; YOSHIDA, N.; MORIOKA, R.; OSADA, T. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. **Microbial Biotechnology**, India, v.4, n.6, p.700-709, 2011.

MAEDA, K.; TOYODA, S.; HANAJIMA, D.; YOSHIDA, N. Denitrifiers in the surface zone are primarily responsible for the nitrous oxide emission of dairy manure compost. **Journal of Hazardous Materials**, v.248-249, n.1, p.329-336, 2013.

MALLA, G.; BHATIA, A.; PATHAK, H.; PRASAD, S.; JAIN, N.; SINGH, J.; KUMAR, V. Mitigating nitrous oxide and methane emissions from soil under rice–wheat system with nitrification inhibitors. **Chemosphere**, Amsterdam, v.58, n.2, p.141-147, 2005.

MARTINI L.F.D.; AVILA, L.A.; SOUTO, K.M.; CASSOL, G.V.; REFATTI, J.P.; MARCHESAN, E.; BARROS, C.A.P. Imazethapyr +

imazapic leaching in lowland soil as affected by rice irrigation management. **Planta Daninha**, Viçosa, v.29, n.1, p.185-193, 2011.

McSWINEY, C.P.; ROBERTSON, G.P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, n.10, p.1712-1719, 2005.

MCT, 2009. **Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Informações Gerais e Valores Preliminares, Brasília, 24 de novembro de 2009 (24 de novembro de 2009).

MEEHL, G.A.; STOCKER, T.F.; COLLINS, W. et al. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: SOLOMON, S. et al (Eds.). **Global Climate Projections**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p.747-845.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. **Agriculture Ecosystems and Environment**, New York, v.121, n.121, p.383-394, 2007.

MERINO, P.; ESTAVILLO, J.; BESGA, G.; PINTO, M.; GONZALEZ-MURUA, C. Nitrification and denitrification derived N₂O production from a grassland soil under application of DCD and Actilith F2. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v.60, n.1-3, p.9-14, 2001.

MEZZOMO, R.F. **Irrigação contínua e intermitente em arroz irrigado: uso de água, eficiência agrônômica e dissipação de imazethapyr, imazapic e fipronil**. 2009. 61f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MINAMIKAWA, K.; SAKAI, N.; The practical use of water management based on soil redox potential for decreasing methane emission from a paddy field in Japan. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, New York, v.91, n.3-4, 2006.

MKHABELA, M.S.; GORDON, R.; BURTON, D.; MADANI, A.; HART, W.; ELM, A. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilised with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. **Chemosphere**, Oxford, v.65, n.8, p.1381-1387, 2006.

MOIR, J.L.; CAMERON, K.C.; DI, H.J. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on soil mineral N, pasture yield, nutrient uptake and pasture quality in a grazed pasture system. **Soil Use and Management**, New York, v.23, n.2, p.111-120, 2007.

MOREIRA, F.M. de S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2.ed. atual. e ampl. Lavras: Ufla, 2006. 729p.

MORTELE, D. V. **Efluxo de metano em solo sob manejos de irrigação e cultivares de arroz irrigado**. 2011. 135f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

MOSIER, A.R. **Chamber and isotope techniques**. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.175-187.

MOSIER, A.R.; SCHIMMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous-oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v.350, p.330-332, 1991.

MOSIER, A.R.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, 6, p. 11–49, 2004.

MÜLLER, C.; STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J.; JÄGER, H.J. Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.36, n.3, p.453-461, 2004.

NASER, H.M.; NAGATA, O.; TAMURA, S.; HATANO, R. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw

application in central Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.53, n.1, p.95-101, 2007.

NETO, M.S.; PICCOLO, M.C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, n.1, p.63-76, 2011.

NEUE, H.U. Fluxes of methane from rice fields and potential for mitigation. **Soil Use Management**, New York, v.13, n.4, p.258-267, 1997.

OMONODE, R.A.; VYN, T.J.; SMITH, D.R.; HEGYMEGI, P.; GÁL, A. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn–soybean rotations. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.95, n.1-2, p.182-195, 2007.

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

PLAZA-BONILLA, D.; MARTÍNEZ, C.C.; FUENTES, A.C. Soil management effects on greenhouse gases production at the macroaggregate. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.68, n.1, p.471-481, 2014.

PONNAMPERUMA, F. N. The chemical of submerged soils. **Advances in Agronomy**. New York, v.24, n.1, p. 29-96. 1972.

RAJBANSHI, S. S.; BENCKISER, G.; OTTOW, J. C. G. Effects of concentration, incubation temperature, and repeated applications on degradation kinetics of dicyandiamide (DCD) in model experiments with a silt loam soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.13, n.2, p.61-64, 1992.

REES, R.M.; BALL, B.C. Soils and nitrous oxide research. **Soil Use and Management**, New York, v.26, n.2, p.193-195, 2010.

ROBERTSON, G.P.; PAUL, E.A.; HARWOOD, R.R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, v.289, n.5486, p.1922-1925, 2000.

ROCHETTE, P.; Eric van Bochove.; Danielle Prévost.; Denis A. Angers; Denis C o ^ té.; Normand Bertrand. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1396-1403, 2000.

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.101, n.1-2, p.97-100, 2008.

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

ROCHETTE, P.; WORTH, D.E.; LEMKE, R.L.; MCCONKEY, B.G.; PENNOCK, D.J.; WAGNER-RIDDLE, C.; DESJARDINS, R.L. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada: I. Development of a country-specific methodology. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.88, n.5, p.641-654, 2008.

RODHE, L.K.K.; ABUBAKER, J.; ASCUE, J.; PELL.; NORDBERG, A. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. **Biosystems Engineering**, Oxford, v.113, n.4, p.379-394, 2012

SAGGAR, S.; TATE, K.R.; GILTRAP, D.L.; SINGH, J. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant and Soil**, Oxford, v.309, n.1-2, p.25-42, 2008.

SATPATHY, S.N.; RATH, A.K.; RAMAKRISHNAN, B.; RAO, V.R.; ADHYA, T.K.; SETHUNATHAN, N. Diurnal variation in methane efflux at different growth stages of tropical rice. **Plant and Soil**, Oxford, v.195, n.2, p.267-271, 1997.

SANCHIS, E.; FERRER, M.; TORRES, A.G.; LÓPEZ, M.C.; CALVET, S. Effect of Water and Straw Management Practices on Methane Emissions from Rice Fields: A Review. **Environmental Engineering Science**, v.29, n.12, p.1053-1062, 2012.

SANTOS, A. B.; FAGERIA, N. K.; STONE, L. F.; SANTOS, C. Manejo de água e de fertilizante potássico na cultura de arroz irrigado. **Pesquisa agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n.1, p.565-573, 1999.

SCHIRMANN, J. **Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo**. Santa Maria: UFSM, 2012. 64p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.37, n.1, p.271-280, 2013.

SEY, B.K.; WHALEN, J.K.; GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; CUE, R.I. Carbon dioxide and nitrous oxide content in soils under corn and soybean. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, n.4, p.931-938, 2008.

SHEEHY, J.; SIX, J.; ALAKUKKU, L.; REGINA, K. Fluxes of nitrous oxide in tilled and no-tilled boreal arable soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v.1, p.190-199, 2013.

SIGNOR, D.; CERRI, C.E.P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Bragantia, v.43, n.3, p. 322-338, 2013.

SILVA, L.S.; GRIEBELER, G.; MOTERLE, D.F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n.1, 473-481, 2011.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; GILTRAP, D.L.; BOLAN, N.S. Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass—an incubation study. **Soil Research**, Oxford, v.46, n.7, p.517-525, 2008.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; BOLAN, N.S.; ZAMAN, M. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. **Developments in Soil Science**, Madison, v.32, cap. 15, 2008.

SIX, J.; OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; CONANT, R.T.; MOSIER, A.R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, n.2, p.155-160, 2004.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil**, Oxford, v.54, n.4, p.779-791, 2003.

SMITH, K.A.; CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. **Soil Use and Management**, New York, v.20, n.2, p.255-263, 2004.

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E.; BALL, B.C.; BAKKEN, L.R.; SITAULA, B.K.; HANSEN, S.; BRUMME, R.; BORKEN, W.; CHRISTENSEN, S.; PRIEMÉ, A.; FOWLER, D.; MACDONALD, J.A.; SKIBA, U.; KLEMEDTSSON, L.; KASIMIR-KLEMEDTSSON, A.; DEGÓRSKA, A.; ORLANSKI, P. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. **Global Change Biology**, Oxford, v.6, n.7, p.791-803, 2000.

SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L.; FIXEN, P.E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture Ecosystems. Environment**, New York, v.133, n.3-4, p.247-266, 2009.

SOSBAI. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. In: REUNIÃO TÉCNICA DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 28. 2010, Bento Gonçalves. Cachoeirinha: SOSBAI, 2010. 188p.

STONE, L.F. Eficiência do uso da água na cultura do arroz irrigado. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2005. 48p.

STÜKER, F. **Dicianodiamida (DCD) como inibidor da nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suíno do solo.** Santa Maria: UFSM, 2010. 77p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

SUBBARAO, G.V.; ITO, O.; SAHRAWAT, K.L.; BERRY, W.L.; NAKAHARA, K.; ISHIKAWA, T.; WATANABE, T.; SUENAGA, K.; RONDON, M.; RAO, I.M. 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.

TAO, X.; MATSUNAKA, T.; SAWAMOTO, T. Dicyandiamide application plus incorporation into soil reduces N₂O and NH₃ emissions from anaerobically digested cattle slurry. **Australian Journal Experimental Agriculture**, Philadelphia, v.48, n.2, p.169-174, 2008.

THANGARAJAN, R.; BOLAN N.S.; TIAG, G.; NAIDU, R.; KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v.465, p.72-96, 2013.

THOMSEN, I, K.; PEDERSEN, A.R.; NYORD, T.; PEERSEN, S.O. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, New York, v.136, n.3-4, p. 227-235, 2010.

THOMSON, A.J.; GIANNOPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E.M.; RICHARDSON, D.J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of The Royal**

Society Biological Sciences, Amsterdam, v.367, n.1593, p.1157- 1168, 2012.

TOESCHER, C.F.; RIGHES, A.A.; CARLESSO, R. Volume de água aplicada e produtividade do arroz sob diferentes métodos de irrigação. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**, Poto Alegre, v.4, n.1, p.75-79, 1997.

TOPP, E.; PATTEY, E. Soils as sources and sinks of atmospheric methane. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.77, n.1, p.167-178, 1997.

TOWPRAYOON, S.; SMAKGAHN, K.; POONKAEW, S. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. **Chemosphere**, Oxford, v.59, n.11, p.1547–1556, 2005.

UCHIDA, Y.; CLOUGH, T.; KELLIHER, F.; HUNT, J.; SHERLOCK, R. Effects of bovine urine, plants and temperature on N₂O and CO₂ emissions from a sub-tropical soil. **Plant Soil**, Oxford, v.345, n.1-2, p.171-186, 2011.

USSIRI, D.A.N.; LAL, R.; JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.104, n.2, p.247–253, 2009.

VALLEJO, A.; DIEZ, J.A.; LÓPEZ-VALDIVIA, L.M.; GASEO, A.; JIMÉNEZ, C. Nitrous oxide emission and denitrification nitrogen losses from soils treated with isobutylenediurea and urea plus dicyandiamide. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.34, n.1, p. 248-257, 2001.

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

VALLEJO, A.; SKIBA, U.M.; GARCIA-TORRES, L.; ARCE, A.; LOPEZ-FERNANDEZ, S.; SANCHEZ-MARTIN, L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v.38, n.9, p.2782-2793, 2006.

van GROENIGEN, J.W.; KASPER, G.J.; VELTHOF, G.L.; DASSELAAR, A. van DEN POL-VAN.; KUIKMAN, P.J. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. **Plant Soil**, Oxford, v.263, n.1, p.100-111, 2004.

van KESSEL, C.; VENTEREA, R.; SIX, J.; ADVIENTO-BORBE, M.A.; LINQUIST, B.; VAN GROENIGEN, K.J. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v.19, n.1, p.33-44, 2013.

VENTEREA, T.; BURGER, M.; KURT, A.; SPOKAS, J. Nitrogen Oxide and Methane Emissions under Varying Tillage and Fertilizer Management. **Journal Environmental of Quality**, Madison, v.34, n.5, p.1467-1477, 2005.

WANG, Y.; HU, C.; ZHU, B.; XIANG, H.; HE, X. Effects of wheat straw application on methane and nitrous oxide emissions from purplish paddy fields. **Plant, Soil and Environment**. New York, v.56, n.1, p.16-22, 2010.

WANG, M.; LI, J. CH₄ emission and oxidation in Chinese rice paddies. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Amsterdam, v.64, n.1-2, 43-65, 2002.

WATANABE, A.; YAMADA, H.; KIMURA, M. Analysis of temperature effects on seasonal and interannual variation in CH₄ emission from rice-planted pots. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.105, n. 1-2, p.439-443, 2005.

WILLISON, T.W.; GOULDING, K.W.T.; POWLSON, D.S. Effect of land-use change and methane mixing ratio on methane uptake from United Kingdom soil. **Global Change Biology**, Oxford, v.1, n.3, p.209-212, 1995.

WEI, X.R.; HAO, M.D.; XUE, X.H.; SHI, P.; HORTON, R.; WANG, A.; ZANG, Y.F. Nitrous oxide emission from highland winter wheat field after long-term fertilization. **Biogeosciences**, Göttingen, v.7, n.3, p.3301-3310, 2010.

WERTZ, S.; GOYER, C.; ZEBARTH, B.J.; BURTON, D.L.; TATTI, E.; CHANTIGNY, M.H.; FILION, M. Effects of temperatures near the

freezing point on N₂O emissions, denitrification and on the abundance and structure of nitrifying and denitrifying soil communities. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v.83, n.1, p.242-254, 2013.

XU, H.; CAI, Z.C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production and oxidation. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.67, n.4, p.1147, 2003.

YAN, X.; YAGI, K.; AKIYAMA, H.; AKIMOTO, H. Statistical analysis of major variables controlling methane emission from rice fields. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, n.1, p.1131-1141, 2005.

YAN X.Y, AKIYAMA H, YAGI K, AKIMOTO H. Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.23, n.2, 2009.

ZACHREL, B.; AMBERGER, A. M. Effect of the nitrification inhibitors dicyandiamide, nitrapyrin and thiourea on *Nitrosomonas europaea*. **Fertility Research**, Oxford, v.22, n.1, p. 37- 44, 1990.

ZANATTA, J.A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. Porto Alegre: UFGRS, 2009. 93p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; VIEIRA, F.C.B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.5, p. 5, p.1653-1665, 2010.

ZHANG, G.; ZHANG, X.; MA, J.; XU, H.; CAI, Z. Effect of drainage in the fallow season on reduction of CH₄ production and emission from permanently flooded rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v.89, n.1, p.81-91, 2001.

ZHENG, X.; WANG, M.; WANG, Y.; SHEN, R.; GOU, J.; LI, J.; J. JIN.; LI, L. Characters of greenhouse gas (N₂O, NO, CH₄) emissions from

croplands of Southeast China. **World Resource Review**, v.11, p.229–246, 1999.

ZOU, J.; HUANG, Y.; ZONG, L.; ZHENG, X.; WANG, Y. Field study on CO₂, CH₄ and N₂O emissions from rice paddy and impact factors (in Chinese). **Acta Scientiae Circumstantiae**, China, v.23, p.758–764. 2003.

ZOU, J.Y.; HUANG, J.; JIANG, J.; ZHENG, X.; SASS, R.L. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.19, n.2, p.1-9, 2005.

ZOU, J.Y.; HUANG, Y.; ZHENG, X.; WANG, Y. Quantifying direct N₂O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: dependence on water regime. **Atmospheric Environment**, Oxford, v.41, n.37, p.8030-8042, 2007.