

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMISSÃO E BALANÇO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM ARGISSOLO
SUBTROPICAL SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS**

**Emanuelle Cavazini Magiero
(Tese)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMIÇÃO E BALANÇO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM ARGISSOLO
SUBTROPICAL SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS**

EMANUELLE CAVAZINI MAGIERO
Engenheira-Agrônoma (UTFPR)
M. Sc. Agronomia (UTFPR)

Tese apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Doutora em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Dezembro de 2013

CIP - Catalogação na Publicação

Cavazini Magiero, Emanuelle
EMISSÃO E BALANÇO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM
ARGISSOLO SUBTROPICAL SOB INTEGRAÇÃO LAVOURAPECUÁRIA
COM OVINOS / Emanuelle Cavazini Magiero. -- 2013.
106 f.

Orientador: Cimélio Bayer.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2013.

1. Gases do efeito estufa. 2. Integração Lavoura-
Pecuária. 3. Diferentes manejos. I. Bayer, Cimélio,
orient. II. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

EMANUELLE CAVAZINI MAGIERO
Engenheira Agrônoma - UTFPR
Mestre em Agronomia - UTFPR

TESE

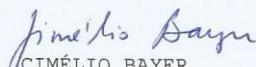
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

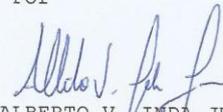
DOCTORA EM CIÊNCIA DO SOLO

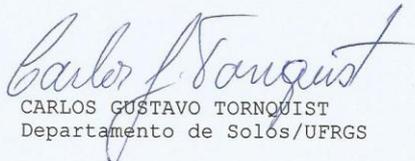
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre(RS), Brasil

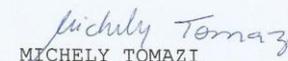
Aprovado em: 13.12.2013
Pela Banca Examinadora

Homologado em: 04.04.2014
Por

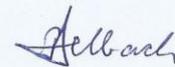

CIMÉLIO BAYER
Orientador-PPG Ciência do Solo


ALBERTO V. INDA JUNIOR
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo


CARLOS GUSTAVO TORNOQUIST
Departamento de Solos/UFRGS


MICHELY TOMAZI
Embrapa Agropecuária Oeste


JEFFERSON DIECKOW
UFRR


PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade de
Agronomia

“A ciência nunca resolve um problema sem criar pelo menos outros dez”
(George Bernard Shaw)

*“Por vezes, sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água
no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”*
(Madre Teresa de Calcuta)

**Aos meus queridos pais,
Cleodi Antoninho e Maria Rita, dedico.**

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, proteção e pela oportunidade. "Ambas, a religião e a ciência da natureza envolvem, em seu exercício, a afirmação de Deus" (Max Plank).

Ao Professor Dr. Cimélio Bayer pela acolhida no PPG em Ciência do Solo, dedicação e paciência na orientação.

À Michely Tomazi, pela amizade, convivência e por me guiar desde o início deste trabalho, principalmente durante os períodos de maior dificuldade, me ensinando o real sentido da palavra PESQUISA.

À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo ensino público, gratuito e de qualidade. Em especial, aos professores do PPG em Ciência do Solo, pelos ensinamentos.

Aos funcionários do Departamento de Solos e do PPG em Ciência do Solo: Jader Amaro, Paulo Ricardo da Luz, Luiz Antonio da Silveira (Tonho), Adão dos Santos (Adãozinho) e José da Silva (Tio Zé) pela disponibilidade e colaboração no desenvolvimento deste trabalho. E também aos funcionários da EEA da UFRGS.

Aos colegas e ex-colegas do PPG em Ciência do Solo, em especial aos do grupo de manejo: Renan, Ricardo, Genuir, Luis, Luisa, Fernando, Daniela, Tiago, Estefânia, Graciele, Denice, Otávio, Lucia, Daiane, Carla, Cecília, Juliana, Natália e Mirla, com os quais tive a oportunidade de conviver durante o período de doutorado, compartilhando ideias e recebendo apoio durante esta jornada.

Aos bolsistas de iniciação científica: Nilo, Rafael, Arthur e Pedro, pela cooperação com as análises laboratoriais e as coletas de campo.

Às colegas Joice Assmann e Tatiane Bagatini, pelo apoio, convivência e às conversas intermináveis, principalmente no período em que dividimos a mesma residência.

Ao professor Dr. Paulo Carvalho pela parceria na utilização do experimento de ILP na EEA para a coleta dos dados apresentados neste trabalho. E a toda sua equipe, em especial a Glaucia, Armindo, Diego e Jean, pelo auxílio imprescindível ao desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais, Cleodi Antoninho e Maria Rita, pelos incansáveis esforços e pelas dificuldades que passaram para que tornasse realidade o meu e mais do que tudo, o deles: o sonho do “carimbo” com o título de engenheira, mestre e doutora. A eles, que me ensinaram desde pequena o “gosto pela terra”, e a liberdade quando criança de brincar na terra, e permitir que um instrumento de trabalho fosse o primeiro veículo no qual eu aprendi a dirigir: um trator. Faltam-me palavras para expressar minha gratidão.

À minha irmã, Juanna Maria, que mesmo na “imaturidade” das fases da vida, compreende que a Mana está em Porto Alegre para estudar.

Ao meu querido, Rafael, por me suportar em todos os momentos e dificuldades. Obrigada pela paciência e incentivo e principalmente pelo carinho. Valeu a pena por todo sofrimento, todas as renúncias. Esta vitória é muito mais do que minha!

Aos colegas de trabalho do Núcleo de Agroecologia: Agda, Armando, Biane, Helen, Sabrina e ao diretor do Departamento da Agricultura Familiar, da Secretaria de Desenvolvimento Rural, Pesca e Cooperativismo (SDR-RS), José Batista. E a todos aos demais colegas da SDR pelo apoio.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para entendermos a ação antrópica em uma das áreas da agronomia, a produção de alimentos em sistemas de ILP, e algumas das consequências na vida do planeta!

EMIÇÃO E BALANÇO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM ARGISSOLO SUBTROPICAL SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS¹

Autor: Eng. Agr. Emanuelle Cavazini Magiero

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

Sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP), quando manejados com carga animal adequada, podem ser uma importante estratégia mitigadora das emissões de gases de efeito estufa (GEE). Dois estudos foram realizados em experimento de longa duração (sete anos) sobre Argissolo Vermelho, em condições subtropicais na Depressão Central do Rio Grande do Sul e tiveram por objetivo avaliar o potencial de sistemas de ILP, com diferentes métodos e intensidades de pastejo, em mitigar as emissões de gases do efeito estufa. No Estudo I, avaliou-se os fatores de emissão de N₂O (FE, N-N₂O emitido como % do N aplicado) de urina e esterco de ovinos e da ureia aplicados em pastagem de azevém, além do efeito da utilização de inibidores da urease e nitrificação sob as emissões de N₂O provenientes da urina. No Estudo II, foi avaliado o balanço das emissões dos GEE (PAG) no sistema de ILP sob dois métodos e duas intensidades de pastejo. Amostras de ar foram coletadas em câmaras estáticas e a concentração de N₂O e CH₄ determinadas por cromatografia gasosa. Os teores de nitrogênio mineral e a porosidade do solo preenchida por água foram monitorados durante os períodos de avaliação. Quanto ao Estudo I, o maior FE foi obtido com aplicação de ureia (0,38%), seguida da urina (0,34%) e das fezes (0,07%) de ovinos, sendo estes aproximadamente três vezes inferiores aos limites recomendados no default do IPCC (2006) para urina e ureia e aproximadamente 14 vezes inferior no caso das fezes. A utilização de inibidores da urease e da nitrificação reduziram o FE em relação à mesma dose de urina sem o inibidor, indicando este como uma possível alternativa na mitigação da emissão de N₂O quando em sistemas sob pastejo com ovinos. No Estudo II, sistemas sem pastejo apresentaram os menores valores de PAG (721,8 kg C-CO_{2eq} ha⁻¹ ano⁻¹), quando comparado a sistema com pastejo, independente da carga animal utilizada (1514,3 kg C-CO_{2eq} ha⁻¹ ano⁻¹). O CH₄ proveniente da fermentação entérica foi o principal parâmetro que contribuiu para as maiores emissões de GEE, seguido dos custos em CO₂ das atividades agrícolas/insumos e das emissões de N₂O do solo. As emissões de CH₄ e N₂O apresentaram relação com o aumento da PPA do solo, indicando a desnitrificação como o principal processo de produção de N₂O do solo.

¹Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (106 p.) Dezembro, 2013. Trabalho realizado com apoio financeiro da Capes.

SOIL GREENHOUSE GASES EMISSIONS AND BALANCE IN UNDER SUBTROPICAL ULTISOL IN CROP-LIVESTOCK SYSTEM WITH SHEEP²

Author: Eng. Agr. Emanuelle Cavazini Magiero

Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

Integrated crop-livestock system (ILP), when handled with proper stocking rates, may be an important strategy in mitigating emissions of greenhouse gases (GHG). Two studies were conducted in a long-term experiment (seven years) in an Ultisol in subtropical conditions in the Central Depression of Rio Grande do Sul and aimed to evaluate the potential of ILP systems, with different methods and intensities of grazing, to mitigate emissions of greenhouse gases. In Study I, we evaluated the emission factors of N₂O (EF, N₂O - N emitted as % of N applied) of urine and sheep manure and urea applied in ryegrass, and the effect of the use of inhibitors urease and nitrification under N₂O emissions from urine. In Study II evaluated the balance of greenhouse gas emissions (GWP) of the ILP system with two methods and two grazing intensities. Air samples were collected in static chambers and the concentration of N₂O and CH₄ was determined by gas chromatography. The content of mineral nitrogen and water-filled pore space (WFPS) were monitored during the evaluation periods. As for the Study I, the major EF was obtained with the application of urea (0,34%), followed by urine (0,38%) and the feces (0,07%) of sheep, which were approximately three times less than the limits recommended in the IPCC default (2006) for urine and urea and about 14 times lower in the case of feces. The use of urease and nitrification inhibitors reduced the EF for the same dose of urine without the inhibitor, indicating this as a possible alternative in mitigating N₂O emissions when in systems with grazing sheep. In Study II, no grazing systems had the lowest GWP (721,8 kg C-CO_{2eq} ha⁻¹ yr⁻¹) compared with the grazing system, independent of stocking rate (1514,3 kg C-CO_{2eq} ha⁻¹ year⁻¹). The CH₄ from enteric fermentation was the main parameter that contributed to higher GHG emissions, followed by CO₂ costs in agricultural activities/inputs and N₂O emissions from the soil. The CH₄ and N₂O emissions were related with the increase of WFPS of the soil, indicating the denitrification as the main process of producing N₂O.

² Doctoral thesis in Soil Science - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (106 p.) December, 2013. This work had financial support from CAPES-Brazil.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 4 |
| 2.1 A atividade antrópica e o aquecimento global..... | 4 |
| 2.2 A agropecuária brasileira e gaúcha e as emissões de GEE | 6 |
| 2.3 Emissões de GEE | 6 |
| 2.3.1 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas | 7 |
| 2.3.1.1 Fator de emissão do óxido nitroso no sistema ILP..... | 9 |
| 2.3.1.2 Inibidores da urease e da nitrificação..... | 10 |
| 2.3.2 Emissões/absorção de metano em solos agrícolas e emissão de metano por ruminantes | 11 |
| 2.3.3 O sistema de integração lavoura-pecuária..... | 14 |
| 2.3.4 Potencial de aquecimento global do sistema | 18 |
| 3. HIPÓTESES GERAIS | 22 |
| 4. OBJETIVOS GERAIS..... | 23 |
| 5. ESTUDO I..... | 22 |
| 5.1 Resumo..... | 22 |
| 5.2 Introdução | 23 |
| 5.2.1 Objetivos específicos | 24 |
| 5.2.2 Hipóteses específicas | 25 |
| 5.3 Material e métodos | 25 |
| 5.3.1 Localização e caracterização da área experimental | 25 |
| 5.3.2 Caracterização dos experimentos..... | 26 |
| 5.3.3 Coleta de ar e análise de N ₂ O..... | 27 |
| 5.3.4 Coleta de solo e análise..... | 29 |
| 5.3.5 Condições meteorológicas..... | 30 |
| 5.3.6 Cálculo dos fatores de emissão e estimativa da emissão de N ₂ O na fase pecuária em sistema de ILP..... | 30 |
| 5.3.7 Análise estatística | 31 |
| 5.4 Resultados e discussão | 31 |
| 5.4.1 Estudo dos fatores de emissão no ano de 2009 | 31 |
| 5.4.1.1 Fluxos de N ₂ O e variáveis de solo | 31 |
| 5.4.1.2 Emissão acumulada de N ₂ O | 36 |
| 5.4.2 Estudo dos fatores de emissão no ano de 2010 | 37 |
| 5.4.2.1 Fluxos de N ₂ O e variáveis de solo | 37 |
| 5.4.3 Emissão acumulada de N ₂ O | 51 |
| 5.5 Cálculo dos FE de N ₂ O para os estudos de 2009 e 2010..... | 52 |
| 5.6 Estimativa da emissão de N ₂ O na fase pecuária do sistema de ILP..... | 55 |

| | |
|---|-----------|
| 6. ESTUDO II | 58 |
| 6.1 Resumo..... | 58 |
| 6.2 Introdução..... | 59 |
| 6.2.1 Objetivos específicos | 61 |
| 6.2.2 Hipótese específica..... | 61 |
| 6.3 Material e métodos | 62 |
| 6.3.1 Localização e caracterização da área experimental | 62 |
| 6.3.2 Períodos e tratamentos avaliados..... | 64 |
| 6.3.3 Coleta de ar e análise dos gases..... | 65 |
| 6.3.4 Avaliação das variáveis de solo | 67 |
| 6.3.4.1 Densidade do solo | 67 |
| 6.3.4.2 Porosidade do solo preenchida por água (PPA) | 68 |
| 6.3.4.3 N mineral do solo | 68 |
| 6.3.5 Balanço de gases do efeito estufa do sistema | 68 |
| 6.3.6 Condições meteorológicas..... | 70 |
| 6.3.7 Análise estatística | 70 |
| 6.4 Resultados e discussão | 71 |
| 6.4.1 Emissão de N ₂ O e variáveis de solo..... | 71 |
| 6.4.2 Emissão de CH ₄ do solo e variáveis controladoras..... | 79 |
| 6.4.3 Balanço de gases do efeito estufa do sistema | 82 |
| 6.4.4 Intensidade das emissões de gases de efeito estufa..... | 85 |
| 6.5 Emissão de N ₂ O na fase pecuária do sistema de ILP: cálculo a partir da utilização dos fatores de emissão e emissões reais mensuradas a campo | 87 |
| 6.6 Conclusões | 88 |
| 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS | 89 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 91 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Análise de regressão simples e múltiplas para a variável dependente N_2O em função do $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ no solo. | 34 |
| Tabela 2. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente N_2O em função do $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ no solo. | 47 |
| Tabela 3. Emissão acumulada e fatores de emissão (FE) de N_2O proveniente de excretas de ovinos no estudo realizado em 2009. | 52 |
| Tabela 4. Emissão acumulada e fatores de emissão (FE) de N_2O com e sem a volatilização da NH_3^+ , proveniente da ureia e de excretas de ovinos no estudo realizado em 2010. | 53 |
| Tabela 5. Fatores de emissão (FE) de N_2O proveniente de excretas de ovinos e ureia nos estudos realizados em 2009 e 2010, considerando a volatilização do $N-NH_3^+$ | 54 |
| Tabela 6. Estimativa dos custos em carbono equivalente (C-CO ₂) das operações e insumos nos anos agrícolas 2009/10 e 2010/11. | 69 |
| Tabela 7. Condições climáticas durante os anos agrícolas 2009/10 e 2010/11. | 70 |
| Tabela 8. Balanço de gases do efeito estufa parcial médio (PAG), em um Argissolo Vermelho em sistemas de manejo e intensidades de pastejo. | 83 |
| Tabela 9. Produtividade de proteína, balanço de gases do efeito estufa médio (PAG) e intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE) em sistemas de ILP com carga moderada e baixa e sistema sem pastejo. | 86 |

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Variáveis meteorológicas (A) e fluxos diários de N-N₂O do solo (B) em um Argissolo Vermelho sob pastagem de azevém influenciados pela aplicação de fezes e diferentes doses de urina de ovinos, no Sul do Brasil.....32
- Figura 2. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e a emissão diária de N-N₂O, influenciada pela aplicação de fezes e doses de urina de ovinos.33
- Figura 3. Teores de NH₄⁺ (A), NO₃⁻ (B) e porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) após a aplicação de fezes e diferentes doses de urina de ovinos.....35
- Figura 4. Emissão acumulada de N-N₂O em função do N aplicado via urina/fezes.....36
- Figura 5. Variáveis meteorológicas (A1 e A2) e fluxos diário de N-N₂O do solo após a primeira (B1) e a segunda aplicação (B2) de ureia, fezes e doses crescentes de urina de ovinos e urina com inibidor da urease e da nitrificação.....39
- Figura 6. Porosidade do solo preenchida por água (PPA), teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ após a primeira (A1, A2 e A3) e segunda (B1, B2 e B3) aplicação de ureia, fezes e doses crescentes de urina e urina com inibidor da urease e da nitrificação.....41
- Figura 7. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de N-N₂O, influenciada pela aplicação de ureia, esterco e doses crescentes de urina de ovinos e urina com inibidor da urease e da nitrificação, após a primeira (A) e segunda aplicação dos tratamentos (B).42
- Figura 8. Emissão acumulada de N-N₂O após a primeira (A) e segunda aplicação (B) do N via ureia/urina/fezes. As barras verticais representam o erro padrão da média.....51
- Figura 9. Emissão acumulada de N₂O na fase pastagem (90 dias) proveniente do solo, da ureia, da urina e das fezes de ovinos sob baixa e moderada intensidades de pastejo, num sistema de integração lavoura-pecuária, no Sul do Brasil.57
- Figura 10. Croqui da área experimental e disposição dos poteiros (unidades experimentais) nos tratamentos lotação contínua baixa (CB), lotação contínua moderada (CM), lotação rotacionada baixa (RB) e lotação rotacionada moderada (RM).63
- Figura 11. Câmaras utilizadas para a coleta de gases.66
- Figura 12. Precipitação e temperatura (A), fluxos de N-N₂O (B), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) e teores de NO₃⁻ (D) e NH₄⁺ (E) em um Argissolo Vermelho no ano agrícola 2009/10, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo72
- Figura 13. Precipitação e temperatura (A), fluxos de N-N₂O (B), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) e teores de NO₃⁻ (D) e NH₄⁺ (E) em um Argissolo Vermelho na safra 2010/11, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo.....73

| | |
|--|----|
| Figura 14. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de N-N ₂ O influenciados pelo método e intensidade de pastejo nos dois anos agrícolas avaliados. | 76 |
| Figura 15. Emissão média acumulada de N ₂ O e C equivalente respectivo, no ano agrícola 2009/10 (A), 2010/11 (B) e a média do período de estudo (C) | 78 |
| Figura 16. Fluxos diários de C-CH ₄ (A), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (B) e teores de NH ₄ ⁺ (C) em um Argissolo Vermelho na safra 2009/10, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo | 79 |
| Figura 17. Fluxos diários de C-CH ₄ (A), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (B) e teores de NH ₄ ⁺ (C) em um Argissolo Vermelho na safra 2010/11, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo | 80 |
| Figura 18. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de C-CH ₄ influenciada pelo método e intensidade de pastejo nas duas safras avaliadas. | 81 |
| Figura 19. Absorção média acumulada de CH ₄ e valores de C equivalente respectivo, no ano agrícola 2009/10 (A), 2010/11 (B) e a média do período de estudo (C). | 81 |
| Figura 20. Balanço de gases do efeito estufa (PAG) dos sistemas de manejo e intensidades de pastejo (anos 2009 a 2010), considerando a presença e ausência de animais na fase pastagem. | 85 |
| Figura 21. Emissão observada e estimada de N ₂ O na fase pastagem (anos 2009 a 2011) sob baixa e moderada intensidades de pastejo, num sistema de integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil..... | 88 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

Tem sido crescente a preocupação mundial com a emissão dos gases traços, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) que são os principais responsáveis pelas mudanças do clima no planeta. Os seres humanos sempre influenciaram o ambiente, mas as ações antrópicas após a Revolução Industrial fizeram com que aumentasse rapidamente a concentração destes gases na atmosfera. Estima-se um aumento médio de 3 °C na temperatura global até o ano de 2100, devido ao aumento das concentrações destes gases, a taxas anuais de 0,5% para o CO_2 , 0,8% para o CH_4 e 1% para o N_2O (IPCC, 2007).

A agricultura e pecuária são responsáveis por cerca de 90% das emissões de óxido nitroso (N_2O) e 70% do metano (CH_4) no Brasil, enquanto que 75% das emissões totais de dióxido de C (CO_2) são referentes às mudanças no uso da terra (MCT, 2010). Neste sentido, a agricultura está cada vez mais preocupada e, ao mesmo tempo comprometida, com os problemas do aquecimento global e suas consequências. A partir do início deste século, o governo brasileiro lançou uma série de ações visando à mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) com destaque para o setor agrícola, como o Programa de Mudanças do Clima, que enfoca principalmente a redução das taxas de desmatamento da floresta amazônica, e o Programa Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, que oferece fundos com juros subsidiados para agricultores que utilizem práticas agrícolas como plantio direto, integração lavoura-pecuária, recuperação de pastagens degradadas e florestamento (Ministério da Agricultura, 2010).

Por possuir papel de destaque no setor agrícola nacional, como uma das maiores regiões produtoras de grãos, a região Sul do Brasil tem papel fundamental na obtenção de alternativas para mitigação dos GEE. Sendo assim, a utilização de manejos conservacionistas baseado em menor revolvimento do solo e rotação de culturas com elevado aporte de material orgânico, podem ser uma estratégia para aumentar os estoques de C e N no solo e reduzir as emissões de GEE para a atmosfera (Alcade, 2011; Oliveros, 2011).

Neste sentido, o sistema de integração lavoura-pecuária, aliado ao sistema plantio direto e o correto manejo de plantas e animais, além de ser uma alternativa à produção de alimentos e fibras (Nabinger, 1997), podem mitigar os GEE quando comparado aos outros sistemas comumente utilizados na agricultura. As emissões de N_2O e CH_4 merecem destaque no balanço de GEE em sistemas integrados, pois estes gases apresentam um potencial de aquecimento 298 e 25 vezes superior ao do CO_2 , respectivamente (IPCC, 2007). Em adição, aproximadamente 40% das emissões de N_2O no país é proveniente da criação de animais em pastejo (MCT, 2010), em função da urina e fezes depositadas, que são as principais fontes de N relacionadas às emissões de N_2O na fase pastagem de sistemas de produção integrada (de Klein et al., 2003; Maljanen et al., 2007; Luo et al., 2008, 2010). Além do N_2O , mais de 60% do total do CH_4 emitido no Brasil, é proveniente da fermentação entérica de ruminantes, fato que merece destaque e ressalta a importância de alternativas na mitigação do CH_4 proveniente da fermentação entérica.

A maioria dos estudos realizados de emissão de GEE em solos sob pastagem, se concentram na Nova Zelândia, em condições de clima, solo, manejo e sistema de pastejo distintos em alguns aspectos da realidade brasileira. No Brasil, no entanto, estudos para quantificar as emissões de N_2O e CH_4 no sistema de ILP, o potencial de mitigação aquecimento global e os fatores de emissão do N proveniente de excretas e adubação nitrogenada são escassos.

Verifica-se diante do exposto que os sistemas de ILP apresentam particularidades importantes em comparação ao sistema de lavoura contínua, o que pode afetar a emissão ou mitigação de GEE, pois a interação entre os componentes animal, as pastagens e as culturas anuais afetam as

características químicas, físicas e biológicas do solo e do animal. Aliado a isso, as condições climáticas do Sul do Brasil, caracterizada por invernos chuvosos pode alterar a dinâmica do C e N no solo. Desta forma, o entendimento do comportamento de sistemas de ILP quanto à emissão de GEE específicas de solo e clima, é de suma importância no conhecimento do potencial de mitigação desses gases.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A atividade antrópica e o aquecimento global

O termo aquecimento global refere-se à intensificação do efeito estufa natural, devido às mudanças induzidas por ações antropogênicas no sistema terra-atmosfera (Lal et al., 1995). O efeito estufa natural é um fenômeno que ocorre naturalmente na Terra, sendo responsável por manter a temperatura do planeta adequada para o surgimento e manutenção da vida. Se não houvesse este efeito estufa, a temperatura na superfície terrestre seria em média 33 °C mais fria (Valverde et al., 2004).

A atmosfera terrestre é constituída principalmente de nitrogênio (N₂: 78,1% do volume), oxigênio (O₂: 20,9% do volume) e argônio (Ar: 0,93% do volume), gases estes que apresentam pequena interação com a radiação emitida pelo Sol e não interagem com a radiação infravermelha emitida pela Terra (Machado, 2005). Por outro lado, os gases traço ou gases do efeito estufa, como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) são os responsáveis por absorvem e emitirem radiação infravermelha, o que gera o aumento da temperatura próximo a superfície da Terra, mantendo-a entre 15 e 18 °C (Baird, 2002), tendo papel fundamental no balanço energético da Terra. Deve-se ressaltar que, o vapor de água presente na atmosfera terrestre é responsável por 80% do efeito estufa natural e os 20% restantes são devidos gases traços, que mesmo em pequenas concentrações, contribuem significativamente para o efeito estufa (Smith et al., 2003).

A atividade antrópica, principalmente após o início da Revolução Industrial, em meados do século XVIII, gerou impactos em escalas continentais e até mesmo globais (Baede et al., 2001), causando o rápido aumento da concentração dos GEE (IPCC, 2007), impactando no balanço de entrada e saída da radiação solar do planeta (Lal et al., 1995). Segundo o IPCC (2007), a partir de 1750, ao longo de 250 anos, a concentração de CO₂ aumentou de 280 para 390 ppmv (parte por milhão em volume) e atualmente aumenta a uma taxa de 2,2 ppmv ano⁻¹, o que equivale a 3,3 Pg (1Pg = 109 toneladas) de C ano⁻¹. A concentração de N₂O aumentou de 270 para 320 ppmv (parte por milhão em volume) e atualmente aumenta a uma taxa de 0,8 ppmv ano⁻¹. Já, a concentração de CH₄ aumentou de 700 para 1745 ppmv (parte por milhão em volume) e atualmente aumenta a uma taxa de 7ppmv ano⁻¹. A principal consequência no aumento da concentração destes gases são as alterações climáticas, provocadas pelo aumento da temperatura global, o que compromete a sustentabilidade dos ambientes, por meio das alterações nos padrões da vegetação, aumento no nível dos oceanos e impactos na agricultura (Houghton, 1997). Vitousek et al. (1997) ressaltam que podem ocorrer mudanças irreversíveis no clima, devido aos novos padrões de regimes de vento, chuvas e circulações dos oceanos.

De acordo com dados publicados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2001; 2007) há evidências que as ações antropogênicas após a revolução industrial (últimos 140 anos) aumentaram a temperatura média global em 0,6 °C. Além disso, previsões científicas no cenário estabelecido pelo IPCC (2001) indicam que pode haver um aumento de até 5,8°C na temperatura média do planeta durante os próximos cem anos (Cox et al., 2000), se mantido o ritmo de incremento das emissões dos GEE.

Por ser emitido em grandes quantidades, o CO₂ é o gás traço que mais contribui para o efeito estufa. Apesar de o N₂O e o CH₄ serem emitidos em menores quantidades, o potencial de aquecimento global (PAG) desses gases é, respectivamente, 298 e 25 vezes maior em relação ao CO₂ (IPCC, 2007).

2.2 A agropecuária brasileira e gaúcha e as emissões de GEE

As ações antrópicas na agricultura e pecuária, ao longo dos anos, causaram mudanças globais na concentração dos GEE. Atualmente, no Brasil, a agricultura é o setor que mais contribui com a emissão de N_2O do solo (85% da emissão total) e a pecuária com a emissão de CH_4 (aproximadamente 60% da emissão total, devido à fermentação entérica ruminal) (MCT, 2010; Cerri & Cerri, 2007). Desta forma, a agropecuária é a principal fonte de GEE no Brasil, tendo o país ocupado a 4ª posição dentre os países mais emissores de GEE (FAO, 2010).

No RS, a agropecuária também é caracterizada como o setor que apresenta a maior emissão de GEE, respondendo por 68% das emissões totais do estado, quando considerados todos os setores. Quando considerado o setor agropecuário separadamente, a pecuária (fermentação entérica), os animais em pastagem e o cultivo do arroz, respondem, respectivamente, por 42%, 20% e 16% das emissões deste setor, sendo as principais fontes de GEE provenientes da agropecuária no estado (FEPAM, 2005).

2.3 Emissões de GEE

Os solos agrícolas podem atuar como fonte ou dreno de GEE (Johnson et al., 2005). Os fluxos destes GEE dependem da razão entre produção e consumo no solo. A produção e emissão dos gases do solo é resultado da atividade microbiológica da decomposição e mineralização da matéria orgânica e transformação do N mineral das fontes nitrogenadas, os quais dependem de fatores ambientais, como temperatura e disponibilidade de água (Fernandes, 2008).

Quando se considera sistemas com a presença de animais, há produção de CH_4 por fermentação entérica no rúmen. A emissão de metano por ruminantes é consequência da atividade microbiológica em ambiente anaeróbio, ou seja, do processo fermentativo gastrintestinal, o qual é dependente das características inerentes do alimento, incluindo a natureza e

quantidade de alimento e sua digestibilidade, os quais influenciam na quantidade de hidrogênio formado durante o processo digestivo (Johnson & Johnson, 1995; Pelchen & Peters, 1998).

2.3.1 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas

O N_2O é um gás de efeito estufa altamente estável e de longa vida e apresenta capacidade de destruição das moléculas de ozônio estratosférico. A superfície terrestre é a principal fonte de N_2O atmosférico, assim, mudanças no uso da terra modificam as emissões de N_2O do solo para a atmosfera. Atualmente, as emissões globais de N_2O foram estimadas em cerca de 14 Mt N ano⁻¹, e está aumentando linearmente a uma taxa de 0,7 ppb ou 0,26% por ano durante as últimas décadas, sendo metade das emissões globais deste gás devidas à fontes antropogênicas (IPCC, 2007).

A emissão de N_2O na agricultura está relacionada com a dinâmica do N no solo, a qual sofre influência do uso de plantas leguminosas, a mineralização do nitrogênio da matéria orgânica, a aplicação de resíduos orgânicos e deposição de fezes e urina nas áreas sob pastagens (Dalal et al., 2003) e das adubações nitrogenadas, que são a principal fonte de N_2O (Mosier, 2001; Dobbie & Smith, 2003; Gomes, 2006). No Brasil, cerca de 80% das emissões de N_2O estão relacionadas à agricultura, sendo que destes, 50% são referentes à criação de animais em pastagem (MCT, 2010).

O N_2O é produzido biologicamente principalmente pelos processos de nitrificação e desnitrificação no solo (Harrison & Webb, 2001; Moreira & Siqueira, 2006). Devido à diversidade de microambientes na interface de macro e microporos, ambos os processos de produção de N_2O podem ocorrer simultaneamente nestes diferentes microsítios do mesmo solo (Bateman & Baggs, 2005; Carter, 2007). Há possibilidade de transferência de N_2O ou produtos intermediários de um processo para outro dependendo das condições ambientais, da estrutura da comunidade microbiana e da localização dentro da matriz do solo (Baggs & Philippot, 2010). No entanto, Watson et al. (1990) ressaltam que as quantificações globais de N_2O em solos é difícil, devido a

heterogeneidade dos ecossistemas terrestres e da variabilidade nas condições ambientais que controlam os fluxos desse gás.

A nitrificação é o processo onde ocorre a oxidação de amônio para nitrato, por bactérias do gênero *Nitrobacteriaceae*, que na sua maioria são autotróficas aeróbicas. Este processo ocorre em duas fases, sendo na primeira, o amônio oxidado a nitrito, e este oxidado a nitrato, na segunda fase, tendo as bactérias nitrificadoras utilizam o nitrito como acceptor final de elétrons (energia) com consequente produção de N_2O (Wrage et al., 2001). A nitrificação, por ser um processo aeróbico, é favorecida em solos bem drenados e com disponibilidade de NH_4^+ , neste sentido, a produção de N_2O por nitrificação em solos agrícolas, é potencializada, segundo Bateman & Baggs (2005) por condições de umidade no solo na faixa de 35-60% do espaço poroso preenchido por água.

As emissões mais significativas de N_2O do solo para a atmosfera são reportadas na literatura como sendo provenientes do processo de desnitrificação. Este processo é caracterizado pela redução biológica do nitrato a nitrito e em seguida, N_2O (Mosier et al., 1998), por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas (Moreira & Siqueira, 2006), que utilizam o nitrato como acceptor final de elétrons, na ausência de O_2 (Paul & Clark, 1996). Assim, a atividade destas bactérias é regulada pela disponibilidade de C e N no solo, restrição de O_2 (principalmente por meio da umidade do solo), pH e temperatura (Smith et al., 2003; Dobbie & Smith, 2003; Baggs & Philippot, 2010).

Desta forma, a produção mais intensa de N_2O no solo ocorre logo após a adubação nitrogenada ou deposição de excretas, seja via pastejo ou aplicação, em função da disponibilidade de NO_3^- , como acceptor de elétrons e pela disponibilidade de C orgânico usado como doador de elétrons (Bremner, 1997). Além disso, a atividade microbiana no solo também produz um efeito indireto na criação de microsítios de anaerobiose como resultado da respiração microbiana (Azam et al., 2002). Aliado a isso, a contribuição da desnitrificação para as emissões de N_2O normalmente é aumentada quando os solos têm PPA acima de 60%, o que dificulta a difusão de O_2 no solo e favorece a formação de

ambientes anaeróbicos (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al, 2003; Dalal et al., 2003; Wrage et al., 2001; Saggar et al., 2004).

A liberação para a atmosfera do N_2O produzido no solo, tanto pelos processos de nitrificação e/ou desnitrificação, é influenciada por fatores como a estrutura e a umidade do solo, que influenciam diretamente na difusividade do gás. Zanatta (2009) destaca que a estrutura do solo e a PPA devem ser os fatores mais importantes na difusividade do gás produzido no solo e perdido para a atmosfera, e ambos são afetados pelas práticas de manejo de solo e de culturas e pelas condições meteorológicas. Ambientes mais úmidos proporcionarão maior perda de N_2 do que de N_2O , pois é provável que nestas condições a desnitrificação seja conduzida até N_2 . Por sua vez, quando da produção de N_2O em ambientes com menor umidade, a maior parte do N perdido do solo possivelmente se dará na forma de N_2O e não N_2 (Liu et al., 2007).

2.3.1.1 Fator de emissão do óxido nitroso no sistema ILP

O fator de emissão (FE) de N_2O representa a porcentagem de perda de N, na forma de N_2O a partir de excretas animais (urina e/ou esterco) ou fertilizantes ao solo. Estas perdas dependem da estação de pastejo, da quantidade de excretas e/ou adubações nitrogenadas depositadas ao solo e da concentração de N presente, sendo, portanto, de fundamental importância o período de observação das emissões (Luo et al., 2008; Yamulki et al., 1998).

A emissão de N_2O proveniente de fertilizantes nitrogenados aplicados em culturas agrícolas tem recebido especial atenção (Eichner, 1990), porém, a emissão proveniente de excretas animais ainda é pouco estudada (Yamulki et al., 1998). Uma alternativa para a medição do FE tem sido a aplicação de quantidades conhecidas de N, em determinada área isolada para avaliação detalhada das emissões e posterior cálculo do FE de N_2O (Willians et al., 1999; Hedley et al., 2002; de Klein et al., 2003; Luo et al., 2008).

O default do IPCC (2006) estabelece valores limites de fator de emissão de 2% para o N proveniente de excretas animais depositada durante o

pastejo, com exceção de ovinos, no qual considera-se 1%, sendo este um fator único independente do tipo de excreta (urina ou fezes). Por sua vez, o FE considerado para adição de N via fertilizantes nitrogenados é de 1% para o N emitido na forma de N_2O independente da fonte de N utilizada (IPCC, 2006). Ressalta-se que estes valores de FE não levam em consideração as variações das condições climáticas e de solo, o que pode afetar a emissão de N_2O do solo e conseqüentemente o FE, não podendo estes valores serem adotados mundialmente, mas sim, servir apenas como um indicativo.

A Nova Zelândia é um dos únicos países que adotou um FE específico, sendo este fator de 1% do N depositado via excretas, em áreas sob pastejo (Carran et al., 1995; Sherlock et al, 1997). Apesar deste valor definido para o país, de Klein et al. (2003) evidenciam em seu trabalho que é inapropriado a utilização de um único valor de FE, pois os FE variam com as condições de solo e clima e devem ser definido por regiões homogêneas do país para serem validados.

2.3.1.2 Inibidores da urease e da nitrificação

O N adicionado ao solo na forma de ureia, proveniente de excretas ou mesmo de fertilizantes nitrogenados, são rapidamente transformados em nitrato (NO_3^-) no solo. Essa forma de N mineral é instável e móvel no solo, podendo ser transportada aos mananciais ou lixiviada, atingindo o lençol freático, podendo causar contaminação do ambiente, bem como ser perdida via desnitrificação na forma de N_2O . Neste sentido, manter o N mineral do solo na forma de amônio (NH_4^+) durante o maior período de tempo, possibilitando uma transformação mais lenta e gradual do N amoniacal, pode reduzir as perdas de N por lixiviação e desnitrificação (Frye, 2005), o que pode ser obtido por meio da utilização de inibidores da urease e da nitrificação.

Em países como a Nova Zelândia, a utilização de inibidores da nitrificação, como o dicianodiamida (DCD) e da ação da enzima urease, como o N-(n-butil) tiofosfóricotriamida (NBPT), em combinação ou isolados, são uma alternativa em mitigar o potencial poluidor de dejetos (emissão de N_2O , lixiviação do NO_3^- ou volatilização da amônia) que contenham elevadas

concentrações de N amoniacal (Moir et al., 2007; Zaman et al., 2009). A utilização de inibidores da urease e da nitrificação sobre a urina animal em pastagem (Watson et al., 1994; Menneer et al., 2008; Zaman et al., 2009; Zaman & Blennerhassett, 2010) e em confinamento de bovinos (Varel, 1997), causam redução da volatilização da amônia (Carmona et al., 1990), da lixiviação do NO_3^- e das emissões de N_2O ao longo do ano, além do aumento de produção da pastagem (Zaman et al., 2009; Zaman & Blennerhassett, 2010).

O efeito inibitório da nitrificação devido à dicianodiamida (DCD) é explicado pelo bloqueamento do sistema enzimático envolvido na etapa de oxidação de amônia para nitrito por *Nitrosomonas spp*, com destaque para *Nitrosomonas europaea* (Singh et al., 2008a). Por sua vez, o inibidor de urease (NBPT) afeta a transformação do N da ureia em hidróxido de amônio e amônio, consequentemente reduzindo a volatilização da amônia.

A persistência e o efeito dos inibidores no solo pode variar de acordo com as condições edafo-climáticas nas diferentes estações do ano, como umidade e temperatura (Singh et al, 2008; Ali et al, 2009), além da textura do solo (Singh et al, 2008), sendo necessários estudos localizados e em diferentes condições de solo para se ter resultados consistentes da eficácia destes produtos. No Brasil, são restritas as pesquisas com NBPT e DCD, quando da aplicação de dejetos animais no solo.

2.3.2 Emissões/absorção de metano em solos agrícolas e emissão de metano por ruminantes

As concentrações de CH_4 na atmosfera aumentaram de cerca de 700 ppbv no período pré industrial para cerca de 1700 ppbv atualmente. Durante a era pré industrial, as zonas húmidas (pântanos em altas latitudes do norte e pântanos nos trópicos), os cupins, e os animais selvagens eram os principais controladores atmosférica do gás CH_4 . No entanto, hoje, as principais fontes de CH_4 são antropogênicas, associadas ao cultivo de arroz, criação de ruminantes, queima de biomassa, tratamento de resíduos (aterros sanitários, esgotos e resíduos animais), bem como a utilização de combustíveis fósseis,

incluindo o gás natural e a extração de carvão e as atividades gerais da indústria do petróleo (IPCC, 2007).

No Brasil, os principais contribuintes para as emissões de CH₄ são a fermentação entérica (63%), seguido das mudanças do uso da terra (17%), do manejo de dejetos de animais (4%) e solos cultivados com arroz irrigado (2,5%) (MCT, 2010). Estes dados corroboram com Mosier et al. (2005) e Synder et al. (2009), que relatam que solos agrícolas geralmente são os menores emissores de CH₄ para a atmosfera, se comportando como pequenas fontes deste gás.

O fluxo de CH₄ (emissão ou consumo) do solo para a atmosfera é variável, dependendo da natureza do sistema e das práticas de manejo adotadas. A produção de CH₄ no solo ocorre somente em condições anaeróbicas (ambiente com O₂ reduzido), nestes casos, a fermentação é o principal processo bioquímico responsável pela degradação da matéria orgânica, produzindo entre outros produtos, o gás CH₄. A produção deste gás é característica em solos tipicamente alagados que ocorrem em zonas húmidas e campos de várzea, onde frequentemente se cultiva arroz (Mosier et al., 2004).

No entanto, em solos aerados, a absorção de CH₄ geralmente é dominante sobre a metanogênese, que ocorre somente em microsítios anaeróbicos (Synder et al., 2009). A absorção de CH₄ no solo é controlada por bactérias metanotróficas, que são aeróbicas obrigatórias, dado a enzima responsável pelo passo inicial em oxidar CH₄ requerer O₂ molecular (Knowles, 1993). A metanotrofia no solo é regulada pela taxa de difusão do gás, a qual é dependente das condições físicas do solo e também pela demanda biológica, a qual é regulada por fatores físicos e químicos do solo (Mosier et al., 2004).

Além do solo, a emissão de CH₄ pode ser proveniente de outras fontes, principalmente a fermentação entérica ruminal, processo principal na emissão deste gás no país. O metano entérico, emitido por herbívoros ruminantes, como bovinos, ovinos, bubalinos e caprinos é derivado da atividade das *Archaea* metanogênicas, que utilizam o H₂ produzido durante a fermentação microbiana do alimento como fonte de energia, produzindo metano (Miller, 1995).

A fermentação do amido dietético e polissacarídeos da parede celular vegetal pela microbiota ruminal resulta na formação de ácidos graxos

voláteis e H^+ , que são usados pelo ruminante como fonte de energia, e produção de gases (CO_2 e CH_4), eliminados por meio da eructação (Martin et al., 2009). A metanogênese remove continuamente o hidrogênio do meio, sendo essencial para evitar o acúmulo deste, no rúmen, o que levaria à inibição da atividade desidrogenase, paralisando o processo fermentativo. Desta maneira, a remoção eficiente do hidrogênio do rúmen contribui para o aumento da taxa de fermentação pela eliminação do seu efeito inibitório na degradação microbiana de materiais vegetais.

Do metano produzido por fermentação entérica no rúmen, 95% é excretado por eructação, e daquele produzido no trato digestivo posterior, 89% é excretado através da respiração e apenas 11% pelo ânus (Murray et al., 1976). O intestino grosso (trato digestivo posterior) é responsável por cerca de 6 a 14% da produção de CH_4 do animal por dia (Immig, 1996), o qual é absorvido pelo sangue e expirado através dos pulmões, indicando que apesar de haver produção de CH_4 no trato digestivo posterior a maior parte (95%) do total de CH_4 produzido é expirado pela boca e orifícios nasais (Zotti e Paulino, 2009).

No mundo, os ruminantes são responsáveis por 25% da emissão do metano antrópico (IPCC, 2007), sendo o país líder a Índia, seguido do Brasil, da China e em quarta posição os EUA (FAO, 2013). No Brasil, a contribuição da emissão do CH_4 entérico chega a quase 70% do CH_4 total emitido (MCT, 2010), destes 90% corresponde ao rebanho bovino e 0,8% aos ovinos (FAO, 2013), ressalta-se que 95% destes rebanhos são criados de maneira extensiva, em pastagens (IBGE, 2009). No entanto, apesar de as emissões de CH_4 entérico serem mais expressivas quando do rebanho bovino, quando se considera a região Sul do Brasil e, mais especificamente o RS, ênfase deve ser dada ao rebanho ovino, pois o RS apresenta o segundo maior rebanho desta categoria do país e representa mais de 80% do rebanho ovino da região Sul do Brasil. Aliado a isso, o Inventário das emissões de gases de efeito estufa do Rio Grande do Sul concluiu que o CH_4 é o GEE cujas quantidades emitidas são as mais importantes, na medida em que ele representa 46% das emissões totais de GEE no estado (FEPAM, 2005).

Neste sentido, no Brasil, a maior parte das emissões de metano provém de áreas extensivas de pastagem, onde a suplementação alimentar de gado a pasto com proteínas é frequentemente um fator limitante para grande parte das propriedades rurais (Lima, 2002). Estes dados ressaltam a importância de alternativas na mitigação do CH₄ proveniente da fermentação entérica, pois bovinos produzem de 150 a 420 litros de CH₄ por dia e ovinos de 25 a 55 litros por dia (Czerkawski, 1969; Holter & Young, 1992; McAllister et al., 1996, *apud* Machado et al., 2011).

2.3.3 O sistema de integração lavoura-pecuária

Apesar da contribuição da agricultura no efeito estufa antropogênico, a utilização de sistemas de manejo do solo com capacidade de mitigar as emissões de GEE é uma ferramenta que deve ser adotada (Janzen et al., 1998; Bayer et al., 2000) nos sistemas de produção agrícola, a fim de reduzir as emissões ou aumentar os drenos de GEE (Robertson & Grace, 2004). Segundo Cerri & Cerri (2007). Tecnologias de produção agrícolas mais eficientes no sentido de mitigar os GEE devem ser adotadas, pois quando comparado aos setores industrial e energético, a agricultura é o setor que apresenta as ferramentas menos custosas para tal (IPCC, 2007).

Os solos são sistemas abertos, que podem regular ou contribuir para os pools de gases atmosféricos (Nyborg et al., 1995), e em contra partida, eles têm papel fundamental nos ciclos de C e N, constituindo uma importante reserva e fonte desses elementos. Particularmente, em sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP), que é definido como um sistema de alternância de cultivo de grãos e pastejo de animais em pastagens no mesmo ano agrícola (Moraes et al., 1998), o solo pode ser considerado como o compartimento centralizador dos processos, sendo fonte de indicadores da qualidade do sistema, pois traduz todas as mudanças ocorridas na sucessão de culturas no verão e a presença de animais em pastejo no inverno (Anghinoni et al., 2013).

Cassol (2003) ressalta que o sistema de integração depende de fatores dinâmicos que interagem entre si para promover seu sucesso e para tanto, destaca-se o solo, a planta e o animal como seus principais

componentes. Assim, as atividades agricultura e pecuária devem ser consideradas complementares e não antagônicas, pois quando integradas funcionam em sinergismo, tendo a lavoura um melhor resultado quando rotacionado com a pastagem e da mesma maneira ocorrendo com a pastagem quando estabelecida após a lavoura (Cassol, 2003; Souza, 2008).

Os principais benefícios do sistema de integração são a possibilidade de introdução, renovação e recuperação de pastagens com baixa aplicação de capital; a utilização da adubação da cultura de grãos pela pastagem, gerando condições para obter pastagens de boa qualidade; produção de forragem na época mais crítica do ano (inverno); a diminuição da incidência de pragas, doenças e plantas indesejáveis na área da lavoura, devido à rotação de pastagens e culturas de grãos, o que é fundamental no sistema de plantio direto; para os produtores, a redução da dependência dos produtores do cultivo de grãos (Cassol, 2003) e o aumento da rentabilidade da propriedade, através da comercialização dos animais após o período de pastejo (Carvalho et al., 2005).

Nesse sentido, no Sul do Brasil, uma alternativa à produção de alimento e fibras com uma menor emissão de GEE é a utilização do sistema ILP aliado ao correto manejo de plantas e de animais. O sistema de ILP tem sido apontado como uma estratégia promissora de sustentabilidade ao longo dos anos quando comparado ao sistema de lavoura ou de pecuária sem o sistema de integração (Souza, 2008). Isto ocorre devido à diversificação das atividades agrícolas, resultando em maior intensidade de uso da terra e melhor utilização dos recursos naturais, além de que o atual modelo de ocupação de terras no Brasil busca garantia da biodiversidade, proteção do solo, aporte de biomassa e manutenção de renda dos produtores durante o ano inteiro (Cassol, 2003).

O sistema de ILP-PD no Sul do Brasil, consistem na sucessão de uma fase pastagem de azevém (*Lolium multiflorum* L.) e ou aveia preta (*Avena strigosa* L.) no inverno e de uma fase de culturas no verão, usualmente soja (*Glicine max* L.) ou milho (*Zea mays* L.) em sistema plantio direto (Carvalho et al., 2010). Além da maior eficiência técnica em comparação a sistemas exclusivamente agrícolas ou pecuários, os sistemas de produção integrada

destacam-se quanto a retenção de C-CO₂ atmosférico no solo (Carvalho et al., 2010; Cerri et al., 2009), o qual é o principal fator relacionado ao potencial mitigador das emissões de GEE neste sistema de produção. Entretanto, escassa informação é disponível sobre a emissão de N₂O pelo solo e de CH₄ entérico pelos animais em sistemas de produção integrada sob as condições subtropicais do Sul do Brasil.

O sistema de ILP-PD causa mudanças nos atributos físicos, químicos, biológicos e na matéria orgânica do solo (Souza, 2008; Conte, 2007; Flores, 2008; Salton, 2005). A utilização das pastagens na entressafra do sistema de integração e o não revolvimento do solo, aumenta a qualidade do solo, através da manutenção de níveis adequados de matéria orgânica (Souza, 2008). Além disso, algumas pastagens podem promover maior agregação do solo, resultando em melhorias na qualidade da estrutura do solo (Wohlenberg et al., 2004), além de proteger a matéria orgânica no interior dos agregados e, conseqüentemente, aumentar seu teor no solo (Souza, 2008; Boeni, 2007), além de reciclar os nutrientes das camadas mais profundas, promovendo maior disponibilidade à cultura sucessora (Souza, 2008).

Além disso, o sistema de ILP interfere no desenvolvimento das comunidades microbianas, por meio da deposição dos dejetos pelos animais nas áreas em pastejo, os quais estimulam o acúmulo de C e N no solo e na própria biomassa microbiana, tendo grande influência nas atividades bioquímicas do solo e conseqüentemente nas emissões de GEE. A contribuição do sistema ILP para a emissão dos GEE está relacionada diretamente com o manejo adotado no sistema de produção como um todo (Piva, 2010).

Outra consideração a ser tomada no sistema de ILP é a variação nas pressões de pastejo, refletindo em diferentes taxas de deposição de resíduos, tanto da parte aérea como das raízes, o que resulta em diferentes taxas de deposição de C (Souza, 2008). Essa variação influencia o desenvolvimento da forragem e também da cultura de grãos e, portanto, o aporte de C fotossintetizado ao solo pelas raízes e parte aérea das espécies vegetais, terá reflexos na retenção de C-CO₂ atmosférico na matéria orgânica

do solo (Paustian et al., 1997; Salton, 2005), o que pode contrabalancear os efeitos da emissão de N_2O e CH_4 .

Pastejo com intensidades moderadas podem acumular mais C e N que sistemas sem pastejo. Conte (2007) enfatiza que sistemas de ILP submetidos a altas intensidades de pastejo geram menores quantidades de material vegetal da parte aérea disponível para os animais e consequentemente menores quantidades de material vegetal será adicionado ao solo. Souza (2008) verificou em seus estudos na região do Planalto Médio do RS, que a intensidade de pastejo influencia a massa de raízes e é inversamente proporcional a altura do pasto, além disso, intensidades de pastejo moderadas (20 e 40 cm de altura do pasto) em sistemas de ILP promovem aumento nos estoques de C e N total no solo, semelhante ao plantio direto sem pastejo. Outros autores (Boeni, 2007; Souza, 2008) destacam que intensidades moderadas de pastejo sob sistema de ILP é considerado um dos sistemas de manejo mais eficientes em melhorar a estrutura do solo. Assim, nota-se que o manejo das pastagens ou adequação da carga animal são fatores decisivos para a adequada produtividade com sustentabilidade deste sistema.

Apesar do supra citado, há preocupações quando da utilização de animais em pastejo quanto às emissões de CH_4 e N_2O . Animais em pastejo contribuem na emissão de CH_4 via processo digestivo entérico e, dados apresentados pelo IPCC (2007) apontam que cerca de 25% da emissão total global gerada por fontes antrópicas é devido ao processo de fermentação entérica.

Além disso, a taxa de emissão de N_2O em sistemas de ILP pode ser potencializada, devido à deposição de urina no solo pelos animais, e após a adubação com N mineral nas pastagens, estimulando com isso a atividade das bactérias produtoras de N_2O (Williams et al., 1999). O aumento da densidade do solo pelo pisoteio animal causa problemas de aeração principalmente após precipitação, criando condições propícias ao processo de desnitrificação e consequentemente emissão de N_2O (Oenema et al., 1997; Thomas et al., 2008). Desta forma, pesquisas na Região Sul do Brasil são indispensáveis para

o entendimento do sistema de ILP e a possibilidade de mitigação dos GEE neste sistemas.

2.3.4 Potencial de aquecimento global do sistema

O cálculo do potencial de aquecimento global de um sistema permite o entendimento completo do impacto deste e todos os contribuintes para o PAG nos diferentes sistemas (Robertson et al., 2000). Para que isso ocorra, o PAG deve ser calculado com base no balanço dos estoques de C no solo (que representa o saldo entre o influxo/efluxo de dióxido de C solo-atmosfera), nas emissões de óxido nitroso e metano no sistema em quantidades equivalentes de C (Robertson et al., 2000; Graux et al., 2012), e nos custos em C-CO₂ dos insumos e práticas agrícolas (Lal, 2004; Robertson et al., 2000; Mosier et al., 2005).

Neste sentido, o PAG proporciona uma medida do forçamento radiativo cumulativo de vários GEE com relação ao CO₂ (gás referência), ao longo de um horizonte de tempo específico (Reay et al., 2010). Valores de PAG positivos indicam uma emissão líquida de GEE para a atmosfera e contribuição no efeito estufa antrópico, por sua vez, valores negativos, indicam sistemas em que há acúmulo significativo de C no solo e mitigação dos GEE.

Cada GEE apresenta uma capacidade de aquecimento em função de suas características moleculares e de seu tempo de permanência na atmosfera. O CO₂ é tomado como referência, sendo assim, o N₂O e o CH₄ apresentam respectivamente um PAG de 298 e 25 vezes maior potencial de aquecimento que o CO₂ (IPCC, 2007).

O PAG do sistema de produção permite o entendimento dos principais contribuintes na emissão de GEE antrópico, possibilitando a adoção de práticas que mitiguem esta emissão e atinjam o objetivo proposto por Mosier et al. (2005) que é de mitigar o forçamento radiativo (PAG) , incrementando o estoque de C orgânico nos solos agrícolas, reduzindo às emissões de CH₄ ou promovendo a oxidação deste no solo e reduzindo às emissões de N₂O,

enquanto se mantém a sustentabilidade e a produtividade animal e vegetal do sistema agrícola.

O PAG pode ser relacionado ao rendimento agropecuário por meio de índices de intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE). O IGEE é um indicador que mede a intensidade das emissões de gases de efeito estufa como um indicador por unidade de produção econômica (Herzog et al., 2006), como o rendimento das culturas (Mosier et al., 2006), por exemplo. Assim, obtém-se a quantidade de C-CO₂ equivalente emitido por unidade de produção econômica.

3. HIPÓTESES GERAIS

A deposição de urina de ovinos na pastagem e adubação nitrogenada são importantes fontes de N_2O do solo.

A aplicação de inibidor da urease e da nitrificação na urina reduz o FE quando comparado a urina sem inibidor.

Sistemas de integração lavoura-pecuária que utilizam intensidades de pastejo moderada apresentam maiores emissões de CH_4 por área.

Sistemas de integração lavoura-pecuária que utilizam baixa lotação animal apresentam menor potencial de aquecimento global em comparação a alta lotação animal.

4. OBJETIVOS GERAIS

Determinar os fatores de emissão de N-N₂O para o N proveniente do esterco e urina de ovinos, da ureia e de urina com aplicação de inibidor da urease e da nitrificação na urina em um Argissolo Vermelho com pastagem de azevém (*Lolium multiflorum* L.).

Avaliar o efeito da intensidade e do método de pastejo no inverno e o efeito da rotação milho-soja no verão em sistema de integração lavoura-pecuária, sob sistema de plantio direto, nas emissões de N₂O e CH₄ do solo e CH₄ proveniente do processo de fermentação entérica nos ovinos.

Quantificar o potencial da emissão de gases do efeito estufa em CO₂ equivalente, comparando o sistema de integração lavoura-pecuária com área não pastejada.

5. ESTUDO I

Fatores de emissão de N₂O para o N proveniente do esterco e urina de ovinos e ureia em um Argissolo Vermelho com pastagem de azevém (*Lolium multiflorum* L.), no Sul do Brasil

5.1 Resumo

Mundialmente há uma crescente preocupação quanto ao impacto da criação de animais na emissão de gases de efeito estufa. Urina e fezes são as principais fontes de N, proveniente da presença dos animais em pastagens sob sistema de integração lavoura-pecuária (ILP), no entanto, poucas são as informações disponíveis da emissão de N₂O em condições subtropicais do Sul do Brasil. Na fase pecuária do sistema ILP foram conduzidos dois estudos de curta duração, um em 2009 e outro em 2010, com o objetivo de determinar os fatores de emissão (FE, N-N₂O emitido como % do N aplicado) da urina e fezes de ovinos e ureia em pastagem de azevém em um Argissolo Vermelho (190 g argila kg⁻¹ de solo) e do potencial de mitigação de N₂O quando da utilização de inibidores da urease e nitrificação aliados à urina. Para isso, em ambos os anos, a área utilizada para o estudo foi isolada antes da entrada dos animais. No ano de 2009 foram aplicadas doses crescentes de urina de ovinos, correspondendo a 161, 242, 323 e 403 kg N-urina ha⁻¹ e 13 kg N-fezes ha⁻¹. No ano de 2010, os tratamentos aplicados foram doses crescentes de urina de ovinos na dosagem de 119, 239 e 478 kg N-urina ha⁻¹; 478 kg ha⁻¹ N-urina com

adição de 14 kg ha⁻¹ de inibidor da urease e da nitrificação; 76 kg ha⁻¹ de N-fezes e 75 kg ha⁻¹ de N-ureia, a qual representava a dose de ureia aplicada na adubação de cobertura da pastagem. Nos dois anos de estudo foi mantido um tratamento testemunha (sem adição de fontes nitrogenadas). Amostras de ar foram coletadas pelo método da câmara estática e o N₂O foi analisado por cromatografia gasosa. Os fluxos de N₂O variaram de 4 a 353 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no ano de 2009 e de -47 a 976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no ano de 2010. Os picos de emissão ocorreram aos 16 dias após a aplicação dos tratamentos no ano de 2009 e em torno de sete dias após a aplicação dos tratamentos no ano de 2010, os quais coincidiram com espaço poroso preenchido por água (PPA) acima de 60%. As principais fontes de emissão de N₂O foram a ureia e a urina, com FE médio de 0,38% e 0,34%, respectivamente, que apresentaram potencial de emissão superior ao das fezes (FE médio 0,07%) e a urina com inibidores da urease e nitrificação (FE médio de 0,25%).

5.2 Introdução

No Brasil, as emissões de N₂O são predominantemente provenientes de animais em pastagem, respondendo por 40% das emissões deste gás em nível nacional (MCT, 2010). Este dado demonstra que a deposição realizada de maneira localizada (Sordi et al., 2010) e concentrada de dejetos por animais em áreas sob pastejo é uma fonte potencial para a transformação do N disponível no solo em N₂O. Os processos que contribuem para as emissões deste gás do solo para a atmosfera são complexos, compreendendo principalmente a nitrificação e desnitrificação, os quais são dependentes de interações entre fatores químicos, físicos e biológicos no solo, como a oxigenação e umidade, temperatura, além do teor de N mineral, carbono e pH (Eckard et al., 2003; Dobbie & Smith, 2003).

Os inventários nacionais das emissões de gases do efeito estufa (GEE) são uma ferramenta que pode auxiliar no planejamento e na forma de subsidiar ações que tenham impacto nas políticas públicas e estratégias de governo, quando da intenção de mitigação antrópica destes gases. Desta forma, estes inventários estimam as emissões dos GEE, revelando os níveis atuais de emissão e suas respectivas fontes. No entanto, estes inventários são

construídos por meio da compilação de valores originados por pesquisas conduzidas em vários locais do mundo, o que pode não condizer com as características regionais brasileiras, devido a reduzida contribuição do Brasil para o banco de dados do IPCC. Atualmente, o *default* do IPCC (2006) reporta o fator de emissão (proporção de N aplicado e emitido como N₂O para a atmosfera) de 1%, tanto para dejetos de ovinos (urina e fezes) como para fertilizantes minerais.

Levando em consideração as distintas características edafoclimáticas onde os estudos são realizados e, posteriormente, os dados compilados no *default* do IPCC, a melhor alternativa para inventários nacionais, o mais próximo da realidade possível, é a realização de estudos regionais, que representam as características locais, para a formulação dos inventários nacionais, contemplando também outras fontes de emissões que não apresentadas pelo IPCC e que muitas vezes são particularidades técnicas, culturais regionais ou locais.

Neste sentido, entendendo a variação sazonal da emissão de N₂O proveniente das excretas de animais em pastejo e da aplicação de adubação nitrogenada na pastagem, torna-se possível verificar o real impacto desta atividade a nível regional ou nacional, priorizando políticas públicas específicas para mitigação do potencial de aquecimento global destes sistemas.

5.2.1 Objetivos específicos

Estimar os fatores de emissão de N₂O da urina, fezes e ureia em sistemas de ILP na Depressão Central do RS visando basear futuros inventários de emissões.

Avaliar o potencial do inibidor da urease e nitrificação na redução das emissões de N₂O.

Identificar as variáveis de solo e de clima controladoras das emissões de N₂O do solo na Depressão Central do RS.

Avaliar a adequação dos índices propostos pelo IPCC pela comparação com os valores obtidos nas condições regionais.

5.2.2 Hipóteses específicas

O fator de emissão não difere entre as doses de urina.

O tratamento em que se aplica esterco apresentará menor FE do que a aplicação de urina.

O inibidor da urease+inibidor da desnitrificação (inibidor da urease e da nitrificação) reduz o FE da urina.

Os fatores de emissão propostos pelo IPCC são adequados para utilização nas condições subtropicais brasileiras.

5.3 Material e métodos

5.3.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo da emissão de N₂O proveniente das excretas de ovinos e da ureia foi realizado durante os anos de 2009 e 2010, inseridos num experimento de integração lavoura-pecuária (ILP) estabelecido em 2003 na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), no município de Eldorado do Sul (RS).

O experimento de ILP consiste numa fase pastagem de azevém (*Lolium multiflorum* L.) no inverno e de lavoura de soja (*Glicine max* L.) e/ou milho (*Zea mays* L.) em sistema plantio direto no verão. Na fase pastagem utiliza-se a combinação de duas intensidades (moderada e baixa, respectivamente, oferta de 2,5 e 5,0 vezes o potencial de consumo animal) e dois métodos de pastejo (contínuo e rotativo). Adjacente ao experimento há uma área de pastagem sem pastejo (controle). Maiores detalhes do experimento podem ser obtidos em Barbosa (2006).

O clima local é Cfa, subtropical de verão úmido quente, segundo classificação de Köppen, com precipitação pluviométrica média anual de 1400 mm (Bergamaschi & Guadagnin, 1990). O solo é classificado como Argissolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2006), textura arenosa (190 g argila kg⁻¹ de solo).

5.3.2 Caracterização dos experimentos

Em ambos os anos (2009 e 2010), os estudos foram conduzidos durante os meses de setembro e outubro, que correspondeu ao ciclo de intermediário de pastejo no sistema ILP. Previamente a instalação dos experimentos, uma área de 100 m² foi isolada antes da entrada dos animais para pastejo e o azevém foi cortado a uma altura aproximada de 0,10 m antes da aplicação dos tratamentos.

Para a estimativa da dose a ser aplicada nos dois anos de estudo, quantificou-se as excretas produzidas pelos animais e a área de solo ocupada em cada evento. Para ovinos com média de 30 kg de peso vivo obteve-se em média 75 mL de urina (2,4 L m⁻²) e 7 g de esterco (0,45 kg m⁻² - 71% umidade) em cada evento, os quais distribuíram-se em um raio de 0,10 e 0,05 m sobre o solo, respectivamente. As excretas dos ovinos, recebendo alimentação à vontade, a base de azevém, foram coletadas no dia anterior à aplicação e armazenadas a 4°C.

No ano de 2009 foi utilizado um potreiro regulador, e os tratamentos consistiram da aplicação de volumes crescentes de urina (50, 75, 100 e 125 mL), que representaram 161, 242, 323 e 403 kg N-urina ha⁻¹, identificados, respectivamente, por U50, U75, U100 e U125 e fezes (13 kg N-fezes ha⁻¹) em parcelas de 1 m². Um tratamento controle sem aplicação de excretas foi utilizado visando avaliar as emissões de N₂O do solo.

No ano de 2010 foi utilizado um potreiro com método de pastejo contínuo com intensidade moderada (CM) e um potreiro com método de pastejo contínuo com intensidade baixa (CB) de pastejo, avaliando a possível influência das intensidades de pastejo no fator de emissão. Os tratamentos consistiram na aplicação de volumes crescentes de urina (75, 150 e 300 mL), que representaram 119; 239 e 478 kg N-urina ha⁻¹, correspondente respectivamente a U75, U150 e U300, fezes (75,8 kg N-fezes ha⁻¹) e ureia (75 kg N-ureia ha⁻¹). Outro tratamento utilizado (U300+i) foi a mistura da maior dose de urina com um inibidor da urease e da nitrificação (81% de dicianodiamida -DCD e 6,5% de N-(n-butil) tiosfosfóricotriamida -NBPT do produto), comercialmente conhecido como Agrotain Plus[®](www.agrotain.com),

na dosagem de 14 kg ha^{-1} (Stüker, 2010). Um tratamento controle, sem aplicação de excretas e ureia, foi inserido visando avaliar as emissões de N_2O do solo. Tentando entender a dinâmica de diversos ciclos de pastejo, quando as emissões de N_2O atingiram valores basais, os tratamentos foram reaplicados e as avaliações foram realizadas novamente. Neste ano, também foi avaliada a volatilização do N-NH_3^+ em cada tratamento, utilizando coletor do tipo semiaberto estático, descrito por Nömmik (1973), com alterações propostas por Lara Cabezas & Trivelin (1990).

No experimento conduzido durante o ano de 2009, foram instaladas duas bases metálicas com diâmetro de 0,20 m em parcelas de 1 m^2 onde foram aplicados os tratamentos, no restante da área da parcela foi aplicado no solo a dose correspondente de urina ou fezes para proceder as amostragens de solo. Por sua vez, no ano de 2010, uma área adjacente à área do experimento propriamente dita foi mantida para a aplicação dos tratamentos segundo um delineamento de blocos ao acaso para as avaliações das variáveis de solo, diferenciando as áreas de coleta de solo e gás. Os tratamentos foram distribuídos segundo um delineamento de blocos ao acaso, com três repetições.

Nos dois anos de avaliação, a determinação dos teores de N nas excretas foi realizado segundo a metodologia de Tedesco et al. (1995). As concentrações de N obtidas no ano de 2009 para a urina foi de 10 g N L^{-1} e de 9 g N kg^{-1} no esterco. No ano de 2010, a urina apresentou um teor de 5 g N L^{-1} , e o esterco apresentou um teor de $8,4 \text{ g N kg}^{-1}$.

5.3.3 Coleta de ar e análise de N_2O

Em cada unidade experimental foram fixadas duas bases metálicas ($0,031 \text{ m}^2$) no experimento conduzido no ano de 2009 e uma base metálica no experimento de 2010. As bases foram inseridas no solo a 0,05 m de profundidade, a qual permaneceu na área durante todo o período de avaliação, no interior da mesma foram aplicados os tratamentos para a avaliação do gás. Para avaliação das emissões de N_2O utilizou-se o método das câmaras estáticas (Gomes, 2006), sendo a amostragem de ar realizada aos 1, 4, 9, 16,

23, 30 e 39 dias após a aplicação (DAA) das excretas no ano de 2009. No experimento conduzido no ano de 2010, a amostragem de ar foi realizada aos 1, 3, 7, 9, 20 e 28 dias após a primeira aplicação dos tratamentos e aos 1, 6, 8, 11, 15, 17, 23, 24, 30 e 37 dias após a segunda aplicação dos tratamentos. Câmaras de PVC ($\varnothing=0,20$ m e $h=0,25$ m) equipadas com válvula de três vias para acoplar as seringas de polipropileno (20 mL), termômetro digital para registro da temperatura do interior da câmara e um ventilador na parte interna, foram acopladas sobre a canaleta da base metálica, a qual foi preenchida com água para evitar as trocas gasosas com exterior da câmara (Zanatta et al., 2010).

As coletas foram iniciadas sempre às 9h (Jantalia et al., 2008). Após o fechamento das câmaras, amostras de ar foram coletadas aos 0, 15 e 30 minutos, em seringas de polipropileno (20 mL), que foram imediatamente armazenadas em caixas térmicas com bolsas gel para condução destas até o laboratório. Em todos os tempos de coleta, o ar do interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento do ventilador, ligado por 30 segundos antes da coleta.

As amostras de ar foram armazenadas a 4°C até a análise, o que ocorreu em menos de 24 horas após a coleta. As análises foram realizadas em cromatógrafo gasoso (Shimadzu 2014 Modelo "Greenhouse") equipado com três colunas empacotadas operando à 80°C, N₂ como gás de arraste (25 mL min⁻¹), injetor (250 °C) com amostragem direta de 1 mL, e detector de captura de elétrons (DCE) com Ni₆₃ a 325°C. No DCE utilizou-se uma mistura de 5% Argônio/Metano (P5) como gás make-up, para melhorar a detecção do N₂O.

Os fluxos de N₂O foram calculados pela equação:

$$F = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

F é fluxo do gás ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$);

$d[\text{gás}]/dt$ é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo ($\mu\text{g N}_2\text{O câmara}^{-1} \text{h}^{-1}$);

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases (0,08205 atm L mol⁻¹ K⁻¹).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada, assumindo-se que o período de amostragem entre 9h e 10h da manhã representa a emissão média diária (Jantalia et al., 2008).

As avaliações foram conduzidas até que as emissões de N₂O atingissem valores basais. A emissão acumulada foi calculada separadamente para cada aplicação dos tratamentos, pela integração da área sob a curva obtida pelo ajuste da equação dos fluxos de N-N₂O do solo, por meio do software Origin® 8.0.

5.3.4 Coleta de solo e análise

Concomitante as coletas de ar, registrou-se a temperatura do solo com termômetro tipo espeto. Amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0,10 m para determinação da umidade e dos teores de NH₄⁺ e NO₃⁻ (Tedesco et al., 1995). No início do experimento, amostras de solo foram coletadas com auxílio de anéis metálicos (0,05 x 0,085 m) para avaliação da densidade do solo (EMBRAPA, 1997) e densidade de partículas (Gubiani et al., 2006), visando o cálculo da porosidade preenchida por água (PPA), conforme descrito em Paul & Clark (1996):

$$PPA = (u_g \cdot d_s) / (1 - d_s / D_p)$$

Onde:

PPA é a porosidade do solo preenchida por água (%);

u_g é umidade gravimétrica (g g⁻¹);

d_s é densidade do solo (Mg m⁻³);

5.3.5 Condições meteorológicas

Os eventos e o volume de chuvas e as temperaturas médias diárias do ar no período do estudo (Figura 1 e 5) durante os anos de 2009 e 2010, foram registrados e obtidos junto à Estação Meteorológica do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS, localizada a 500 m do experimento (de Melo, 2009; 2011).

5.3.6 Cálculo dos fatores de emissão e estimativa da emissão de N₂O na fase pecuária em sistema de ILP

Os fatores de emissão (FE) de N-N₂O para as diferentes fontes de N adicionadas foram calculadas de acordo com a equação abaixo, onde N₂O_{tratamento} corresponde ao N₂O emitido por cada uma das fontes de N na forma de fezes, urina em diferentes doses, urina com inibidor e ureia. O N₂O_{controle} corresponde ao N₂O emitido pelo solo, sem aplicação dos tratamentos. O “N-tratamento” é a concentração de N aplicado via cada fonte nitrogenada:

$$FE_{\text{tratamento}} = [(N_2O_{\text{tratamento}}) - (N_2O_{\text{controle}})/N\text{-tratamento}] \times 100$$

A estimativa da emissão total de N₂O proveniente das excretas depositadas na área durante o período de pastejo de 90 dias (PP) foi calculada de acordo com as equações abaixo. Para o FE da urina (FE_{urina}) utilizou-se a média de FE obtido para as doses de urina utilizadas no estudo.

$$N_2O_{\text{urina}} = [\text{litros}_{\text{urina}} \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}] \times [\%N/100] \times [FE_{\text{urina}}/100] \times [n^{\circ} \text{ animais}] \times [PP]$$

$$N_2O_{\text{fezes}} = [\text{quilos}_{\text{fezes}} \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}] \times [\%N/100] \times [FE_{\text{fezes}}/100] \times [n^{\circ} \text{ animais}] \times [PP]$$

O total diário de excretas produzido por animal foi de 2,91 L de urina e 1,01 kg de fezes, num período de 15 dias de avaliação (De David, dados não publicados). O número de animais correspondeu a 26 e 39 animais ha⁻¹, para as intensidades de pastejo baixa e moderada, respectivamente (média da

lotação dos dois anos de estudo). Para estimar as emissões totais de N_2O na fase pastagem, somou-se as emissões do solo, quantificadas no tratamento controle sem aplicação de excretas, às emissões induzidas pela urina e fezes e pela ureia.

5.3.7 Análise estatística

Para verificar o efeito das variáveis de solo (NO_3^- , NH_4^+ e PPA) nos fluxos diários de N_2O foram ajustadas regressões lineares simples e múltiplas para cada ano avaliado. A emissão acumulada e os fatores de emissão foram submetidos à análise de variância, sendo a diferença entre médias avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 5%. Para o estudo mantido no ano de 2010, anterior a estas análises, aplicou-se o teste t para comparar as duas intensidades de pastejo que receberam os tratamentos. As análises estatísticas foram realizadas no programa SPSS Statistics 17.0.

5.4 Resultados e discussão

5.4.1 Estudo dos fatores de emissão no ano de 2009

5.4.1.1 Fluxos de N_2O e variáveis de solo

Os fluxos de N_2O variaram de 4 a 353 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ (Figura 1B). A aplicação de urina de ovinos aumentou sensivelmente os fluxos de N_2O do solo (10 a 353 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$), em comparação ao tratamento sem aplicação de excretas (4 a 53 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$). Por sua vez, as fezes praticamente não resultaram em alteração nos fluxos de N_2O (5 a 54 $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$).

O efeito da urina no aumento das emissões de N_2O foi observado até os 23 DAA, período de maior acúmulo de precipitação durante o estudo (Figura 1A). O pico de emissão de N_2O ocorreu aos 16 DAA (Figura 1B) e a intensidade dos fluxos aumentou de acordo com a dose de urina ($U50=120$;

U75=167; U100=239 e U125=353 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Outros estudos com aplicação de urina em regiões de inverno chuvoso, como ocorre no Sul do Brasil, verificaram picos de emissão aos 12 (Allen et al., 1996) e 14 DAA (Williams et al., 1999) na Inglaterra, e 18 DAA (Luo et al., 2008) na Nova Zelândia. Este efeito prolongado da urina nas emissões de N_2O foi associado pelos autores à boa disponibilidade de água no solo, com valores de PPA superiores a 65%.

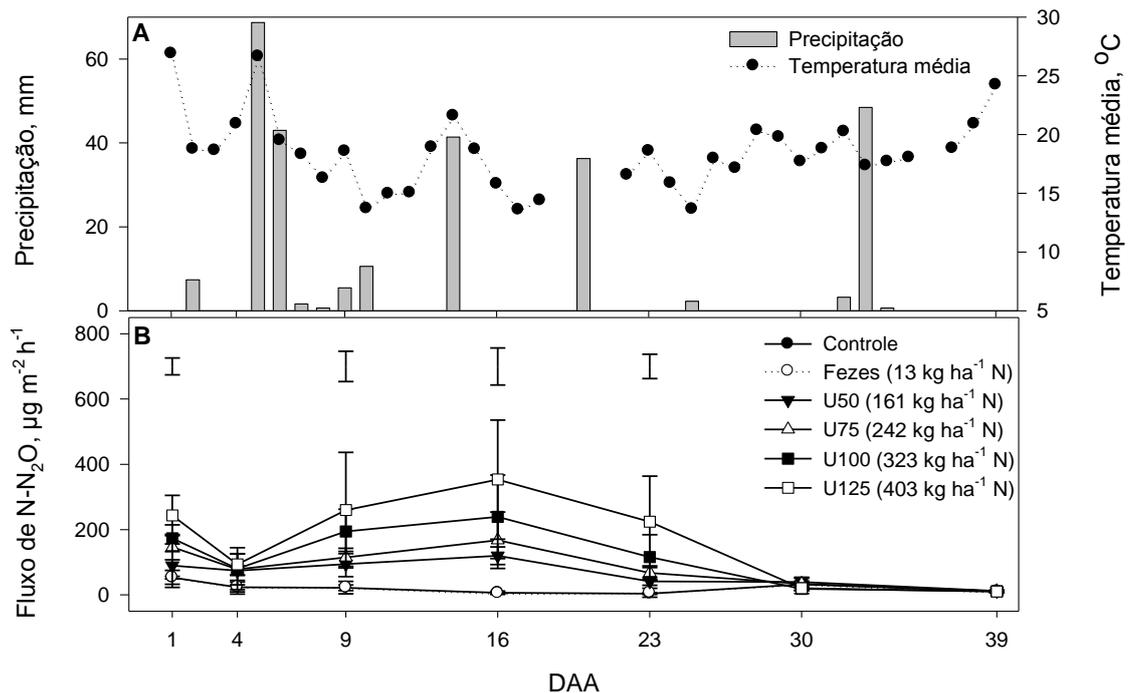


Figura 1. Variáveis meteorológicas (A) e fluxos diários de $\text{N-N}_2\text{O}$ do solo (B) em um Argissolo Vermelho sob pastagem de azevém influenciados pela aplicação de fezes e diferentes doses de urina de ovinos, no Sul do Brasil. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais no topo do gráfico do fluxo de N_2O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

No presente estudo, o período de emissão mais intensa de N_2O coincidiu com valores de PPA superiores a 60% (Figura 3C) e com teores de N-NO_3^- superiores a 12 mg kg^{-1} solo nos tratamentos com as maiores doses de urina (Figura 3B). Na figura 2 verifica-se um aumento exponencial das emissões de N_2O com o aumento da PPA do solo, sendo os maiores incrementos nas emissões a partir de 60% da PPA. Esse efeito da umidade do solo sobre as emissões de N_2O é amplamente reconhecido na literatura (Watanabe et al., 1997; Williams et al., 1999; Saggar et al., 2004; Liebig et al., 2008; Luo et al., 2008), principalmente quando o NO_3^- (Wrage, 2001; de Klein

et al., 2003; Clough and Kellinher, 2005; Carter, 2007; Luo et al., 2000, 2008) e o C orgânico prontamente disponíveis (Allen et al., 1996) não são limitantes.

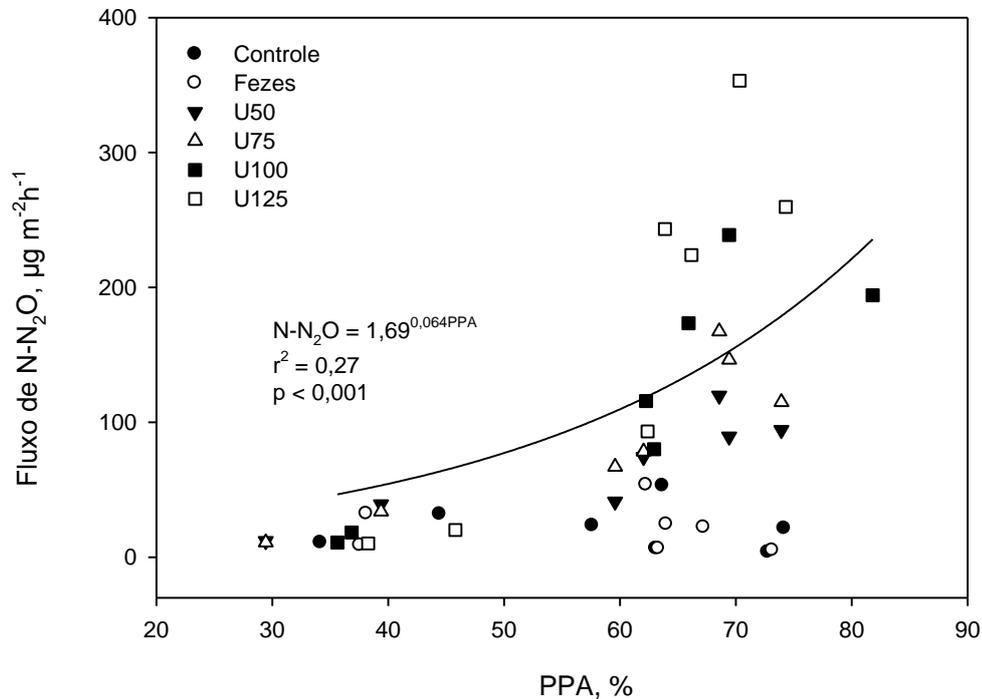


Figura 2. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e a emissão diária de N-N₂O, influenciada pela aplicação de fezes e doses de urina de ovinos.

Considerando o período inteiro de avaliação (39 dias), as emissões de N₂O apresentaram uma relação linear positiva com os teores de NO₃⁻ e de NH₄⁺ no solo (Tabela 1), com coeficientes de determinação (r^2) de 0,50 para NO₃⁻ e de 0,52 para NH₄⁺. Quando considerados conjuntamente numa regressão linear múltipla, NO₃⁻ e NH₄⁺ explicaram 76% ($r^2=0,76$) das emissões de N₂O, indicando que o processo de emissão deste gás é favorecido quando as duas formas de N mineral estão presentes no solo.

Tabela 1. Análise de regressão simples e múltiplas para a variável dependente N_2O em função do $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ no solo.

| Período (DAA) | Regressão linear | r^2 ajustado |
|---------------|--|----------------|
| 1 a 39 | $N-N_2O = -79,9 + 15,3 N-NO_3^-$ | 0,50 |
| | $N-N_2O = -34,1 + 5,7 N-NH_4^+$ | 0,52 |
| | $N-N_2O = -132,8 + 11,4^{**} N-NO_3^- + 4,4^{**} N-NH_4^+$ | 0,76 |
| 1 a 9 | $N-N_2O = -36,1 + 1,7 N-NO_3^- + 4,59^{**} N-NH_4^+$ | 0,80 |
| 16 a 30 | $N-N_2O = -220,4 + 15,3^{**} N-NO_3^- + 5,8^{**} N-NH_4^+$ | 0,78 |

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Comportamento semelhante foi observado por outros autores (Zaman et al., 2009), e está de acordo com os processos de transformação do N no solo. Logo após aplicação da urina, há uma maior disponibilidade de $N-NH_4^+$, proveniente da hidrólise do N da ureia (Bolan et al., 2004; Singh et al., 2008b), o que favorece o processo de nitrificação (Carter, 2007). Wrage et al. (2001, 2004) e Luo et al. (2008) explicam que quando oxigênio é limitante porém há disponibilidade de NH_4^+ , pode ocorrer uma via alternativa da nitrificação, denominada “nitrifier denitrification”, onde o NO_2^- proveniente da redução da NH_3^+ é reduzido a NO, antes de formar NO_3^- , seguindo a sequência $NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$. Wrage et al. (2001) ressaltam ainda que esta via alternativa é menos dependente dos teores de C orgânico prontamente disponível, comparado à desnitrificação, visto que os organismos que participam do processo são autotróficos.

A disponibilidade de $N-NO_3^-$ no solo aumentou a partir dos 9 DAA, concomitante à diminuição nos teores de $N-NH_4^+$, atingindo maiores teores aos 16 DAA, período que coincidiu com o pico de emissão de N_2O para todas as doses de urina (Figura 3A e 3B).

A contribuição de cada variável em relação aos seus valores absolutos é dada pelos coeficientes B (coeficiente angular) da equação, indicando quanto do N_2O foi emitido em função do $N-NO_3^-$ ou NH_4^+ . Desta forma, calculando a relação entre os valores de B do $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ na equação ajustada para os 39 dias de avaliação verifica-se que o $N-NO_3^-$ apresentou um potencial de emissão de N_2O em torno de 2,6 vezes maior que $N-NH_4^+$ (11,4/4,4). Este resultado concorda com a literatura que reporta a desnitrificação como principal via de produção de N_2O , desde que haja NO_3^- e

C orgânico prontamente disponível e umidade (Carter, 2007; Luo et al., 2000, 2008).

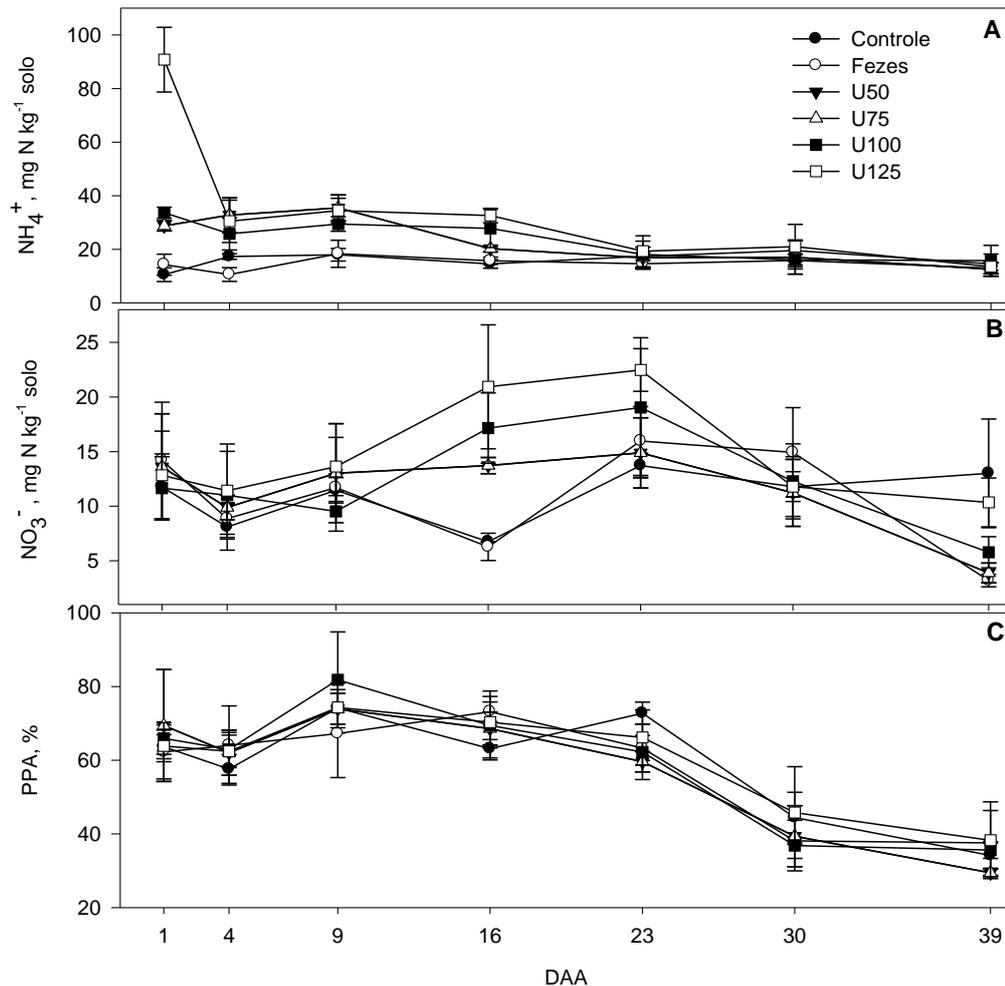


Figura 3. Teores de NH_4^+ (A), NO_3^- (B) e porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) após a aplicação de fezes e diferentes doses de urina de ovinos. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A partir dos 30 DAA das excretas não se observou efeito na emissão de N_2O (Figura 1), apesar de precipitações de 52 mm terem sido observadas. Neste período tanto os valores de PPA encontravam-se abaixo dos níveis favoráveis para desnitrificação (<50%), como os teores de N-NO_3^- e N-NH_4^+ atingiram valores semelhantes ao do solo controle (Figura 3), indicando que efeito da urina na produção de N_2O restringiu-se a 30 dias.

A aplicação de fezes não teve efeito nos teores de N-NO_3^- e N-NH_4^+ no solo (Figura 3A e 3B), o que reforça o fato de que as emissões de N_2O no tratamento com fezes foi praticamente igual às emissões no tratamento sem aplicação de excretas (Figura 1B). Possivelmente estes resultados estejam relacionados à baixa dose de N (13 kg ha^{-1}) aplicado via fezes, em comparação

aos tratamentos com urina (160 a 400 kg N ha⁻¹). Outro fato que pode ter contribuído para o não efeito das fezes na emissão de N₂O é que este N encontra-se principalmente na forma orgânica, cuja mineralização é gradual e não atinge valores tão elevados de N mineral quanto ao da urina, na qual 50 a 80% do N encontra-se na forma de ureia [CO(NH₂)₂] (Haynes & Williams, 1993). A taxa de mineralização do N orgânico tende ser menor para fezes de ovinos do que de bovinos, o que está relacionado ao seu formato em “cíbalas”, as quais são recobertas por uma película que as torna mais resistentes à desfragmentação (Souto et al., 2005).

5.4.1.2 Emissão acumulada de N₂O

Os tratamentos sem adição de excretas e com aplicação de fezes resultaram em uma emissão acumulada média de N-N₂O de 16 g N-N₂O m⁻², equivalente a 0,16 kg N-N₂O ha⁻¹ (Figura 4). Por sua vez, com aplicação de urina as emissões acumuladas de N-N₂O (0,44 a 1,40 kg N-N₂O ha⁻¹) aumentaram linearmente com a dose de N aplicada (Figura 4). O comportamento linear obtido corrobora com o estudo conduzido por Letica et al. (2010) que aplicou doses crescentes de N-ureia em pastagem de azevém.

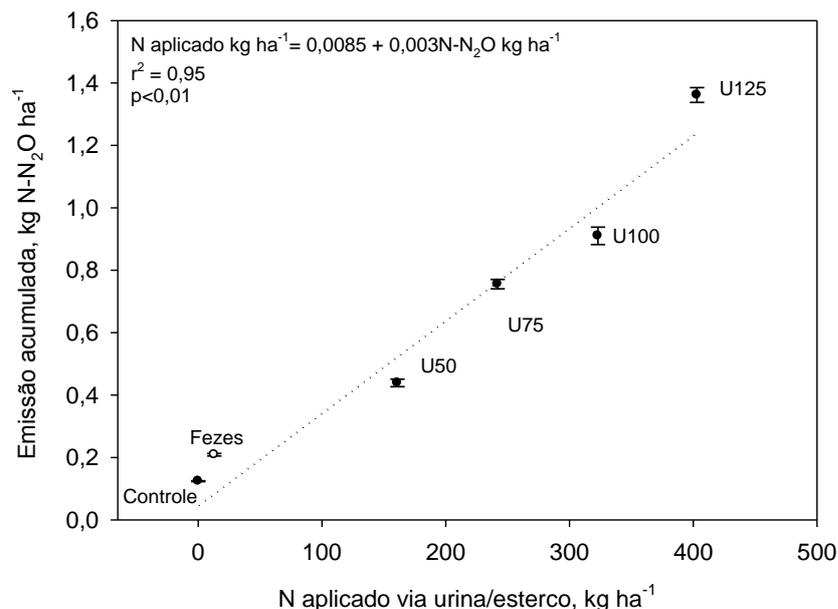


Figura 4. Emissão acumulada de N-N₂O em função do N aplicado via urina/fezes. As barras verticais representam o erro padrão da média.

5.4.2 Estudo dos fatores de emissão no ano de 2010

5.4.2.1 Fluxos de N₂O e variáveis de solo

As duas intensidades de pastejo testadas comparadas quanto à emissão de N₂O pelo teste t, não apresentaram diferença estatística entre si, somente entre os tratamentos. Desta forma, nos resultados e discussão, foram apresentados os resultados médios, com 6 repetições.

Na primeira aplicação dos tratamentos, os fluxos de N-N₂O do solo variaram de 7 a 373 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (Figura 5 B1). A aplicação de urina de ovinos aumentou os fluxos de N₂O do solo, variando de 10 a 373 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, quando comparado ao tratamento sem a aplicação de excretas (7 a 105 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). O tratamento urina com o inibidor de urease e da nitrificação reduziu os fluxos de N₂O que variaram de 12 a 289 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, quando comparado a maior dose de urina sem o inibidor (16 a 373 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). A ureia e as fezes praticamente não resultaram em alteração nos fluxos de N₂O, variando entre 10 a 138 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A intensidade dos fluxos de emissão de N₂O aumentou com o aumento da dose de urina aplicada (U75=228; U150=304; U300=373 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹).

Na segunda aplicação dos tratamentos, os fluxos de N-N₂O do solo variaram de -47 a 976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (Figura 5 B2). A aplicação de urina de ovinos aumentou os fluxos de N₂O do solo, variando de -8 a 976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, bem como a aplicação de ureia, com fluxo de -4 a 354 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, quando comparado ao tratamento sem a aplicação de excretas (-47 a 43 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). O tratamento urina com o inibidor de urease e da nitrificação reduziu os fluxos de N₂O que variaram de -1 a 388 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, quando comparado a maior dose de urina sem o inibidor (-0,5 a 976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). As fezes praticamente não resultaram em alteração nos fluxos de N₂O, variando de -3 a 84 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A intensidade dos fluxos de emissão de N₂O aumentou com o aumento da dose de urina aplicada (U75=208; U150=819; U300=976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). O tratamento controle apresentou fluxos negativos quando comparado aos

demais tratamentos, corroborando com os dados de Rafique et al. (2011) e Allen et al. (1996).

O influxo ou absorção de N_2O pelo solo são pouco frequentes (Vieten et al., 2007), embora o solo possa atuar tanto como fonte ou dreno deste gás. Segundo Chapuis-Lardy et al. (2007), a identificação de condições e variáveis específicas para o consumo de N_2O pelo solo ainda não estão bem esclarecidas. No entanto, solos em condições de baixa disponibilidade de N mineral e/ou condições de alta umidade são conhecidos e reportados na literatura como sumidouros de N_2O (Bremner, 1997; Flechard et al., 2005; Allen et al., 1996). Influxo de N_2O significativo ocorreu no tratamento com baixa disponibilidade de N (tratamento controle), 1 DAA dos tratamentos, em condições de solo com PPA em torno de 50%. Khalil et al. (2002) em seus estudos também encontraram influxos isolados de N_2O em condições de PPA semelhantes a deste estudo e baixa disponibilidade de N mineral no solo, avaliando a aplicação de resíduos de culturas, fertilização nitrogenada e aplicação de dejetos durante o período de um ano. Rosenkranz et al. (2005) descrevem em seu trabalho que o N_2O atmosférico pode ser utilizado como acceptor final de elétrons durante o processo de desnitrificação no solo, quando NO_3^- no solo se apresenta em concentrações muito baixas.

Independente da primeira ou segunda aplicação dos tratamentos, levando em consideração todo o período avaliado, com o aumento da dose de urina aplicada, houve aumento nos fluxos de N_2O . A aplicação da urina com inibidores da urease e da nitrificação (U300+i) apresentou valores de fluxos intermediários entre a U75 e U150. Quanto aos tratamentos esterco e controle, ambos apresentaram fluxos semelhantes. O tratamento ureia foi o único que não apresentou comportamento semelhante nas duas aplicações; este tratamento apresentou fluxos semelhantes ao esterco e ao controle na primeira aplicação, mas na aplicação posterior, apresentou valores superiores a estes, emitindo fluxos semelhantes aos tratamentos U75 e U300+i.

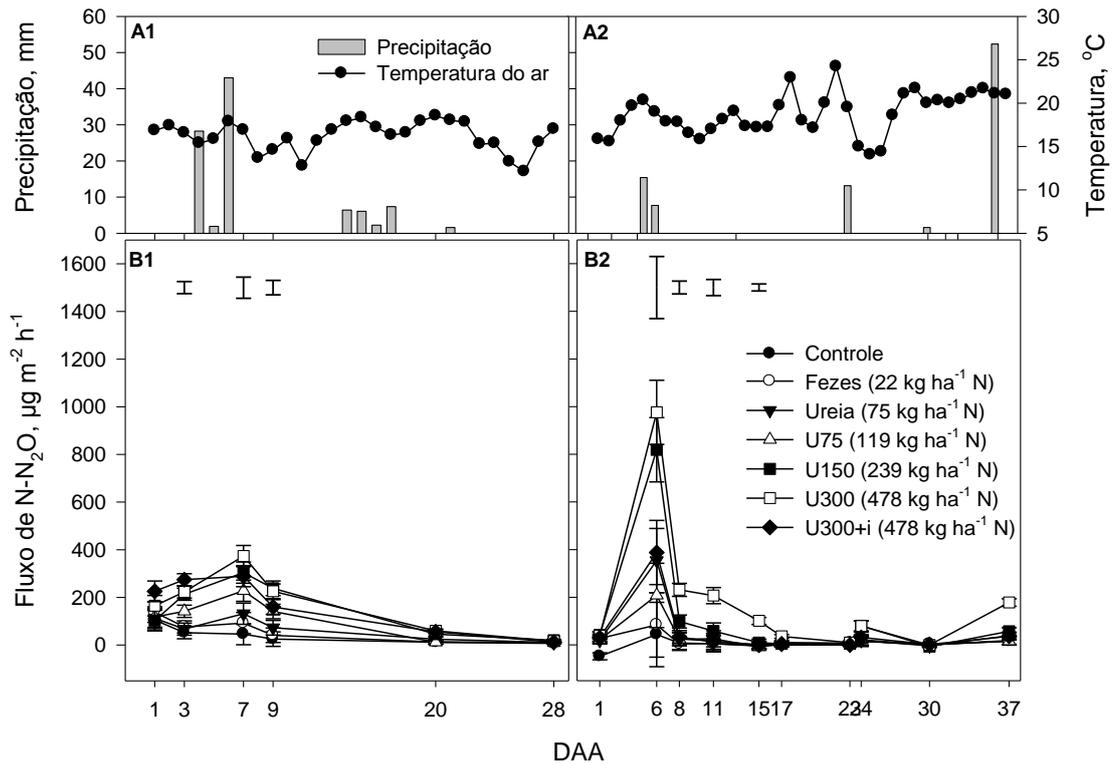


Figura 5. Variáveis meteorológicas (A1 e A2) e fluxos diário de N-N₂O do solo após a primeira (B1) e a segunda aplicação (B2) de ureia, fezes e doses crescentes de urina de ovinos e urina com inibidor da urease e da nitrificação. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais no topo do gráfico do fluxo de N₂O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

Na figura 5 (B1 e B2), observa-se o efeito dos tratamentos nas emissões de N₂O até os 9 DAA, sendo que o pico de emissão de N₂O ocorreu aos 7 DAA para a primeira aplicação dos tratamentos. Na segunda aplicação, o efeito dos tratamentos nas emissões de N₂O foi observado até os 15 DAA e posteriormente aos 37 DAA, sendo que o pico de emissão de N₂O ocorreu aos 6 DAA dos tratamentos.

Outros estudos verificaram picos de emissão até os 5 DAA (Liebig et al., 2008), no 7º DAA (Yamulki et al., 1998) com urina de bovinos nos EUA e na Inglaterra, respectivamente e 4 DAA (Koops et al., 1997) com urina artificial na Holanda. Estes picos coincidiram com eventos de chuva, ou seja, aumento da PPA do solo, indicando que o processo de desnitrificação seria o principal responsável pela produção de N-N₂O quando do pico de emissão. Além dos eventos de chuva, deve-se considerar que, quando da aplicação de urina, há aumento da umidade do solo o que pode causar picos de emissão de N₂O em períodos logo após a aplicação de urina (de Klein et al., 2003). Ambus et al.

(2007) obteve pico de emissão de N₂O aos 6 DAA de urina sintética em solo com pastagem na Dinamarca, em condições de laboratório. No entanto, efeitos mais prolongados quando da aplicação de excretas foram observados, sendo os picos de emissão aos 12 (Allen et al., 1996) e 14 DAA (Williams et al., 1999) na Inglaterra e aos 18 DAA (Luo et al., 2008) na Nova Zelândia, como ocorreu na aplicação de 2009. Este efeito prolongado da urina nas emissões de N₂O foi associado pelos autores à boa disponibilidade de água no solo, com valores de PPA superiores a 65%, justificado pelo característico inverno chuvoso nessas regiões.

Apesar do período de ocorrência dos picos de emissão terem sido semelhantes nas duas épocas de aplicação (6^o e 7^o DAA dos tratamentos), a magnitude das emissões de N₂O foram diferentes. Na primeira aplicação os fluxos máximos de emissão de N-N₂O foram de 373 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, enquanto na segunda aplicação atingiram 976 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, aproximadamente 2,5 vezes superior ao da primeira aplicação.

O período de emissão mais intensa de N₂O na primeira e na segunda aplicação dos tratamentos coincidiu com valores de PPA superiores a 60% (Figura 5 e 6). Aumento exponencial foi obtido nas emissões de N₂O com o aumento da PPA (Figura 7), corroborando com Dobbie et al. (1999) e Hedley et al. (2002). Os maiores incrementos nas emissões foram obtidos a partir de 60% da PPA, para ambas as aplicações ($r^2=0,80$) dos tratamentos neste estudo. Estes dados se comparam aos apresentados por de Klein et al. (2003); Luo et al. (2008); Carter (2007); Rafique et al. (2011); Clayton et al. (1997) e Kim et al. (2010) onde valores de PPA iguais ou superiores a 60% potencializaram as emissões de N₂O do solo.

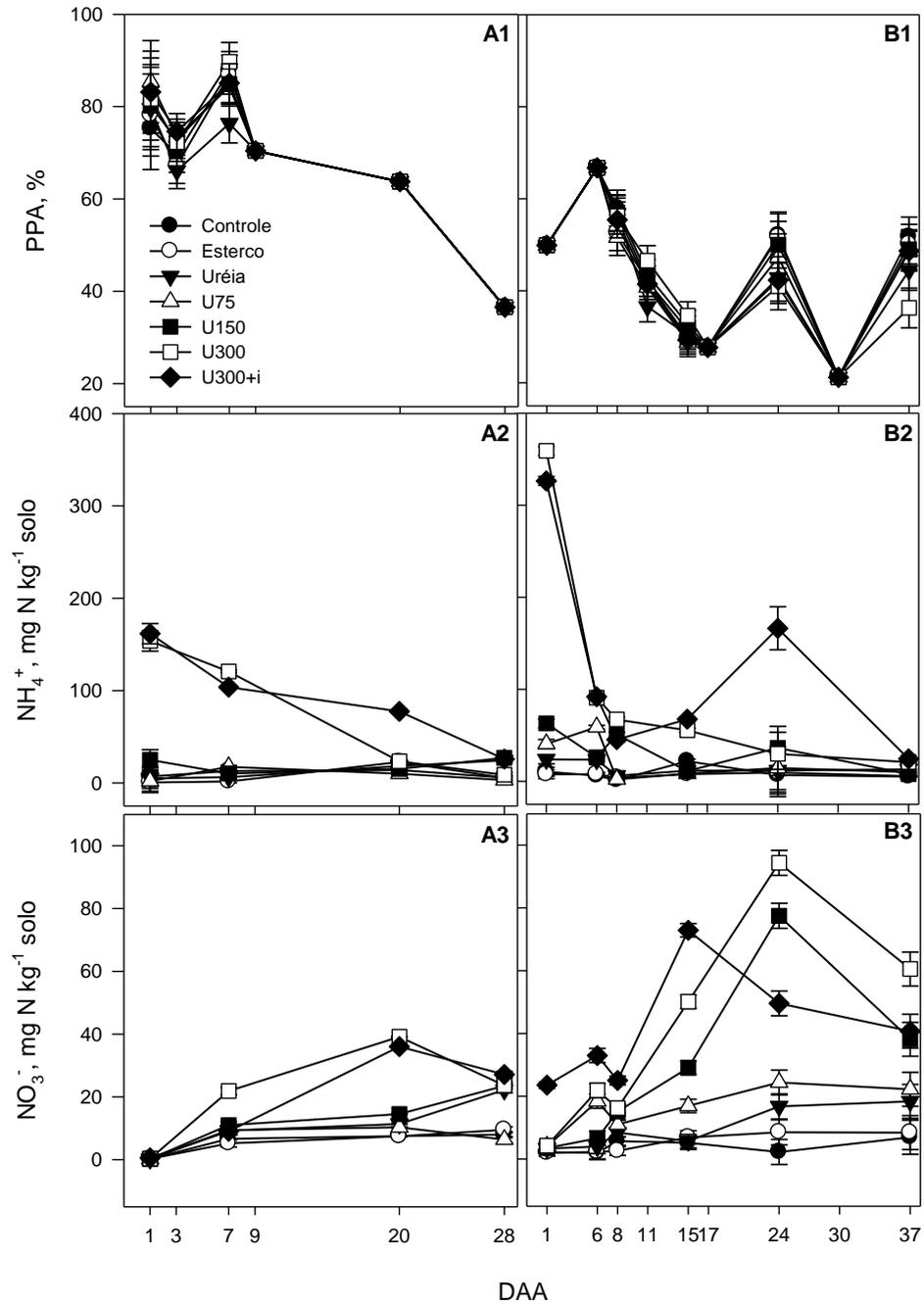


Figura 6. Porosidade do solo preenchida por água (PPA), teores de NO_3^- e NH_4^+ após a primeira (A1, A2 e A3) e segunda (B1, B2 e B3) aplicação de ureia, fezes e doses crescentes de urina e urina com inibidor da urease e da nitrificação. As barras verticais representam o erro padrão da média.

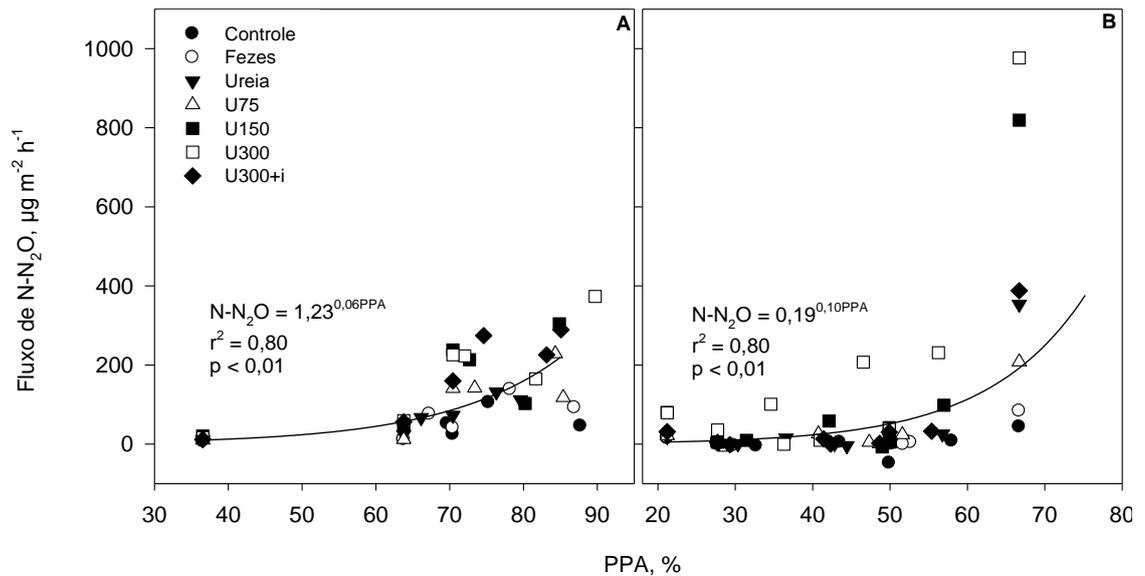


Figura 7. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de $N-N_2O$, influenciada pela aplicação de ureia, esterco e doses crescentes de urina de ovinos e urina com inibidor da urease e da nitrificação, após a primeira (A) e segunda aplicação dos tratamentos (B).

O aumento dos fluxos de N_2O atrelado ao aumento da PPA se deve à formação de sítios de anaerobiose no solo, requisito fundamental para o processo de desnitrificação (Robertson & Tiedje, 1987; Wrage et al., 2001; Saggart et al., 2004). Além disso, o aumento da PPA facilita o movimento do substrato no solo, como a difusão do NO_3^- e do C solúvel (Luo et al., 1999), dos microorganismos e das enzimas (Luo et al., 1998) a estes microsítios de anaerobiose, potencializando a emissão de N_2O . Kitzler et al. (2006) sugerem que o aumento da umidade do solo principalmente após longos períodos secos podem causar aumento na atividade microbiana, o que estaria relacionada também às emissões de N_2O .

Quanto aos teores de N mineral do solo, a aplicação da maior dose de urina (U300 e U300+i), equivalente a 478 kg N ha^{-1} , incrementou os teores de NH_4^+ no solo quando comparado aos demais tratamentos, tanto na primeira quanto na segunda aplicação, no período inicial de avaliação. Clought & Kelliher (2005) evidenciaram em seu trabalho aumento imediato nos teores de NH_4^+ no solo logo após a aplicação de 500 kg N ha^{-1} na forma de urina. Relatos da literatura indicam que em média, 80% da urina é composta por ureia (Zaman et al., 2007) e que, os 20% restantes são uma mistura de aminoácidos e NH_4^+ , caracterizados por apresentarem rápida mineralização (Bolan et al.,

2004). Sendo assim, o N presente na urina é relativamente fácil de ser metabolizado devido a seus componentes, podendo ser rapidamente convertidos a NH_4^+ por hidrólise (Allen et al., 1996; Van Groenigen et al., 2005), o que explica os valores iniciais obtidos neste experimento. Apesar das altas concentrações iniciais de NH_4^+ no solo, não se obteve correlações significativas entre N_2O e NH_4^+ (Allen et al., 1996; Yamulki et al., 1998) quando se considerou todo o período de avaliação (Tabela 2). A reaplicação dos tratamentos, apesar da utilização da mesma dose e no mesmo local demonstraram uma maior disponibilidade de N- NH_4^+ no solo na segunda aplicação no período inicial quando comparado a primeira aplicação. Nota-se, na figura 6 (A1 e B1), que a PPA do solo logo após a aplicação dos tratamentos era baixa, o que pode ter influenciado no acúmulo inicial de N- NH_4^+ , já que a mineralização do nitrogênio diminui com a redução do teor de água no solo (Stanford & Epstein, 1974).

Como o experimento foi realizado sob pastagem de azevém, deve-se levar em consideração a dinâmica de absorção dos nutrientes pelas plantas, o que afeta a disponibilidade de N no solo e está relacionado principalmente ao estágio de desenvolvimento das plantas no momento da aplicação das fontes nitrogenadas. Quando da primeira aplicação dos tratamentos, as plantas estavam no segundo corte e, segundo Flores (2006), que realizou cortes na pastagem de azevém em época semelhante a deste trabalho (setembro), é neste período que ocorre a máxima produção de matéria seca, o que remete a uma maior absorção de nutrientes, inclusive o N disponível no solo. Ao contrário, na segunda aplicação das fontes nitrogenadas, as plantas se encontravam em estágio mais próximo ao do final de ciclo, o que remete a uma menor exigência nutricional e por consequente uma menor absorção de N do solo, podendo explicar que mesmas doses de N foram disponibilizadas com uma dinâmica diferenciada à comunidade microbiana do solo, o que influenciou também nas emissões de N- N_2O .

A disponibilidade de N- NO_3^- no solo na primeira aplicação dos tratamentos aumentou a partir dos 7 DAA, concomitante à diminuição nos teores de N- NH_4^+ , atingindo os maiores teores aos 20 DAA. Por sua vez, na segunda aplicação, a disponibilidade de N- NO_3^- aumentou a partir dos 6 DAA, concomitante à diminuição nos teores de N- NH_4^+ , atingindo os maiores teores

aos 24 DAA (Figura 6). Os maiores teores de N-NO_3^- no solo não coincidiram com o pico de emissão de N_2O , independente da época de aplicação dos tratamentos, quando se considerou o período todo de avaliação, corroborando com Allen et al. (1996) e Yamulki et al. (1998). Na primeira aplicação dos tratamentos, nota-se que os níveis de N-NO_3^- no solo encontravam-se muito baixos (próximos a zero) no início do experimento (Figura 6 A3 e B3), o que não ocorreu na segunda aplicação, que apresentou níveis iniciais médios de 4 mg kg^{-1} de solo, exceto o tratamento U300+i, que apresentava em torno de $25 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo. Isto se deve possivelmente aos níveis de N-NO_3^- no solo quando da última avaliação da primeira aplicação, que apresentava valores médios de $17 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo, justificando valores iniciais superiores na segunda aplicação. Estes maiores níveis de N-NO_3^- no solo podem contribuir para explicar a magnitude dos picos de emissão de N_2O na segunda aplicação dos tratamentos, a qual foi potencializada pelas maiores concentrações de NO_3^- no solo, aliado a menor absorção pela planta e PPA em torno de 60%.

Além dos teores de NO_3^- no solo, inúmeras são as variáveis que podem estar relacionadas aos menores fluxos de N_2O na primeira época de aplicação. Uma destas variáveis pode ser a precipitação ocorrida no período inicial de aplicação dos tratamentos na primeira época. Na figura 5 (B1), observa-se que até o momento do pico de emissão de N_2O na primeira aplicação dos tratamentos a precipitação acumulada foi em torno de 73 mm, condição bem diferenciada da segunda aplicação, com precipitação acumulada até o pico de 23 mm. Essa precipitação acumulada pode ter propiciado a lixiviação de parte do NO_3^- do solo (Yamulki et al., 1998), afetando os processos de transformação do N mineral no solo e a emissão de N_2O . Além destes, um terceiro fator, a absorção deste nutriente pelas plantas, principalmente na primeira aplicação dos tratamentos, em que as plantas estavam em uma fase de maior demanda de absorção de N quando comparado a segunda aplicação dos tratamentos, o que pode ter imobilizado este nutriente no tecido vegetal. A temperatura do solo durante os períodos de avaliação também poderia estar relacionado a menor magnitude do pico de emissão na primeira aplicação dos tratamentos. Todavia, a literatura reporta que mesmo em épocas do ano que ocorrem menores temperaturas no solo, os

fatores determinantes para emissão de N_2O , são principalmente os teores de C e NO_3^- no solo e a PPA (Luo et al., 2000, 2007), o que leva a crer que o fator determinante para este maior pico na segunda aplicação foi sem dúvida, o NO_3^- acumulado no solo, a PPA ideal e a dinâmica de absorção do N mineral pelas plantas.

Viegas et al. (2002) e Osaki (2000) referem em seus trabalhos que a dose crítica de N para o adequado desenvolvimento do azevém correspondem a doses entre 150 e 200 kg N ha⁻¹. Doses superiores às reportadas indicam consumo de luxo pela cultura (Osaki, 2000). Neste experimento foram utilizadas doses de até 480 kg N ha⁻¹, propiciando maiores teores de N no solo, o qual pode ter sido lixiviado na primeira aplicação dos tratamentos devido às altas precipitações após a aplicação dos tratamentos enquanto parte foi absorvido pelas plantas devido ao estadio fenológico ao qual se encontravam no momento da aplicação. Na segunda aplicação, foram emitidos maiores fluxos de N_2O devido as menores precipitações, as quais não potencializaram a lixiviação do NO_3^- e a menor absorção deste nutriente pelas plantas, podendo justificar os maiores fluxos de N_2O .

Após a segunda aplicação dos tratamentos, os níveis de NO_3^- do solo se mantiveram altos até o final do experimento (37 DAA) e, mesmo sob estas condições, não houve emissões significativas, o que pode ser atribuído aos baixos valores de PPA durante praticamente todo o período. No último dia de avaliação (37 DAA), houve um aumento nas emissões de N_2O no tratamento U300, possivelmente em virtude da disponibilidade de água (chuva) e NO_3^- no solo, mesmo que pequena no 30º DAA. Em virtude da semeadura da soja, cessaram as avaliações neste momento (37 DAA), o que impediu avaliações posteriores. Seria interessante que as mesmas tivessem sido prolongadas em função dos altos teores de NO_3^- no solo, o que poderia acarretar em fluxos e emissões acumuladas superiores às obtidas.

Velthof et al. (1996) cita que a determinação das variáveis de solo podem não apresentar a real interação dos fatores que fazem parte dos processos de produção e emissão de N_2O do solo, não contemplando, por exemplo, as interações que ocorrem em microsítios específicos e que envolvem inúmeras variáveis e inúmeros processos responsáveis pela emissão

de N_2O . Não obstante, os maiores níveis de NO_3^- e NH_4^+ não coincidiram com os picos de emissão de N_2O . Quando se considerou o período inteiro de avaliação (28 dias) na primeira época de aplicação dos tratamentos, as emissões de N_2O não apresentaram relações simples nem múltiplas com os teores de NO_3^- e de NH_4^+ no solo (Tabela 2). Entretanto, agrupando as datas de coleta em dois períodos, inicial (1-7 DAA) e final (9-20 DAA), as emissões de N_2O apresentaram uma relação múltipla linear positiva com os teores de NO_3^- e de NH_4^+ no solo na fase inicial (Tabela 2), explicando 70% ($r^2=0,70$) das emissões de N_2O , indicando que o processo de emissão foi favorecido quando as duas formas de N mineral estavam presentes no solo (Tabela 2). A magnitude da contribuição de cada variável em relação aos seus valores absolutos é dada pelos coeficientes B (coeficiente angular) da equação, indicando quanto do N_2O foi emitido em função do N- NO_3^- ou N- NH_4^+ , presente no solo. Desta forma, calculando a relação entre os valores de B do N- NO_3^- e N- NH_4^+ na equação para o período inicial (Tabela 2) verifica-se que o N- NO_3^- apresentou um potencial de emissão de N_2O em torno de 14 vezes maior que N- NH_4^+ (11,2/0,8). Este resultado concorda com a literatura que reporta a desnitrificação como principal via de produção de N_2O (Luo et al., 2000, 2008). Por sua vez, na fase final, somente o NO_3^- foi importante nas emissões de N_2O , explicando 92% ($r^2=0,92$) das emissões neste período (Tabela 2).

Na segunda aplicação, quando se considerou o período inteiro de avaliação (37 dias), as emissões de N_2O não apresentaram relações simples nem múltiplas com os teores de NO_3^- e de NH_4^+ no solo (Tabela 2). Entretanto, agrupando as datas de coleta em dois períodos, inicial (1-6 DAA) e final (8-37 DAA), as emissões de N_2O apresentaram relação simples linear positiva com os teores de NO_3^- , tanto na fase inicial como na fase final (Tabela 2), explicando 40% ($r^2=0,40$) e 13% ($r^2=0,13$) das emissões de N_2O , respectivamente, indicando que o processo de emissão de N_2O foi favorecido quando houve predomínio de N- NO_3^- no solo.

Comportamento semelhante foi observado por outros autores (Zaman et al., 2009, Kim et al., 2010; Luo et al., 2000, 2008; Van Beek et al., 2004; Sagggar et al., 2004; Carran et al., 1995; Eckard et al., 2003), que atribuíram a desnitrificação como o processo predominante de emissão de N_2O do solo sob pastagem.

Tabela 2. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente N₂O em função do N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺ no solo.

| Aplicação | Período (DAA) | Regressões lineares | r ² ajustado |
|----------------|---------------|--|-------------------------|
| 1 ^a | 1 a 28 | N-N ₂ O = 118,2 - 1,8 N-NO ₃ ⁻ | 0,03 |
| | | N-N ₂ O = 75,8 + 0,9 N-NH ₄ ⁺ | 0,10 |
| | | N-N ₂ O = 97,7 - 1,9 N-NO ₃ ⁻ - 0,9 N-NH ₄ ⁺ | 0,20 |
| | 1 a 7 | N-N ₂ O = 116,9 + 10,7 [*] N-NO ₃ ⁻ | 0,70 [*] |
| | | N-N ₂ O = 154,2 + 0,7 N-NH ₄ ⁺ | 0,30 |
| | | N-N ₂ O = 90,3 + 11,2 [*] N-NO ₃ ⁻ + 0,8 [*] N-NH ₄ ⁺ | 0,70 [*] |
| | 9 a 20 | N-N ₂ O = 5,9 + 1,4 [*] N-NO ₃ ⁻ | 0,92 [*] |
| | | N-N ₂ O = 18,2 + 0,5 N-NH ₄ ⁺ | 0,60 |
| | | N-N ₂ O = 6,2 - 0,04 N-NH ₄ ⁺ + 1,5 [*] N-NO ₃ ⁻ | 0,90 [*] |
| | | N-N ₂ O = 112,1 - 0,6 N-NO ₃ ⁻ | 0,01 |
| 2 ^a | 1 a 37 | N-N ₂ O = 114,9 - 0,4 N-NH ₄ ⁺ | 0,02 |
| | | N-N ₂ O = 122,8 - 0,5 N-NO ₃ ⁻ - 0,3 N-NH ₄ ⁺ | 0,02 |
| | | N-N ₂ O = -40,5 + 65,1 [*] N-NO ₃ ⁻ | 0,40 [*] |
| | 1 a 6 | N-N ₂ O = 195,2 + 3,4 N-NH ₄ ⁺ | 0,06 |
| | | N-N ₂ O = -9,5 + 68,6 [*] N-NO ₃ ⁻ - 6,7 N-NH ₄ ⁺ | 0,60 |
| | 8 a 37 | N-N ₂ O = 21,6 + 0,8 [*] N-NO ₃ ⁻ | 0,13 [*] |
| | | N-N ₂ O = 41,6 - 0,003 N-NH ₄ ⁺ | 0,01 |
| | | N-N ₂ O = 22,0 - 0,01 N-NH ₄ ⁺ + 0,8 N-NO ₃ ⁻ | 0,40 |

* p<0,05

Em resumo, quando a PPA apresentou valores superiores a 60% e o teor de NO₃⁻ não apresentou uma relação significativa com a emissão de N₂O, pode-se dizer que o processo de desnitrificação foi o mais relevante nas emissões de N₂O durante as avaliações. Diversos autores enfatizam que além da PPA e do NO₃⁻ há necessidade da disponibilidade de C solúvel no solo, visto que o processo de desnitrificação é realizado por microrganismos heterotróficos (Wrage et al., 2001). Apesar de não ter sido avaliado o C solúvel no solo, pode-se inferir que, este não foi fator limitante, pois a aplicação de

urina e fezes incorporam o C prontamente disponível ao solo e, além disso, a decomposição da matéria orgânica presente no solo e ciclagem de C pelas plantas de azevém contribuem para este processo.

Em ambas as aplicações dos tratamentos não se pode afirmar o período real (DAA dos tratamentos) a partir do qual não se observaria mais o efeito dos tratamentos nas emissões de N_2O . Simulando os períodos de pastejo a campo, as datas de aplicação dos tratamentos coincidiram com a data de início dos ciclos de pastejo (segundo e terceiro ciclos), não permitindo que estes teores no solo retornassem aos teores iniciais de NO_3^- , principalmente, e quando da segunda aplicação dos tratamentos, estes níveis apresentavam teores elevados, quando comparado aos teores encontrados no início do experimento, o que poderia interferir de alguma maneira nas emissões de N_2O . Pôde-se observar o efeito dos tratamentos na emissão de N_2O até os 28 DAA dos tratamentos, mas como os teores de NO_3^- no solo ainda estavam elevados, quando comparado aos teores iniciais, não se pode provar se, ao longo do tempo isso não resultaria em emissões significativas quando as condições fossem propícias. Por sua vez, quando da segunda aplicação dos tratamentos, não se pode afirmar o momento a partir do qual não se observou o efeito na emissão de N_2O , pois aos 30 DAA dos tratamentos teoricamente as emissões para todos os tratamentos estavam semelhantes às do tratamento controle, mas quando da última avaliação (37 DAA), os teores de N_2O estavam aumentando para a maior dose de urina aplicada, não podendo se concluir até quando os efeitos dos tratamentos poderiam ser observados.

As discussões acima enfatizam de uma maneira geral o comportamento dos fluxos de N_2O e suas variáveis controladoras. Como exposto no início da discussão, com o aumento da dose de urina aplicada, houve aumento nos fluxos de N_2O . No entanto, a aplicação da maior dose de urina com inibidores da urease e da nitrificação (U300+i) apresentou valores de fluxos intermediários entre a U75 e U150, evidenciando sua eficiência na mitigação das emissões de N_2O . Relatos da literatura demonstram a eficiência da utilização de inibidores de urease e nitrificação na redução das emissões de N_2O do solo quando se aplicou fertilizantes nitrogenados sintéticos e excretas de animais em solos sob cultivo de pastagens (McTaggart et al., 1997; Zaman et al., 2009; Zaman & Blennerhasset, 2010; Kelliher et al., 2008). Neste

estudo, a figura 6 A2 e B2 demonstra a explicação da eficiência da aplicação de inibidor da urease e da nitrificação juntamente a urina de ovinos. Comparando a maior dose de urina com e sem a aplicação do inibidor, os teores de NH_4^+ no solo quando da adição de inibidor da urease e da nitrificação apresentaram os maiores teores ao longo de praticamente todo o período de avaliação, tanto na primeira quanto na segunda aplicação dos tratamentos enquanto que, os teores de NO_3^- foram menores tanto na primeira quanto na segunda aplicação dos tratamentos. A eficiência do inibidor da urease e da nitrificação está relacionada na inibição do primeiro estágio da nitrificação, que consiste na oxidação de NH_3^+ para NO_2^- , principalmente por *Nitrosomonas europaea* (Moir et al., 2007; Singh et al., 2008a), mantendo a forma amoniacal do N até o momento em que o inibidor é degradado e perde sua eficiência. De acordo com Edmeades (2004), o DCD age especificamente sobre a enzima monooxigenase, bloqueando o sítio ativo onde a amônia é convertida em nitrito. Com isso, ocorre também a redução na taxa de formação de NO_3^- no solo (Frye, 2005). A intenção da utilização deste tratamento neste experimento foi um pré-teste para verificar se haveria possível eficácia do produto nas condições de campo, não se podendo fazer muitas inferências a respeito dos mecanismos envolvidos na atuação do produto. Ressalta-se que, neste estudo a dose de inibidor foi baseada em estudos preliminares disponíveis na literatura (Stüker, 2010), não avaliando variações de doses nem a formas de aplicação, fatores que poderiam interferir na sua eficácia. Portanto, sugere-se a continuação de estudos, visto que se confirmou a eficácia do produto na mitigação de N_2O em áreas de ILP, o que pode ser uma alternativa na redução de emissões deste gás, quando em áreas sob pastejo. Quanto à forma de aplicação, foi utilizado a diluição do produto na urina antes da aplicação no solo, portanto, seria interessante outros estudos avaliando a possibilidade de aplicação do inibidor a campo, para controle das excretas que seriam depositadas posteriormente à aplicação do mesmo.

O tratamento ureia apresentou baixos fluxos durante as avaliações na primeira aplicação. Possivelmente isso seja explicado pelos baixos teores de NO_3^- no solo neste tratamento, decorrentes em função da alta precipitação que ocorreu nos dias posteriores a aplicação, o que pode ter propiciado a lixiviação do NO_3^- ou a absorção deste pelas plantas, como descrito acima. Já,

na segunda aplicação deste tratamento, comportamento distinto foi encontrado, os fluxos de emissão de N_2O foram superiores, equivalendo aos fluxos obtidos para o tratamento U75, no qual foi aplicado 1,6 vezes mais N (119 kg N ha^{-1}) do que o tratamento que recebeu ureia (75 kg N ha^{-1}). Apesar da maior dose de nitrogênio ser aplicada via urina (U75), os níveis de NO_3^- no solo foram semelhantes ao longo de todas as avaliações quando comparado à aplicação de ureia, explicando emissões semelhantes de N_2O para estes tratamentos. A aplicação de ureia bem como urina ou qualquer outra fonte nitrogenada ao solo incrementa os teores de N mineral do solo, o que pode influenciar nas emissões de N_2O , dependendo das condições ambientais antes da aplicação e durante as avaliações após a aplicação. A aplicação de ureia causa rápida hidrólise à NH_4^+ , conduzindo ao acúmulo de NO_2^- no solo, o que pode incrementar os fluxos de N- N_2O (Clayton et al., 1997; Petersen et al., 2004). Diversas pesquisas (Clayton et al., 1997; Luo et al., 2007; Zaman et al., 2009) relatam o aumento nos fluxos de N_2O quando da aplicação de fertilização nitrogenada via ureia em pastagens. Haynes & Williams (1993) enfatizam que a hidrólise da ureia da urina é mais rápida que a hidrólise da ureia insumo, o que pode levar a crer que neste estudo este fato pode ter potencializado as perdas de N próximas a aplicação, reduzindo as emissões de N_2O .

Em ambas as aplicações, as fezes não apresentaram efeito nos teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo (Figura 6 A2, A3, B2, B3), o que reforça o fato de que as emissões de N_2O no tratamento com fezes foi praticamente igual às emissões no tratamento sem aplicação de excretas (Figura 5 B1 e B2). Outro fato que pode ter contribuído para o não efeito das fezes na emissão de N_2O é o fato de que o N nas fezes encontra-se principalmente na forma orgânica, a qual tende a apresentar uma taxa de mineralização menor do que o N presente na urina (Souto et al., 2005; Haynes & Williams, 1993). Além disso, as fezes de ovinos são em cíbalas, que secam sobre o solo, dificultando ainda mais a decomposição. Van der Weerden et al. (2011) também não verificaram efeito da aplicação de fezes de ovinos em pastagem quando comparado ao tratamento controle.

5.4.3 Emissão acumulada de N₂O

Na primeira aplicação dos tratamentos, o controle, as fezes, a ureia e a urina com inibidor da urease e da nitrificação resultaram em uma emissão acumulada média de 0,16; 0,26; 0,35 e 0,85 kg N-N₂O ha⁻¹, respectivamente (Figura 8A). A aplicação de doses crescentes de urina e por consequente, doses crescentes de N, resultou em emissões acumuladas de N-N₂O que variaram de 0,50 a 0,97 kg N-N₂O ha⁻¹ e aumentaram de forma linear com a dose de N aplicada. Por sua vez, na segunda aplicação, o controle, as fezes, a ureia e a urina com inibidores da urease e da nitrificação resultaram em uma emissão acumulada média de 0,07; 0,11; 0,37 e 0,41 kg N-N₂O ha⁻¹, respectivamente (Figura 8B). A aplicação de doses crescentes de urina resultou em emissões acumuladas de N-N₂O que variaram de 0,24 a 1,55 kg N-N₂O ha⁻¹ e aumentaram linearmente com a dose de N aplicada. Este comportamento linear entre a emissão de N₂O e o aporte de N, corrobora com Letica et al. (2010), van Beek et al. (2010), Flechard et al. (2007) e Bouwman (1996).

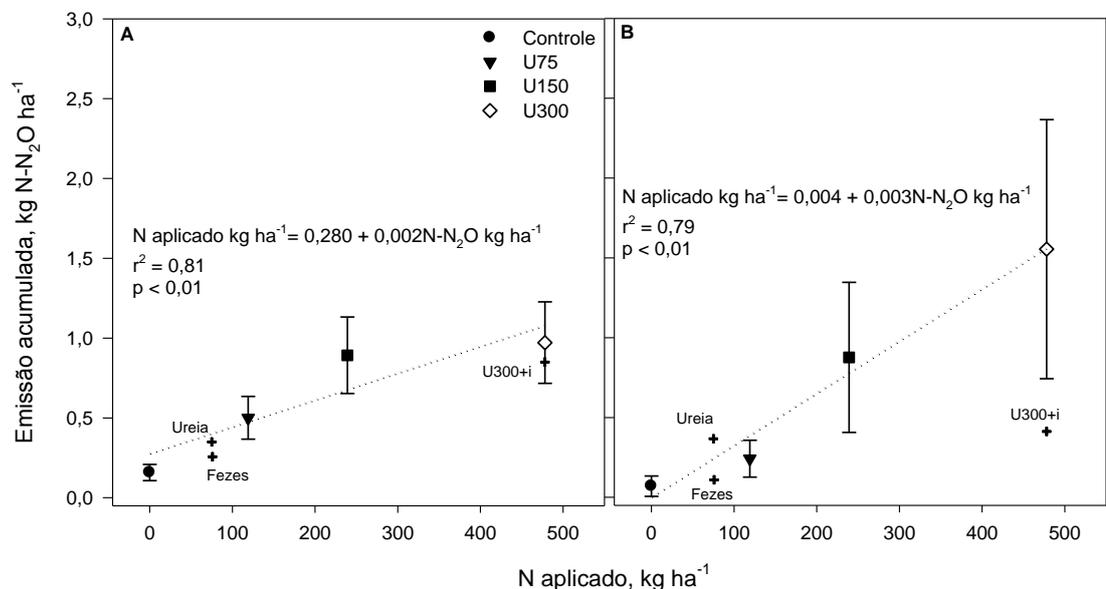


Figura 8. Emissão acumulada de N-N₂O após a primeira (A) e segunda aplicação (B) do N via ureia/urina/fezes. As barras verticais representam o erro padrão da média.

5.5 Cálculo dos FE de N₂O para os estudos de 2009 e 2010

A magnitude das emissões de N₂O pode variar grandemente com as condições de solo e clima (de Klein et al., 2003; Saggar et al., 2004; Oenema et al., 2005; Luo et al., 2008), devido a influência sobre os fatores determinantes nos processos envolvidos na produção e emissão de N₂O para a atmosfera. Desta forma, para quantificar a influência das excretas em sistema de ILP como uma fonte global na emissão de N₂O, calculou-se o fator de emissão (FE), o qual indica quanto do N aplicado foi emitido na forma de N-N₂O (Yamulki et al., 1998; IPCC, 2007; Luo et al., 2008).

Dentre as excretas utilizadas no estudo, a urina representou a principal fonte de emissão de N-N₂O tanto no ano de 2009 quanto em 2010, no entanto, quando utilizado o tratamento ureia no ano de 2010, este apresentou potencial semelhante ao da urina (Tabela 3 e 4). O FE médio dos dois anos de estudo, quando não se considera a volatilização do N-NH₃⁺, foi de 0,06% para as fezes, sendo significativamente menor do que o FE médio determinado para a urina, que variou de 0,14 a 0,34% e apresentou um valor médio de 0,27% (Tabela 3 e 4).

Tabela 3. Emissão acumulada e fatores de emissão (FE) de N₂O proveniente de excretas de ovinos no estudo realizado em 2009.

| Tratamento | Emissão acumulada | FE |
|--------------|---|------|
| | N-N ₂ O kg ha ⁻¹ | (%) |
| Controle | 0,16 | - |
| U50 | 0,55 | 0,25 |
| U75 | 0,70 | 0,23 |
| U100 | 0,96 | 0,25 |
| U125 | 1,42 | 0,32 |
| Média Urina* | 0,91 | 0,26 |
| Fezes | 0,17 | 0,01 |

*p>0,05 entre as doses testadas, permitindo a utilização do FE médio das doses.

Quanto ao tratamento ureia, o qual somente foi testado no ano de 2010, o FE obtido para este fertilizante sintético, quando não se considera a volatilização do N-NH₃⁺, foi de 0,33% (Tabela 4). A utilização de inibidores de

urease e da nitrificação reduziram o FE em 4,5 vezes na segunda aplicação dos tratamentos em relação à mesma dose sem o inibidor (Tabela 4). No entanto, quando se considerou o FE levando em conta a volatilização do N-NH_3^+ , a redução foi em torno de 2 vezes (Tabela 4). Estes valores indicam que a utilização de inibidores de urease e da nitrificação podem ser uma possível alternativa na mitigação da emissão de N_2O quando em sistemas sob pastejo com ovinos.

Tabela 4. Emissão acumulada e fatores de emissão (FE) de N_2O com e sem a volatilização da NH_3^+ , proveniente da ureia e de excretas de ovinos no estudo realizado em 2010.

| Ano | Aplicação | Tratamento | Emissão acumulada N- N_2O Kg ha ⁻¹ | FE (%) | Volatilização acumulada N- NH_3^+ Kg ha ⁻¹ | FE (%) considerando a volatilização |
|------|----------------|----------------|---|-----------|---|--|
| 2009 | | Controle | 0,16 | - | - | - |
| | | U50 | 0,55 | 0,25 | 6,09 | 0,32 |
| | | U75 | 0,70 | 0,23 | 6,09 | 0,29 |
| | | U100 | 0,96 | 0,25 | 6,09 | 0,31 |
| | | U125 | 1,42 | 0,32 | 6,09 | 0,38 |
| | | Média Urina | | 0,26* | | 0,32* |
| | | Fezes | 0,17 | 0,01 | 1,10 | 0,02 |
| 2010 | 1 ^a | Controle | 0,16 | - | 2,28 | - |
| | | U75 | 0,50 | 0,29 | 3,03 | 0,31 |
| | | U150 | 0,89 | 0,31 | 6,73 | 0,38 |
| | | U300 | 0,97 | 0,17 | 9,60 | 0,27 |
| | | Fezes | 0,26 | 0,14 | 2,11 | 0,16 |
| | | Ureia | 0,35 | 0,25 | 3,90 | 0,29 |
| | | Urina+inibidor | 0,85 | 0,14 | 10,90 | 0,25 |
| | 2 ^a | Controle | 0,07 | - | 2,45 | - |
| | | U75 | 0,24 | 0,14 | 4,67 | 0,19 |
| | | U150 | 0,88 | 0,34 | 9,93 | 0,44 |
| | | U300 | 1,55 | 0,31 | 20,54 | 0,52 |
| | | Fezes | 0,11 | 0,05 | 0,06 | 0,05 |
| | | Ureia | 0,37 | 0,40 | 6,94 | 0,47 |
| | | Urina+inibidor | 0,41 | 0,07 | 16,59 | 0,24 |
| | Média Urina | | 0,27* | | 0,35* | |
| | Média Fezes | | 0,10 | | 0,11 | |

* $p > 0,05$ entre as doses testadas, permitindo a utilização do FE médio das doses.

**Valores descontadas as perdas das testemunhas. Dados não publicados (obtidos de Viero, 2010, no mesmo solo onde se realizou este estudo).

***Valores obtidos considerando que cada kg de N-NH_3^+ volatilizada corresponde a 0,01 kg $\text{N-N}_2\text{O}$, ou seja, 1% (IPCC, 2006).

No entanto, 1% do nitrogênio volatilizado corresponde às emissões indiretas de N_2O (IPCC, 2006). Neste sentido, o FE agregado desta informação, pode ser modificado, em função da magnitude do nitrogênio

volatilizado das fontes nitrogenadas aplicadas ao solo, neste caso as excretas de ovinos ou a ureia. No estudo realizado em 2010, nota-se que o FE médio da urina quando não se considera a volatilização do N-NH_3^+ é subestimado em 22% (de 0,35% para 0,27%), enquanto que o FE médio das fezes é subestimado em 9% (de 0,11% para 0,10%). Por sua vez, quando se considera o tratamento ureia, O FE médio é subestimado em 13% (de 0,38% para 0,33%).

Como observado, é de fundamental importância a obtenção e contabilização dos valores de volatilização do N-NH_3^+ para a obtenção dos FE de N_2O . Neste sentido, na tabela 5, são apresentados os FE obtidos nos estudos realizados em 2009 e 2010. Nota-se que os FE para a urina foram muito semelhantes nos dois anos de avaliação, sendo possível sua utilização com confiabilidade, em condições semelhantes à deste experimento.

Tabela 5. Fatores de emissão (FE) de N_2O proveniente de excretas de ovinos e ureia nos estudos realizados em 2009 e 2010, considerando a volatilização do N-NH_3^+ .

| FE | 2009 | 2010 | Média |
|--------------|-------|------|-------|
| Urina | 0,32* | 0,35 | 0,34 |
| Fezes | 0,02 | 0,11 | 0,07 |
| Urina+inibor | - | 0,25 | |
| Ureia | - | 0,38 | |

*Valor obtido considerando a média da volatilização do N-NH_3^+ correspondente aos tratamentos U75 e U150, nas duas aplicações em 2010. Considerou-se que cada kg de N-NH_3^+ volatilizada corresponde a 0,01 kg $\text{N-N}_2\text{O}$, ou seja, 1% (IPCC, 2006).

Os valores médios de FE de N_2O obtidos neste estudo foram de 0,34% para a urina, 0,07% para as fezes, 0,25% para urina+inibidor e 0,38% para a ureia (Tabela 5). Estes valores podem ser considerados baixos em comparação ao padrão de 1% estabelecido pelo IPCC (2006) e na Nova Zelândia para o N depositado via excretas durante o pastejo (Sherlock et al., 1997), quando da adição de fertilizantes minerais nitrogenados. No entanto, no Brasil, devido à escassez de informações, adotam-se os valores do *default* do IPCC, os quais potencialmente superestimam as emissões de N_2O em pastagem, como verificado nesse estudo. Os valores referendados pelo IPCC não diferem tipos de solo, nem tão pouco condições climáticas da região em que o mesmo será utilizado. Neste sentido, a obtenção de um FE local, é uma

ferramenta interessante para propiciar inventários nacionais confiáveis e que possam ser utilizados em cálculos futuros representativos.

Comparado a estudos com aplicação de urina de bovinos em condições de campo em outros países, os valores obtidos de FE estão dentro da faixa observada, a qual varia de 0,02% a 3,7% (Luo et al., 2008; Yamulki et al., 1998; de Klein et al., 2008; Liebig et al., 2008). Por outro lado, o FE para as fezes foi menor do que 0,19% determinado por Yamulki et al., (1998), mas variando entre 0,04 a 0,47% em outros trabalhos (Yamulki et al., 1998; Poggemann et al., 1995; Flessa et al., 1996). Estes valores demonstram a importância em diferenciar os FE para urina e fezes, sendo que até o momento há um fator de emissão único para excretas animais (IPCC, 2006). Neste estudo ficou evidente que dentre as excretas, a urina é a principal fonte de perda de N_2O para a atmosfera.

Luo et al. (2008), em trabalho desenvolvido na Nova Zelândia, verificou que o inverno foi a estação do ano com maior potencial para emissão de N_2O (FE = 0,73%), devido a elevada precipitação e baixa evapotranspiração, mantendo o solo com maior umidade e favorecendo a desnitrificação. Apesar das condições similares no Sul do Brasil, os resultados obtidos no presente estudo sugerem menor potencial de emissão de N_2O do que o verificado pelos autores na Nova Zelândia. Entretanto, novos estudos deverão ser conduzidos no Brasil visando consolidar valores de FE representativos de uma maior diversidade de solos e de condições climáticas.

5.6 Estimativa da emissão de N_2O na fase pecuária do sistema de ILP

A estimativa da emissão de N_2O na fase pecuária (90 dias) sob baixa e moderada intensidade de pastejo foi realizada com base nas emissões de N_2O do solo sem aplicação de excretas (tratamento controle), e nos FE da urina (0,34%) e fezes (0,07%) e da ureia (0,38%). Além dessas informações, foi necessário estimar o volume de urina e de fezes nesse período, o que foi realizado tendo em consideração a lotação de 26 e 39 ovinos ha^{-1} , respectivamente, na baixa e moderada intensidade de pastejo. O volume médio

diário de urina produzido por unidade animal (~30 kg peso vivo) de 2,91 L foi determinado num período de 15 dias, cujo teor médio nos dois anos de estudo de N foi 7,5 g L⁻¹. Por sua vez, a produção diária de fezes foi de 1,01 kg unidade animal⁻¹, cujo teor de N foi de 8,7 g kg⁻¹. Outra informação relevante levada em consideração nos cálculos foi a utilização de adubação de cobertura, na forma de ureia, totalizando 150 kg N ha⁻¹ na fase pastagem.

A emissão total de N₂O na fase pecuária foi de 1,74 e 1,89 kg ha⁻¹ sob baixa e moderada intensidade de pastejo, respectivamente (Figura 9). Na média das intensidades de pastejo, em torno de 30% das emissões foram provenientes do solo, 49% da ureia, 19% da urina e menos de 2% foram provenientes das fezes. Ficou evidente que a aplicação de fertilizantes nitrogenados aumenta a emissão de N₂O do solo para atmosfera (Figura 9), sugerindo estudos no manejo da adubação nitrogenada e práticas com a utilização de inibidores da urease e nitrificação, para potencializar a mitigação de N₂O.

Quando se desconsidera a aplicação de ureia e a contribuição isolada das excretas e do solo, verifica-se que, em torno 60% das emissões são provenientes do solo, 37% da urina e em torno de 3% foi proveniente das fezes, neste caso, a expressiva contribuição da urina na emissão de N₂O comparado às fezes também foi relatado por outros autores (Yamulki et al., 1998; Lessa, 2011), a qual é decorrente além das quantidades de N aplicadas à pastagem e à disponibilidade deste ao sistema.

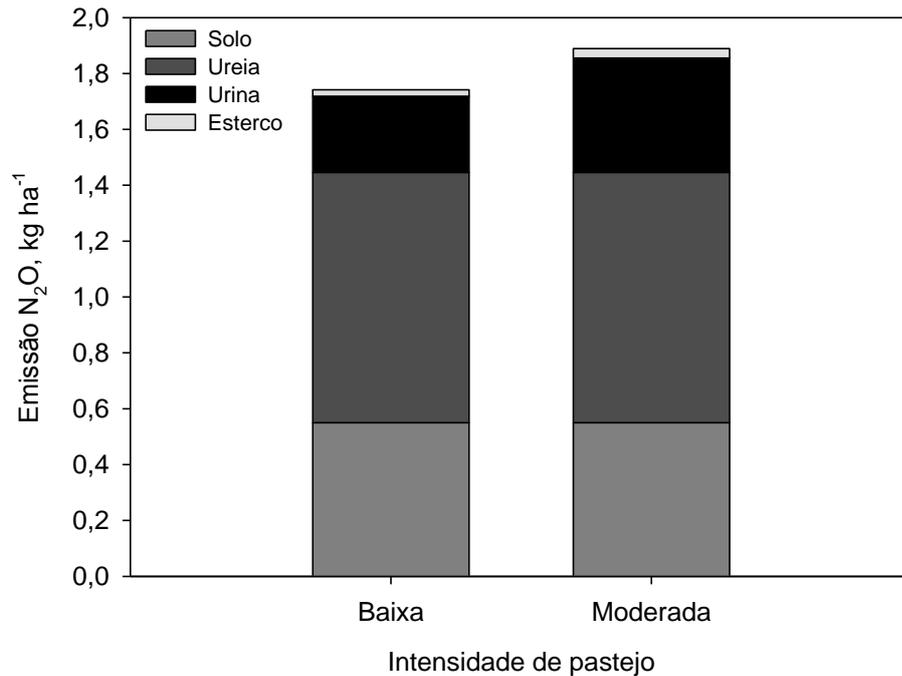


Figura 9. Emissão acumulada de N_2O na fase pastagem (90 dias) proveniente do solo, da ureia, da urina e das fezes de ovinos sob baixa e moderada intensidades de pastejo, num sistema de integração lavoura-pecuária, no Sul do Brasil.

5.7 Conclusões

A ureia é a principal fonte de N relacionada às emissões de N_2O , seguida da urina de ovinos na fase pecuária de sistemas de integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. Os fatores de emissão obtidos são aproximadamente três vezes inferiores aos recomendados no default do IPCC (2006) para urina e ureia e aproximadamente 14 vezes inferior no caso das fezes. Futuros estudos devem ser conduzidos no Brasil visando consolidar fatores de emissão de N_2O representativos de uma maior diversidade de solos e de condições climáticas.

6. ESTUDO II

Balanço de gases de efeito estufa em integração lavoura-pecuária, no Sul do Brasil

6.1 Resumo

As fontes e as contribuições relativas de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) nas emissões totais do sistema de integração-lavoura-pecuária (ILP) são influenciadas pelo manejo adotado no sistema. O presente estudo foi realizado em um experimento de longa duração (sete anos) e conduzido durante dois anos agrícolas (2009/10 e 2010/11), com o objetivo de avaliar o potencial de diferentes métodos e intensidades de pastejo em um sistema de integração lavoura-pecuária, em mitigar as emissões de GEE. Amostras de ar foram coletadas, em sistema de ILP com pastejo contínuo e rotativo com carga animal baixa e moderada, utilizando o método da câmara estática, e a concentração de N_2O e CH_4 foram analisadas por cromatografia gasosa. Os teores de N mineral e umidade do solo foram monitorados durante o período de avaliação. O potencial de aquecimento global (PAG) dos sistemas foi calculado considerando as emissões de N_2O e CH_4 do solo, o CH_4 proveniente da fermentação entérica dos ovinos e os custos das atividades agrícolas e dos insumos utilizados nas duas safras avaliadas. As emissões mais intensas de N_2O do solo foram observadas durante a fase pastagem, no ano 2009/10, seguida do cultivo de soja na safra 2010/11. No cultivo de verão da safra 2009/10 e no inverno 2010/11 as emissões apresentaram valores muitos

baixos. Durante as duas safras avaliadas, as emissões mais intensas de N_2O coincidiram com valores de PPA superiores a 60%. A maior emissão média acumulada de N_2O foi observada no tratamento pastejo contínuo com baixa lotação animal ($6,6 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), que diferiu dos demais tratamentos durante o período estudado ($4,6 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O solo apresentou absorção de CH_4 (média de $-0,85 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos dois anos agrícolas avaliados), estando relacionada negativamente com a PPA do solo. Sistemas sem pastejo apresentaram os menores valores de PAG, quando comparado a sistema com pastejo, independente da carga animal e método de pastejo utilizados. As emissões de CH_4 entérico definiram o PAG, seguido das emissões de N_2O do solo e dos custos das atividades agrícolas e dos insumos, enquanto os fluxos de CH_4 do solo tiveram pouco efeito. Neste sentido, estratégias na mitigação do CH_4 proveniente da fermentação entérica dos ovinos podem ser práticas adotadas no sistema de ILP com vistas à redução do PAG.

6.2 Introdução

Os inventários nacionais das emissões de gases do efeito estufa (MCT, 2010) demonstram que a agropecuária é a maior emissora nacional, tanto de N_2O , como de CH_4 . A emissão de N_2O , no Brasil, está relacionada principalmente a agricultura, referente à deposição de dejetos animais em pastagem, seguido da aplicação de fertilizantes sintéticos, totalizando 84% das emissões deste gás no país. Quanto ao CH_4 , a agropecuária é responsável por 71% das emissões deste gás no Brasil, destes, 63% decorre da fermentação entérica do rebanho de ruminantes, quase na totalidade de gado bovino, o segundo maior rebanho do mundo (MCT, 2010). Neste sentido, nas últimas décadas, ênfase tem sido dada as fontes e as possíveis estratégias de mitigação de GEE, objetivando contribuir para a diminuição do aquecimento global antrópico e suas consequências.

Sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) podem ser definidos como a alternância temporária do cultivo de grãos e pastejo de animais em gramíneas e/ou leguminosas e seus consórcios. A rotação pastagens e culturas de grãos torna-se uma das estratégias bastante promissoras para

desenvolver sistemas de produção menos intensivos no uso de insumos e, por sua vez, mais sustentáveis no tempo (Cassol, 2003), tanto do ponto de vista zootécnico como de produção agrícola (Fontanelli et al, 2000; Ambrosi et al, 2001).

A produção e o consumo de CH₄ e N₂O no solo são resultados de diversos processos microbianos (Alcade, 2011), sendo a nitrificação e desnitrificação os principais responsáveis pela emissão de N₂O do solo (Firestone & Davidson, 1989), por sua vez, as emissões de CH₄ são o resultado entre os processos de metanogênese e de metanotrofia (Baggs et al., 2006). Em sistemas de ILP, a emissão destes gases, principalmente o N₂O, é influenciada pela adubação nitrogenada aportada nas culturas anuais e na pastagem e pelas excretas na área depositada pelos animais na época em pastejo (Allen et al., 1996), além da possibilidade de compactação do solo pelo pisoteio animal, o que também influencia na emissão de N₂O do solo para atmosfera (Oenema et al., 1997; Thomas et al., 2008). No caso do gás CH₄, solos aerados, geralmente são sumidouros deste (Reeburgh et al., 1993), no entanto quando se considera o sistema ILP, onde há presença de animais em pastejo temporariamente, pode haver a potencialização de emissão de CH₄ para atmosfera, devido a fermentação entérica ou eructação dos ruminantes. Em sistemas de produção extensivos e de baixo investimento de capital, como ocorre no Brasil, os animais são geralmente alimentados com forragens pobres, com baixa qualidade nutricional, o que promove lento crescimento e desempenho reprodutivo e baixa produção (Lima, 2002).

Em contrapartida, pesquisas revelam que sistemas que integram agricultura e pecuária podem ser diferentes de sistemas que tratam estas duas atividades isoladas, principalmente quanto à dinâmica da matéria orgânica no solo e qualidade da pastagem. Estima-se que a inclusão de pastagem em integração com lavouras amplie o potencial de retenção de C atmosférico no solo devido ao desenvolvido sistema radicular das forrageiras (d'Andrea et al., 2004; Lal, 2002), o que pode ser aumentado pela adubação da pastagem (Shunke, 2000) e a ciclagem de nutrientes que ocorre via resíduo da adubação da cultura de grãos antecessora.

No entanto, a intensidade de pastejo utilizada pode afetar a dinâmica da produção vegetal da pastagem e, conseqüentemente, os seus efeitos nos estoques de C no solo. Maiores intensidades de pastejo implicam em uma

maior carga animal sobre a pastagem de uma área, tendo impacto sobre o ritmo e a frequência da desfolha de uma mesma planta (Vallentine, 1990). Neste sentido, altas pressões de pastejo podem apresentar efeitos deletérios à pastagem, devido ao balanço entre os fluxos de crescimento, desfolha e senescência da pastagem (Marriot et al., 1999), o que reflete também na qualidade da pastagem. Estes dados sugerem que o aumento da taxa de retenção de C no solo nos sistemas que integram lavoura e pecuária, podem ser uma estratégia de mitigação do PAG. No entanto, práticas que visem também à redução das emissões de N_2O e CH_4 do solo e CH_4 entérico devem ser consideradas, para uma maior efetividade na manutenção de uma produção agrícola sustentável, com redução nos valores de PAG do sistema.

6.2.1 Objetivos específicos

Avaliar a influência da lotação animal e do método de pastejo sobre as emissões de óxido nitroso e metano no sistema solo-atmosfera sob sistema de ILP, na fase pastagem (inverno) e lavoura (verão) no Sul do Brasil.

Identificar variáveis de solo e de clima controladoras das emissões de GEE do solo em plantio direto no sistema de integração lavoura-pecuária nas condições edafoclimáticas da Depressão Central do RS.

Quantificar o potencial de emissões de GEE do sistema ILP, a partir da quantificação das emissões de N_2O e CH_4 , em CO_2 equivalente e dos custos em CO_2 das operações e insumos agrícolas.

6.2.2 Hipótese específica

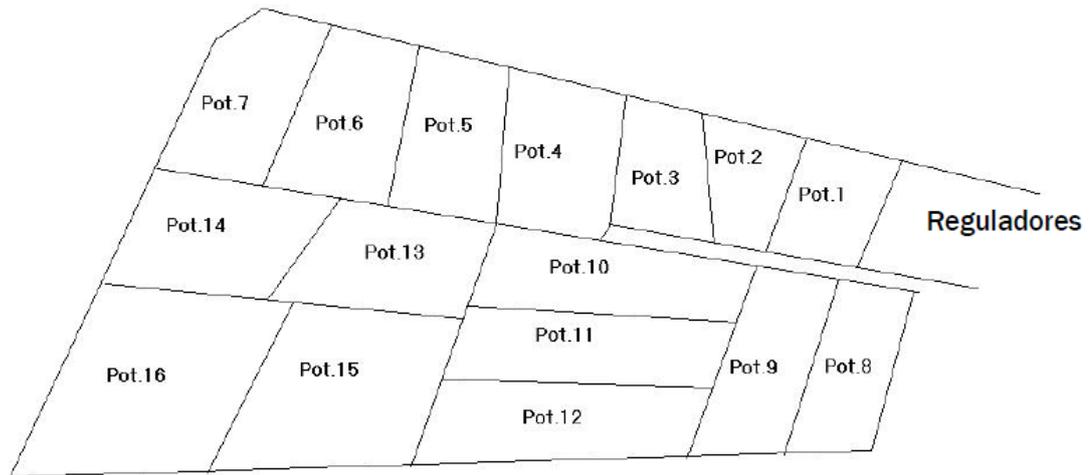
Sistemas de integração lavoura-pecuária que utilizam baixa lotação animal apresentam menor emissão de gases por unidade de produto em comparação a moderada lotação animal, independente do método de pastejo.

6.3 Material e métodos

6.3.1 Localização e caracterização da área experimental

O experimento está sendo conduzido desde o ano de 2003 na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), no município de Eldorado do Sul, situado na Depressão Central do estado do RS. O solo é classificado como um Argissolo Vermelho Distrófico Típico (EMBRAPA, 2006), de textura arenosa (190 g kg⁻¹ argila). O clima da região é subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,3 °C, com formação ocasional de geadas no período de maio a setembro. A precipitação pluviométrica média anual da região é em torno de 1400 mm, com média mensal de 120 mm (Bergamaschi & Guadagnin, 1990).

No modelo originalmente concebido para pequena propriedade, a lavoura de soja e/ou milho é integrada com a produção de carne ovina, onde a produção de cordeiros se dá em pastagem de azevém (*Lolium multiflorum* L.) no inverno. O experimento consta de duas intensidades de pastejo (moderada e baixa), definidas por ofertas de forragem representando, respectivamente, 2,5 e 5,0 vezes o potencial de consumo dos animais (NRC, 1985), e de dois métodos de pastejo (contínuo e rotativo) utilizando-se pastagens de azevém em ressemeadura natural na fase pecuária. No verão, a soja é cultivada em rotação com o milho. Os tratamentos estão dispostos segundo um delineamento em blocos casualizados em arranjo fatorial (2 x 2-dois métodos e duas intensidades de pastejo), com quatro repetições, totalizando 16 unidades experimentais (Figura 10). A área experimental totaliza seis hectares, incluindo-se uma área de 1,7 ha destinada aos animais reguladores. Em adição aos tratamentos referenciados, uma área cultivada no verão e mantida sem pastejo no inverno é utilizada como testemunha.



| Tratamento | Potreiro | Área (ha) |
|------------|----------|-----------|
| CM | 5 | 0,26 |
| | 4 | 0,28 |
| | 1 | 0,27 |
| | 8 | 0,27 |
| CB | 15 | 0,31 |
| | 12 | 0,25 |
| | 2 | 0,27 |
| | 16 | 0,41 |
| RM | 9 | 0,25 |
| | 6 | 0,24 |
| | 10 | 0,27 |
| RB | 3 | 0,27 |
| | 14 | 0,23 |
| | 7 | 0,27 |
| | 11 | 0,25 |
| | 13 | 0,24 |

Figura 10. Croqui da área experimental e disposição dos poteiros (unidades experimentais) nos tratamentos lotação contínua baixa (CB), lotação contínua moderada (CM), lotação rotacionada baixa (RB) e lotação rotacionada moderada (RM).

A soja foi colhida em abril/maio e o milho em março, ocorrendo à ressemeadura natural do azevém já no final do ciclo das culturas de verão. A entrada dos animais na área ocorreu em fins de julho, os quais permanecem até o final de outubro/início de novembro, quando da semeadura mecanizada da soja ou do milho. Quando da implantação dos experimentos, realizou-se a correção da acidez do solo pela aplicação de $1,0 \text{ t ha}^{-1}$ na superfície do solo, a qual correspondeu à recomendação da CQFS RS/SC (2004). As doses de fósforo e potássio aplicadas na soja e as doses de fósforo, potássio e nitrogênio no milho corresponderam à recomendação da CQFS RS/SC (2004), as quais foram aplicadas na linha de semeadura.

6.3.2 Períodos e tratamentos avaliados

A emissão dos gases de efeito estufa (N_2O e CH_4) e as variáveis de solo relacionadas às emissões foram avaliadas durante os anos agrícolas 2009/10 e 2010/11, compreendendo o ciclo das culturas de verão e os períodos de manejo da pastagem nas duas safras. As avaliações foram constituídas de três repetições de campo, nas quais foram dispostas duas câmaras estáticas para coleta de ar e as variáveis de solo foram avaliadas por meio de duas sub-amostras por unidade experimental.

O período de verão da safra 2009/10 iniciou com a semeadura do milho (29 de janeiro de 2010) e o término desta safra ocorreu com a saída dos animais após período de pastejo no inverno (25 de outubro de 2010). A adubação de base utilizada na semeadura do milho correspondeu à dose de $400 \text{ kg NPK ha}^{-1}$ na formulação 08-30-15, aplicados no momento da semeadura e 90 kg N ha^{-1} , na forma de ureia (45% de N) em cobertura, quando as plantas atingiram o estágio fenológico V6 (23 de fevereiro de 2010). No período de inverno, a adubação de cobertura utilizada foi de 150 kg N ha^{-1} , na forma de ureia (45% de N), parcelados em duas aplicações, sendo 70 kg ha^{-1} de N na primeira (21 de agosto de 2010) e 80 kg ha^{-1} de N na segunda aplicação (01 de outubro de 2010). O pastejo foi realizado entre 31 de julho de 2010 e 25 de outubro de 2010.

A safra 2010/11 iniciou após a saída dos animais no período de inverno (25 de outubro de 2010), seguido da semeadura da soja (17 de dezembro de 2010), sendo o término desta safra com a saída dos animais após período de pastejo no inverno (22 de outubro de 2011). A adubação de base utilizada na semeadura da soja correspondeu à dose de 300 kg ha^{-1} de NPK na formulação 00-20-20. No período de inverno a adubação de cobertura utilizada foi de 150 kg ha^{-1} de N, na forma de ureia (45% de N), parcelados em duas aplicações, sendo 70 kg ha^{-1} de N na primeira (24 de maio de 2011) e 80 kg ha^{-1} de N na segunda aplicação (02 de setembro de 2011) e 400 kg ha^{-1} de NPK na formulação 08-20-20, em cobertura (24 de maio e 02 de setembro de 2011). O pastejo foi realizado entre 18 de junho de 2011 a 12 de outubro de 2011.

Na safra 2009/10 as avaliações de emissão de N_2O e CH_4 e das variáveis de solo para o período de verão foram realizadas de janeiro a maio (2010), totalizando 11 avaliações. As avaliações do período de inverno foram realizadas de maio a outubro (2010), totalizando 9 avaliações.

Em 2010/11 as avaliações de emissão de N_2O e CH_4 e das variáveis de solo para o período de verão foram realizadas de dezembro (2010) a abril (2011), totalizando oito avaliações. As avaliações do período de inverno foram realizadas de maio a outubro (2011), totalizando 10 avaliações.

6.3.3 Coleta de ar e análise dos gases

O método utilizado para a coleta de ar foi o da câmara estática (Figura 11). As câmaras utilizadas na safra 2009/10 tanto no período de verão quanto no inverno foram confeccionadas em material de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de 0,2m de altura e 0,25m de diâmetro e equipadas com válvula manual para acoplar as seringas de polipropileno usadas na amostragem do ar, além de um termômetro para monitoramento da temperatura interna da câmara e do solo (Figura 11 A). Na safra 2010/11 no período de verão as câmaras utilizadas foram as mesmas da safra 2009/10 e para o período de inverno, utilizou-se câmaras de aço galvanizado (Figura 11 B), com dimensões de 0,3m de altura e 0,60m largura e 0,8m de comprimento, todas equipadas com válvula manual para acoplar as seringas usadas na amostragem do ar, além dos termômetros. As coletas foram iniciadas sempre às 9h, sendo este horário representativo da média diária das emissões de N_2O do solo (Jantalia et al., 2008).



Figura 11. Câmaras utilizadas para a coleta de gases.

Após o fechamento das câmaras, amostras de ar foram coletadas aos 0, 15 e 30 minutos, em seringas de polipropileno (20 mL), que foram imediatamente armazenadas em caixas térmicas com bolsas gel para condução até o laboratório. Em todos os tempos de coleta, o ar do interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento do ventilador, ligado por 30 segundos antes da coleta.

As amostras foram transferidas ao laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos, armazenadas a 4 °C e analisadas por cromatografia gasosa dentro do período máximo de 24 horas após a coleta. As análises foram realizadas em cromatógrafo gasoso Shimadzu 2014 Modelo “Greenhouse” (equipado com três colunas empacotadas operando à 80 °C, N₂ como gás de arraste (25 mL min⁻¹), injetor (250 °C) com amostragem direta de 1 mL, e detector de captura de elétrons (DCE) com Ni₆₃ a 325°C. No DCE utilizou-se uma mistura de 5% Argônio/Metano (P5) como gás make-up, para melhorar a detecção do N₂O.

Os fluxos dos gases foram calculados pela equação:

$$F = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

F é fluxo do gás ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$);

d[gás]/dt é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo ($\mu\text{g N}_2\text{O câmara}^{-1} \text{h}^{-1}$);

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases ($0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. A emissão acumulada para as fases pastagem (inverno) e agrícola (verão), nos anos agrícolas 2009/10 e 2010/11 foi calculada pela integração da área sob a curva obtida pela interpolação da média dos fluxos de gases do solo, utilizando os fluxos médios das três câmaras de cada unidade experimental. A integração dos dados foi realizada através do software Origin® 8.0.

6.3.4 Avaliação das variáveis de solo

Concomitante as coletas de ar, foram coletadas duas sub-amostras de solo por unidade experimental na profundidade de 0,10m para determinação da umidade e dos teores de NH_4^+ e NO_3^- , para verificar sua influência nas emissões de N_2O e de CH_4 .

6.3.4.1 Densidade do solo

A densidade aparente do solo foi determinada utilizando o método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997). Foram coletadas amostras de solo indeformadas, utilizando-se anéis metálicos (0,05 x 0,085 m), em dois pontos distribuídos ao acaso dentro de cada unidade experimental, na profundidade de 0-0,10m, após a saída dos animais da fase pastagem, no ano agrícola 2009/10, após a safra de milho em maio de 2010 e da safra de soja em abril de 2011. Depois de coletados, os anéis foram colocados em latas com tampa vedada com fita adesiva para evitar a perda de umidade do solo até a determinação em laboratório. No laboratório, as amostras foram pesadas úmidas e posteriormente, colocadas em estufa de secagem a 105 °C por um período superior a 48 horas, para determinação da densidade do solo.

6.3.4.2 Porosidade do solo preenchida por água (PPA)

No início do experimento, amostras de solo foram coletadas com auxílio de anéis metálicos para avaliação da densidade aparente do solo (EMBRAPA, 1997) e densidade de partículas (Gubiani et al., 2006), visando o cálculo da porosidade do solo preenchida por água (PPA), conforme descrito em Paul & Clark (1996):

$$PPA = (u_g \cdot d_s) / (1 - d_s / D_p)$$

Onde:

PPA é a porosidade do solo preenchida por água (%);

u_g é umidade gravimétrica ($g\ g^{-1}$);

d_s é densidade do solo ($Mg\ m^{-3}$);

D_p corresponde a densidade de partículas ($Mg\ m^{-3}$).

6.3.4.3 N mineral do solo

A determinação do N mineral do solo (NO_3^- e NH_4^+) foi realizada conforme descrita em Tedesco et al. (1995). O N mineral foi extraído por agitação horizontal da suspensão de ~6g de solo úmido (posteriormente corrigido para base seca) e 50 mL de KCl 1 M por 30 minutos. A amostra decantou por 30 min e desta, foram retirados 25 mL do sobrenadante para posterior destilação e titulação.

6.3.5 Balanço de gases do efeito estufa do sistema

Para o cálculo do balanço de gases do efeito estufa do sistema (PAG), as emissões de CH_4 e N_2O em cada tratamento avaliado foram convertidas para quantidades equivalentes de C- CO_2 (Robertson et al., 2000), considerando a capacidade de aquecimento de uma molécula de N_2O e CH_4 , respectivamente 298 e 25 vezes maior que uma molécula de CO_2 (IPCC, 2007).

Na equação utilizada para o cálculo do PAG, considerou-se os fatores de conversão de 81,27 [298/(44/12)] para N₂O e 6,82 [25/(44/12)] para CH₄, sendo referentes à conversão das emissões anuais dos respectivos gases para quantidades anuais equivalentes de C-CO₂.

$$\text{PAG (kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}) = (\text{N}_2\text{O} \times 81,27) + (\text{CH}_4 \times 6,82) + \text{custos C-CO}_2 + (\text{CH}_4 \text{ entérico} \times 6,82).$$

Além disso, também foram considerados os custos das atividades agrícolas e dos insumos utilizados em cada safra, expressos em quantidade equivalente de C-CO₂ (Tabela 6), baseados em levantamento apresentado em Lal (2004).

Tabela 6. Estimativa dos custos em carbono equivalente (C-CO₂) das operações e insumos nos anos agrícolas 2009/10 e 2010/11.

| Práticas de manejo/insumo | Quantidade consumida | | kg C-CO ₂ /un. insumo | Custos C-CO ₂ equivalente | |
|---------------------------------|--|---------|----------------------------------|---------------------------------------|---------|
| | 2009/10 | 2010/11 | | 2009/10 | 2010/11 |
| Operações | Diesel, L ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | |
| • Semeadura (Plantio Direto) | 3,80 | 3,80 | 0,80 | 3,04 | 3,04 |
| Fertilizante | kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | | |
| • N | 272,0 0 | 182,00 | 1,30 | 353,60 | 236,60 |
| • P ₂ O ₅ | 120,0 0 | 140,00 | 0,20 | 24,00 | 28,00 |
| • K ₂ O | 60,00 | 140,00 | 0,15 | 9,00 | 21,00 |
| Defensivos | kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | | |
| • Herbicida | 5,00 | 3,50 | 6,30 | 31,50 | 22,05 |
| • Inseticida | 0,15 | 0,08 | 5,10 | 0,77 | 0,38 |
| • Aplicação (x2) | | | 1,40 | 2,80 | 2,80 |
| Colheita | operação ano ⁻¹ | | | | |
| • Milho/soja | 1,00 | 1,00 | | 10,00 | 10,00 |
| | | | TOTAL | 434,71 | 323,87 |
| | | | MÉDIA | 379,29 | |

O PAG calculado para cada tratamento foi considerado parcial, em função da inexistência de dados que permitam contemplar o ΔC do solo (variação do estoque de carbono do início do experimento e o estoque atual).

Um índice de intensidade das emissões de gases do efeito estufa (IGEE) foi calculado como a razão entre o PAG (kg C-CO₂ ha⁻¹ano⁻¹) e o rendimento de proteína médio nas safras avaliadas. O rendimento médio de

grãos de milho e de soja considerados foram obtidos em Macari (2010). Por sua vez, os rendimentos de carne foram calculados pela diferença de peso de entrada e saída dos animais testes que foram mantidos durante todo o período de inverno na área sob pastejo, em cada safra, além disso, considerou-se um rendimento de carcaça de 40% (Carvalho et al., 2006). Considerou-se que a soja, milho e carne ovina apresentam em torno de 40% (Moraes et al., 2006), 14% (Walker, 1987) e 19% (Madruga et al., 2005) de proteína, respectivamente.

6.3.6 Condições meteorológicas

As variáveis meteorológicas precipitação pluvial e temperatura do ar diárias no período de estudo foram obtidas junto à Estação Meteorológica do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS, localizada a 500 m do experimento (de Melo, 2010, 2011). Na tabela 7, constam os dados referentes ao período de estudo.

Tabela 7. Condições climáticas durante os anos agrícolas 2009/10 e 2010/11.

| Ano agrícola | Período | Precipitação acumulada média | Contribuição da precipitação no período | Temperatura do ar média |
|--------------|----------------------------|------------------------------|---|-------------------------|
| | | mm | % | °C |
| 2009/10 | Verão (29/01 a 14/05) | 395 | 30 | 21,6 |
| | Inverno (14/05 a 26/10) | 912 | 70 | 15,0 |
| 2010/11 | Verão (26/10 a 25/04) | 913 | 55 | 21,3 |
| | Inverno (25/04 a 12/10) | 755 | 45 | 14,6 |

6.3.7 Análise estatística

A emissão acumulada, o PAG e o IGEE foram submetidos à análise de variância, sendo a diferença entre médias avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. O efeito dos métodos e da intensidade de pastejo sobre os fluxos diários de N₂O e CH₄ do solo foram avaliados por meio da

análise descritiva dos dados pelo uso do erro padrão da média. A relação entre as variáveis e os fluxos de N_2O e CH_4 foi avaliada pela significância do coeficiente de determinação (r^2) dos modelos de regressão linear e polinomial. As análises estatísticas foram realizadas no programa SPSS Statistics 17.0.

6.4 Resultados e discussão

6.4.1 Emissão de N_2O e variáveis de solo

A emissão de N_2O do solo apresentou comportamento diferenciado nas safras 2009/10 e 2010/11. Na safra 2009/10, os fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ do solo variaram de 6 a 260 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e 4 a 686 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no cultivo de verão e no período de inverno, respectivamente (Figura 12). Na safra 2010/11, os fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ do solo variaram de 7 a 243 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durante o cultivo de verão e de 0,1 a 42 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no período de inverno (Figura 13). As emissões de maior intensidade de N_2O do solo foram observadas durante o inverno (fase pastagem) no ano agrícola 2009/10. Magnitudes inferiores foram observadas durante o cultivo de soja na safra 2010/11. Por sua vez, no cultivo de verão da safra 2009/10 e no inverno 2010/11 as emissões apresentaram valores muito baixos.

Nota-se na figura 12, que durante o cultivo do milho na safra 2009/10, as emissões foram semelhantes entre os tratamentos durante todo o período avaliado, e somente na 4ª coleta, houve emissão diferenciada para o tratamento sem pastejo, o qual coincidiu com o maior valor de PPA nesta coleta, quando comparado aos demais tratamentos. Além do maior valor de PPA, que estava em torno de 80%, o teor de NO_3^- no solo se encontrava em torno de 30 mg kg^{-1} . Alta umidade do solo e disponibilidade de N provavelmente favoreceu a atividade de bactérias, principalmente as desnitrificadoras que atuam como produtoras de N_2O (Luo et al., 2000). Na safra de verão 2010/11, durante o cultivo da soja, os maiores picos de emissão foram verificados nos tratamentos CM e CB na segunda avaliação, e posteriormente na sexta avaliação nos tratamentos CM, CB e RM. As maiores emissões de N_2O coincidiram com disponibilidade de NO_3^- em torno de 25 mg

kg⁻¹ solo na segunda avaliação e PPA>60% na segunda e na sexta avaliação (Figura 12 e 13).

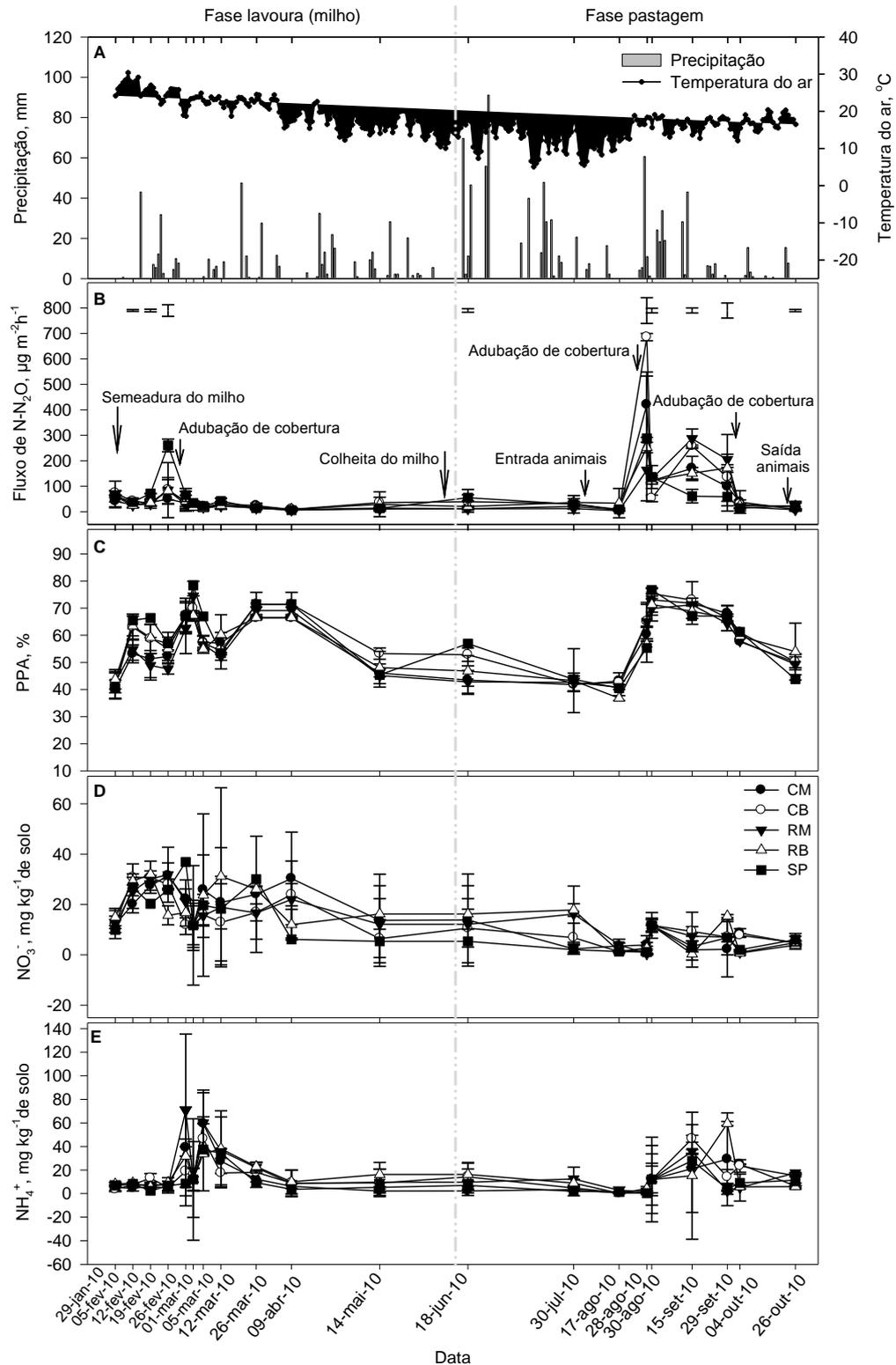


Figura 12. Precipitação e temperatura (A), fluxos de N-N₂O (B), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) e teores de NO₃⁻ (D) e NH₄⁺ (E) em um Argissolo Vermelho no ano agrícola 2009/10, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. CM: contínuo moderado; CB: contínuo baixo; RM: rotativo moderado; RB: rotativo baixo; SP: sem pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais acima do gráfico do fluxo de N₂O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

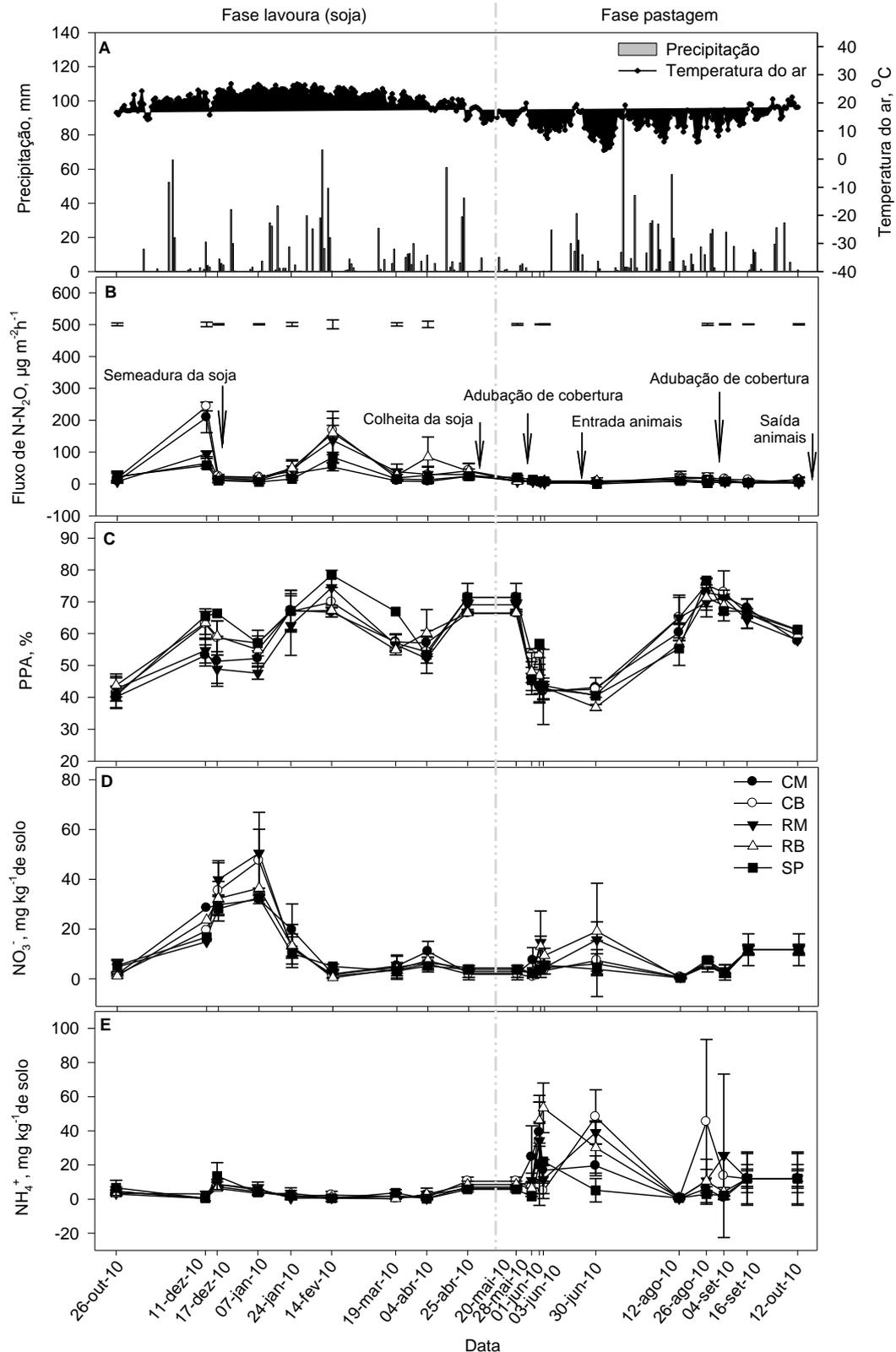


Figura 13. Precipitação e temperatura (A), fluxos de N-N₂O (B), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (C) e teores de NO₃⁻ (D) e NH₄⁺ (E) em um Argissolo Vermelho na safra 2010/11, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. CM: contínuo moderado; CB: contínuo baixo; RM: rotativo moderado; RB: rotativo baixo; SP: sem pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais acima do gráfico do fluxo de N₂O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

Quando comparamos o cultivo de verão dos dois anos agrícolas avaliadas, 2009/10 e 2010/11, nota-se que os maiores fluxos de N_2O foram constatados quando do cultivo da soja. Apesar da fixação biológica de nitrogênio (FBN) por leguminosas de cobertura resultar em alto aporte de N pela cultura (Amado, 1997), determinando a liberação de N mineral para o solo para os processos de nitrificação e desnitrificação pela população microbiana, dados de literatura confirmam que a emissão de N_2O do solo não é proveniente diretamente da FBN, *per se* (Rochette & Janzen, 2005; Alves et al., 2003; Garcia-Plazaola et al., 1993; Zhong et al., 2009). Plantas com baixa relação C:N, como é o caso da soja, liberam grandes quantidades de N mineral durante a senescência e sua decomposição, seja via exsudatos de raízes ou nódulos ou resíduos culturais após a colheita (Yang & Cai, 2005), sendo este N substrato potencial aos processos de perda de N para a atmosfera, inclusive na forma de N_2O (Rochette et al., 2004). Segundo Rochette et al. (2004), em condições de campo, a FBN não reduz quantidades significativas de N para ser considerado um potencial emissor de N_2O do solo para atmosfera. Estas informações corroboram com o IPCC (2006) que excluiu a FBN por leguminosas como uma fonte emissora de N_2O na agricultura para fins de cálculos nos inventários nacionais de emissão de GEE.

A maior emissão de N_2O durante o verão 2010/11 pode ser explicada pela elevada PPA durante este período, pelo NO_3^- acumulado no solo proveniente da conversão do NH_4^+ depositado via urina dos animais em pastejo no período antecedente à semeadura da soja, aliado ao N liberado após a dessecação do azevém realizada no mês de novembro de 2010 para posterior semeadura da soja. O pico visualizado após a semeadura da soja possivelmente ocorreu devido à alta PPA (=70%) apresentada nesta coleta, a qual foi a maior PPA do solo no período de verão desta safra. Na safra em que se cultivou milho (2009/10), a utilização de adubação nitrogenada em cobertura também poderia ter resultado em maiores fluxos de N_2O , no entanto, a ureia foi aplicada em estágio V6 (CQFS RS/SC, 2004), caracterizado pela maior demanda de nutrientes desta gramínea, o que possivelmente propiciou melhor utilização deste nutriente pela cultura, possibilitado a mitigação deste gás.

Durante o período de inverno na safra 2009/10, foram constatados os maiores fluxos de N_2O durante as duas safras avaliadas. Este período

coincidiu com os maiores valores de PPA do solo obtidas durante os dois anos de avaliação, sendo a PPA média de 73%, durante oito avaliações, das dez realizadas no período que compreendeu este ciclo nesta safra. O maior pico de emissão correspondeu ao tratamento contínuo com baixa carga animal, na quinta avaliação, que coincidiu com a coleta posteriormente à aplicação de ureia na pastagem e $PPA > 60\%$.

Quando da avaliação do inverno na safra 2010/11, fluxos muito baixos foram observados, e isso possivelmente pode ser explicado pelas condições meteorológicas, principalmente a baixa precipitação acumulada no período inicial das avaliações (30 mm em 66 dias), o que remeteu a uma PPA média de 50% nas primeiras cinco avaliações realizadas. Nota-se, porém, que os níveis de NH_4^+ do solo neste mesmo período foram consideráveis, o que poderia ter propiciado picos de emissão de N_2O . No entanto, isto não foi observado durante as avaliações, sendo os fluxos semelhantes entre os tratamentos e com valores de emissão de N_2O baixas.

Durante os dois anos agrícolas avaliados, as emissões mais intensas de N_2O coincidiram com valores de PPA superiores a 60% (Figura 12 e 13), apresentando relações significativas durante os dois anos de avaliação (Figura 14). Aumento exponencial foi observado nas emissões de N_2O com o aumento da PPA, corroborando com Dobbie et al. (1999), Hedley et al. (2002), Rafique et al. (2011).

Estes resultados são similares aos apresentados por de Klein et al. (2003); Luo et al. (2008); Carter (2007); Rafique et al. (2011); Clayton et al. (1997); Kim et al. (2010) e Cui et al. (2012), onde valores de PPA igual ou superior a 60% potencializaram as emissões de N_2O do solo. Esse efeito da umidade do solo sobre as emissões de N_2O é amplamente reconhecido na literatura (Watanabe et al., 1997; Willians et al., 1999; Saggar et al., 2004; Liebig et al., 2008; Brown et al., 2012, Burger et al., 2005; Rafique et al., 2011).

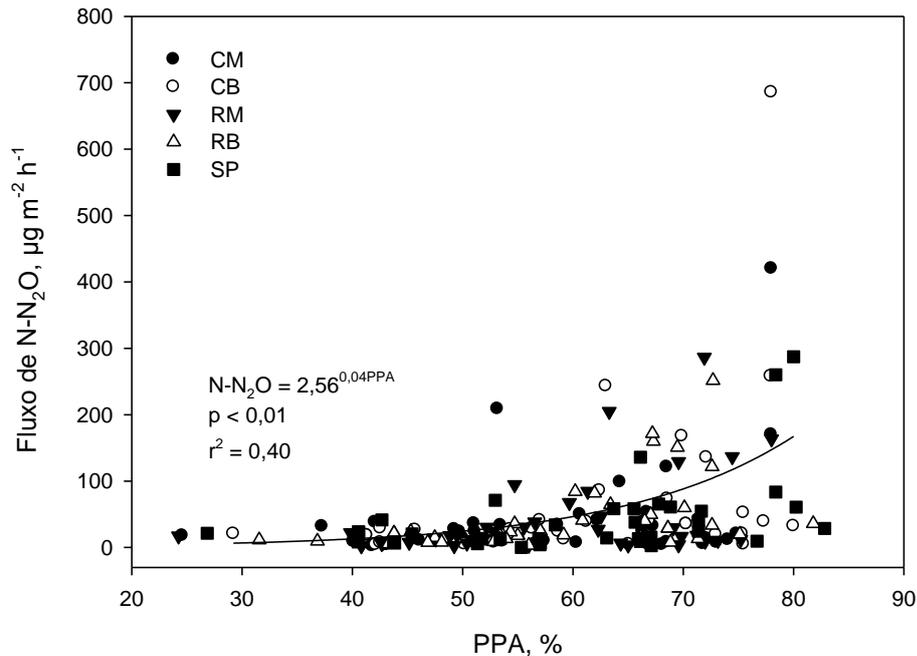


Figura 14. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de N-N₂O influenciados pelo método e intensidade de pastejo nos dois anos agrícolas avaliados.

O aumento dos fluxos de N₂O atrelado ao aumento da PPA se deve à formação de sítios de anaerobiose no solo, requisito fundamental para o processo de desnitrificação (Robertson & Tiedje, 1987; Wrage et al., 2001; Saggar et al., 2004). Além disso, o aumento da PPA facilita o movimento do substrato no solo, como a difusão do NO₃⁻ e do C solúvel (Luo et al., 1999), dos microorganismos e das enzimas (Luo et al., 1998) a estes microsítios de anaerobiose, potencializando a emissão de N₂O. Kitzler et al. (2006) sugerem que o aumento da umidade do solo, principalmente após longos períodos secos, podem causar aumento na atividade microbiana, o que estaria relacionada também às emissões de N₂O.

Nesse sentido, analisando a figura 14, nota-se que a PPA explicou 40% das emissões de N₂O do solo quando se consideraram os dois anos de avaliação. No entanto, outros fatores também são responsáveis na contribuição das emissões de N₂O do solo, contemplando as formas de N disponíveis no solo, o C disponível e a temperatura (Wrage, 2001; de Klein et al., 2003; Clough and Kellinher, 2005; Carter, 2007; Luo et al., 2000, 2008; Allen et al., 1996). Neste experimento, quando se considerou os dois anos de avaliação, não foram verificadas relações significativas dos teores de N mineral do solo com as emissões de N₂O.

Corroborando, Velthof et al. (1996) citam que a determinação das variáveis de solo podem não apresentar a real interação dos fatores que fazem parte dos processos de produção e emissão de N_2O do solo, não contemplando, por exemplo, as interações que ocorrem em microsítios específicos e que envolvem inúmeras variáveis e inúmeros processos responsáveis pela emissão de N_2O . Além disso, a dinâmica do N no solo é rápida, não garantindo o sincronismo entre o suprimento de N no período de demanda das culturas ou coincidindo com condições climáticas adversas, o que pode potencializar a perda do N para a atmosfera na forma de N_2O . A inobservância de relações entre o teor de N mineral do solo e o N_2O , pode ser atribuída inclusive pelos distintos pontos de coleta de solo e de gás para análise.

Apesar da relação não significativa da emissão de N_2O com o N mineral do solo quando se considerou todo o período avaliado, obteve-se relação significativa entre a emissão de N_2O e o NH_4^+ do solo no ano agrícola 2010/11, relação esta que explicou 30% ($N-N_2O = 39,96 - 0,98NH_4^+$, $r^2 = 0,30$, $p < 0,05$) das emissões deste gás neste ano agrícola. No entanto, de maneira geral, a maior relação das emissões de N_2O ocorreu com PPA, sendo significativa esta relação nas duas safras avaliadas, podendo-se considerar que o processo predominante na produção de N_2O do solo ao longo do estudo foi o da desnitrificação, mesmo não sendo obtidas relações significativas da emissão deste gás com o NO_3^- do solo. Este fato justifica que as maiores emissões de N_2O ocorreram quando a PPA estava acima de 60%, independente do teor de N mineral disponível no solo (Gomes, 2006), concordando com a literatura que reporta a desnitrificação como principal via de produção de N_2O (Luo et al., 2000, 2008).

As emissões acumuladas de N_2O , independente do método de pastejo, nos dois anos agrícolas avaliados, apresentaram tendência de aumento de emissão em pastejos com baixa carga animal, quando comparado com pastejos com carga moderada (Figura 15). Nota-se que, as emissões médias acumuladas de N_2O ao longo dos dois anos agrícolas (Figura 15 C), para os tratamentos CM, CB, RM e RB foram de 4,4; 6,6; 4,6; 5,1 e 4,3 $kg N_2O ha^{-1} ano^{-1}$, correspondendo a 199,4; 306,1; 209,8; 242,5 e 191,8 $kg C ha^{-1} ano^{-1}$. As maiores emissões médias acumuladas foram observadas no método de

pastejo contínuo com baixa carga animal, que diferiu dos demais tratamentos quando se considerou a média dos dois anos agrícolas avaliados neste estudado (Figura 15 C). No tratamento CB, a PPA foi em torno de 5% maior que a média dos demais tratamentos nos dois anos de avaliação, sendo o possível fator que explica a diferença obtida entre as emissões acumuladas de N_2O no período avaliado.

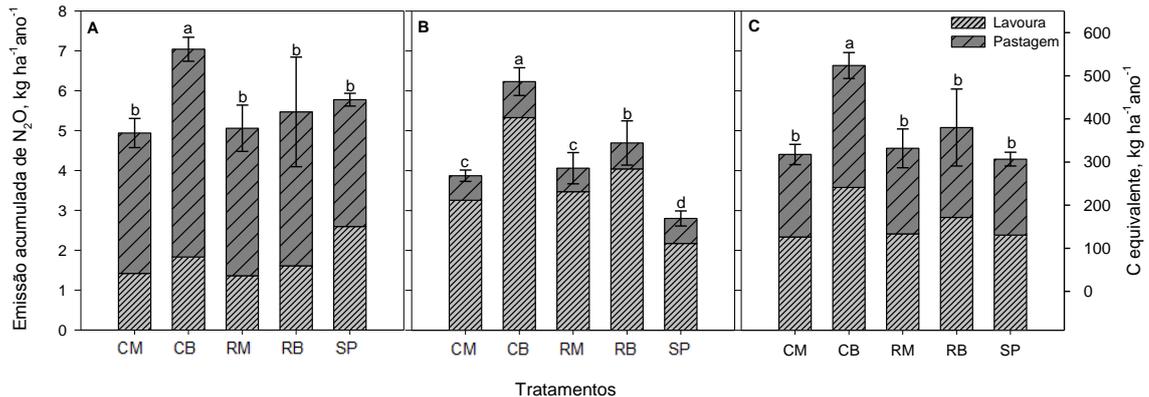


Figura 15. Emissão média acumulada de N_2O e C equivalente respectivo, no ano agrícola 2009/10 (A), 2010/11 (B) e a média do período de estudo (C). As barras verticais representam o erro padrão da média. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%.

Diferentes intensidades de pastejo influenciam a quantidade total de C e N adicionado ao solo (Cassol, 2003; Souza et al., 2008). Estudo realizado por Souza (2008) demonstrou que intensidades de pastejo moderadas (20 e 40 cm de altura do pasto) em sistemas de integração lavoura-pecuária em plantio direto promovem aumento nos estoques de carbono e nitrogênio total no solo, semelhantemente ao plantio direto sem pastejo. No entanto, quando se analisa os dados dos estoques de C no mesmo solo onde se realizou este estudo (Tomazi, dados não publicados), nota-se que os mesmos são semelhantes entre os tratamentos avaliados, no qual se utiliza intensidades moderadas e baixas de pastejo, em média de 32 Mg C ha^{-1} na camada de 0-20 cm.

Como hipótese inicial do trabalho, as emissões de N_2O seriam diferentes entre as cargas utilizadas, mas não entre os métodos. Como demonstrado na figura 15, esta hipótese não se confirmou, e isto pode estar atrelado ao explicitado anteriormente. Aliado a isso, as cargas animais utilizadas neste trabalho foram baixas e moderadas, não havendo restrição de alimento aos animais.

6.4.2 Emissão de CH₄ do solo e variáveis controladoras

De maneira geral, o solo dos tratamentos estudados atuou como dreno (valores negativos) de CH₄ durante as duas safras avaliadas (Figura 16 e 17). Solos aerados geralmente atuam como drenos de CH₄ por meio da oxidação microbiana (Smith et al., 2000, 2003), sendo a difusividade dos gás o maior contribuinte na oxidação do metano (Ball et al., 1997; Smith et al., 2000; Potter et al., 1996). No entanto, solos extremamente secos remetem a baixa atividade microbiana, o que reduz a oxidação do metano em solos (Dobbie & Smith, 1996).

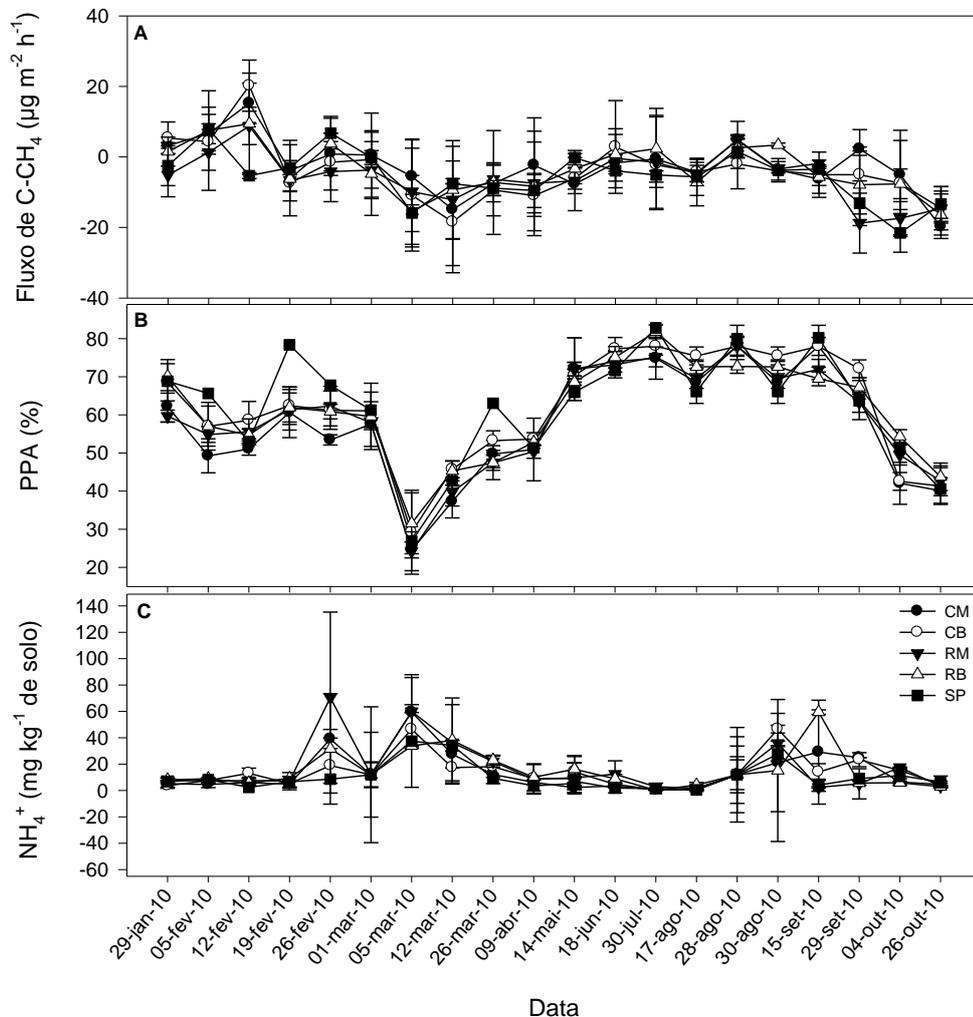


Figura 16. Fluxos diários de C-CH₄ (A), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (B) e teores de NH₄⁺ (C) em um Argissolo Vermelho na safra 2009/10, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. CM: contínuo moderado; CB: contínuo baixo; RM: rotativo moderado; RB: rotativo baixo; SP: sem pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais acima do gráfico do fluxo de N₂O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

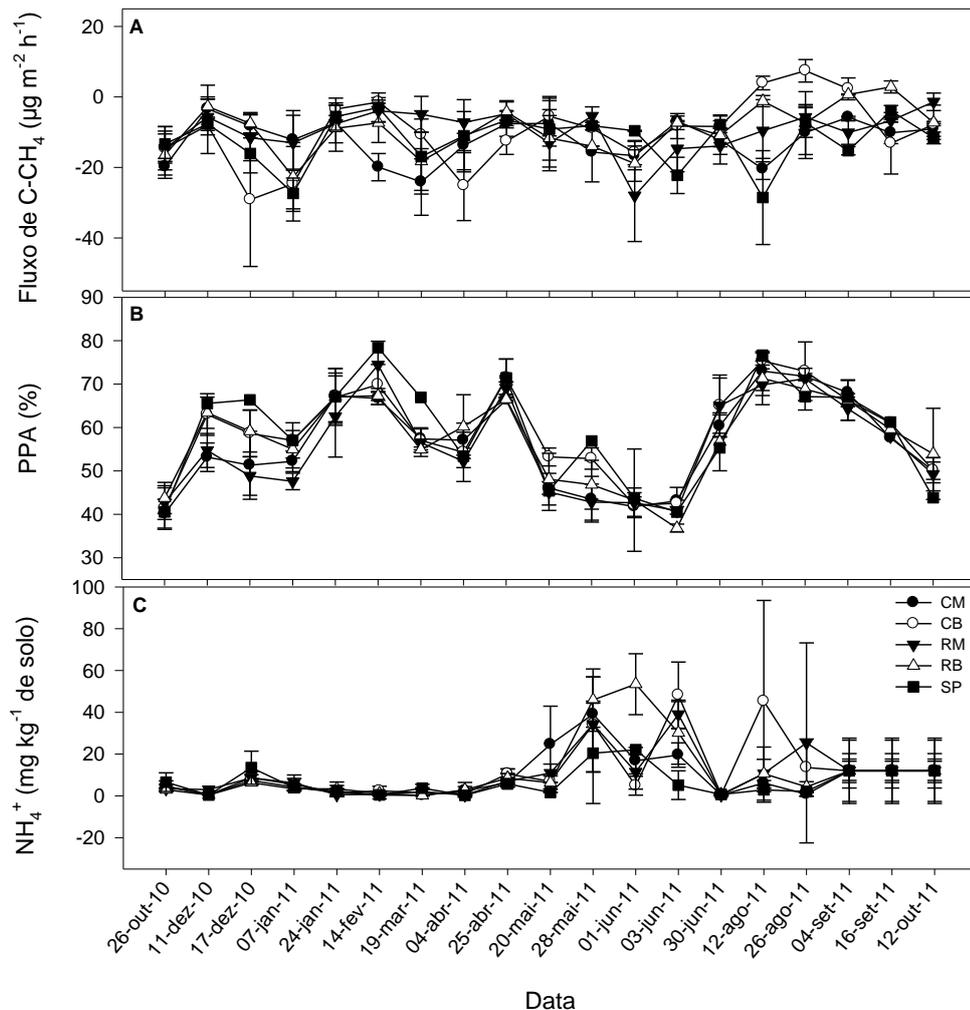


Figura 17. Fluxos diários de C-CH₄ (A), porosidade do solo preenchida por água (PPA) (B) e teores de NH₄⁺ (C) em um Argissolo Vermelho na safra 2010/11, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. CM: contínuo moderado; CB: contínuo baixo; RM: rotativo moderado; RB: rotativo baixo; SP: sem pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. Obs: As barras verticais acima do gráfico do fluxo de N₂O representam a diferença mínima significativa, a 5% de probabilidade de erro.

Neste estudo, a oxidação do CH₄ esteve relacionada negativamente com a PPA do solo (Figura 18), e esta relação linear explicou 40% do fluxo de CH₄ durante todo o período avaliado. Observa-se que com o aumento dos valores da PPA, menores são os influxos de CH₄ no solo, indicando que quando a umidade do solo aumenta, este passa a se comportar como uma fonte de CH₄ e não mais um dreno. O aumento na umidade do solo ou condições anaeróbicas induzem condições ideais para a metanogênese (Stams & Plugge, 2010; Dobbie & Smith, 1996).

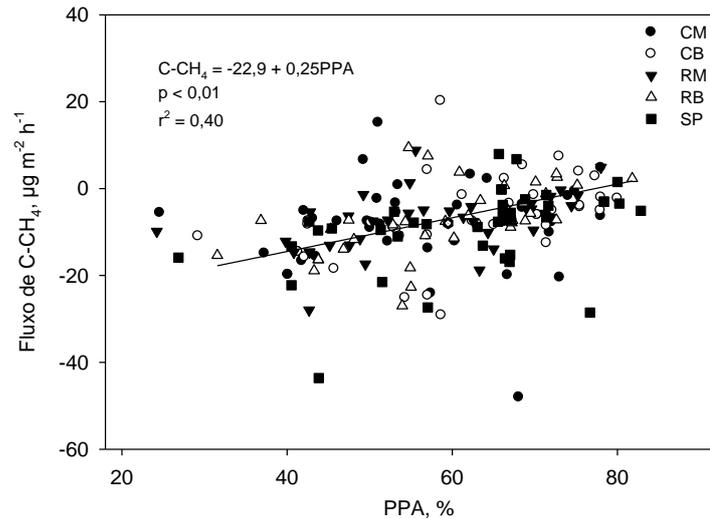


Figura 18. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o fluxo diário de C-CH₄ influenciada pelo método e intensidade de pastejo nas duas safras avaliadas.

Estudos indicam que o N mineral do solo pode inibir, estimular ou até mesmo não apresentar efeito sobre a oxidação de CH₄ do solo (Bodelier & Laanbroek, 2004). No entanto, não foram verificadas relações significativas nos fluxos de CH₄ e os teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ do solo durante o período avaliado.

A emissão acumulada média de CH₄ durante as duas safras avaliadas foi de similar magnitude entre os tratamentos (-0,85 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹) (Figura 19), sendo considerado um pequeno dreno de C, de pouca contribuição no potencial de aquecimento global do sistema (PAG), corroborando com Robertson et al. (2000); Elder & Lal (2008) e Alcade (2011).

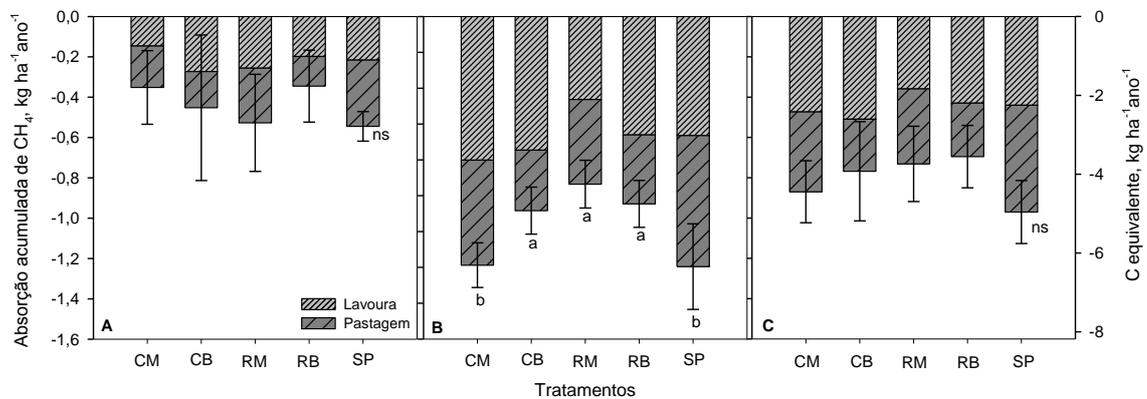


Figura 19. Absorção média acumulada de CH₄ e valores de C equivalente respectivo, no ano agrícola 2009/10 (A), 2010/11 (B) e a média do período de estudo (C). As barras verticais representam o erro padrão da média. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%.

6.4.3 Balanço de gases do efeito estufa do sistema

O potencial de aquecimento global de um sistema produtivo é representado pelas emissões líquidas de N_2O , CO_2 e CH_4 (Mosier et al., 2005). No entanto, os custos energéticos de práticas agrícolas também podem ser associados ao cálculo do PAG (Lal, 2004), bem como a emissão de CH_4 via fermentação entérica (Graux et al., 2012) na fase pastejo do sistema de ILP. Sendo assim, é de extrema importância a contabilização no cálculo do PAG do maior número de informações disponíveis para que realmente represente o potencial do sistema. Neste sentido, o cálculo do PAG representa o potencial emissor ou mitigador de GEE no período deste estudo (média de dois anos de coleta), em função dos GEE emitidos, expressos em $\text{C-CO}_2\text{eq}$.

Como observado na tabela 8, pode-se agrupar os valores de PAG em dois grupos distintos. Sistemas com pastejo, que apresentaram PAG de $1514,3 \text{ kg C-CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e sistema sem pastejo, com PAG médio de $721,8 \text{ kg C-CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os valores observados em áreas pastejadas são semelhantes aos apresentados por de Graux et al. (2012), em um estudo de modelagem, com pastagem semeada em clima sub-úmido a úmido na França, com pastejo de bovinos e que apresentou PAG de $1600 \text{ kg C-CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; por sua vez, sistemas sem pastejo apresentaram valores semelhantes aos obtidos nesta mesma literatura por pastagem perene explorada de forma intensiva ($600 \text{ kg C-CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). No entanto, cenários futuros apresentados por Graux et al. (2012) demonstram que sistemas que utilizam pastagem semeada apresentarão PAG menor ao longo do tempo, quando comparado a pastagens perenes utilizadas de forma extensiva, as quais com o passar do tempo apresentarão aumento no valor do PAG, sendo menos sustentáveis a longo prazo, devido a redução dos estoques de C do solo.

Tabela 8. Balanço de gases do efeito estufa parcial médio (PAG), em um Argissolo Vermelho em sistemas de manejo e intensidades de pastejo.

| Tratamento | N ₂ O do solo | CH ₄ do solo | CH ₄ entérico** | Custos | PAG parcial | |
|-------------------|---|-------------------------|----------------------------|--------|-------------|----|
| | kg C-CO _{2eq} ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | | | |
| Contínuo moderada | 358,8 | -5,9 | 820,0 | 379,3 | 1552,2 | a* |
| Contínuo baixa | 536,9 | -5,2 | 705,2 | 379,3 | 1616,2 | a |
| Rotativo moderada | 366,7 | -5,0 | 738,0 | 379,3 | 1479,0 | a |
| Rotativo baixa | 411,8 | -4,7 | 623,2 | 379,3 | 1409,6 | a |
| Sem pastejo | 349,1 | -6,6 | 0,0 | 379,3 | 721,8 | b |

*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%, considerando os valores médios correspondentes aos dois anos de estudo. **Dados obtidos de Savian, 2013.

Ambos os grupos em estudo (presença e ausência de pastejo) atuam como fontes de GEE para a atmosfera, pois apresentam valores positivos quando do cálculo do PAG. Nota-se que sistemas sem pastejo apresentaram valores de PAG inferiores, quando comparado a sistema com pastejo, independente da carga animal e do método de pastejo utilizados. Os custos das atividades agrícolas e dos insumos utilizados são semelhantes às emissões de N₂O do solo, em C-CO_{2eq}, e que, aliado às emissão de CH₄ entérico/ruminal, foram os parâmetros que definiram o PAG deste estudo (tabela 6). Como observado, solos aerados geralmente são pequenos sumidouros de CH₄ (Lowe, 2006), o qual o torna pouco significativo quando do cálculo do PAG (Robertson et al., 2000).

Estes valores de PAG apresentados são parciais, pois não levam em consideração a taxa de retenção de C no solo, valor importante quando se considera que o PAG é regulado pela relação entre as taxas de retenção de C no solo e as emissões de N₂O (Robertson et al., 2000), no entanto não há disponibilidade destes dados neste experimento até o momento, destacando a importância da obtenção deste dado para estudos futuros. Robertson et al. (2000) enfatizam que outras fontes de GEE, como o N₂O e o CH₄, muitas vezes mais do que compensam os ganhos de mitigação de C no solo, no entanto, este dado de C se faz importante para futuros cálculos de PAG em sistemas de ILP para verificação do potencial mitigador destes sistemas.

Corroborando com Robertson et al. (2000), outros esforços devem ser efetivos na mitigação de GEE, pois o uso de fertilização nitrogenada nem sempre sequestra C no solo e resulta em mitigação líquida, sendo assim, a

utilização de plantas leguminosas de cobertura em consorciação ou rotação, que fixam o N_2 atmosférico e reduzem o aporte de fertilizantes sintéticos, podem ser, a longo prazo, uma prática adotada no sistema com vistas a redução do PAG (Alcade, 2011). Os altos custos das atividades agrícolas e dos insumos apresentados são referentes principalmente à utilização de adubação nitrogenada (Tabela 6) no sistema, tanto na cultura do milho quanto na pastagem, que correspondeu a 81% dos custos na safra 2009/10 e 73% dos custos na safra 2010/11.

Além disso, estratégias na mitigação do CH_4 proveniente da fermentação entérica, como a seleção de genótipos, a manipulações de dietas que reduzam a quantidade de fibra e aumente a de amido e lipídios, a utilização de produtos químicos inibidores da metanogênese (por exemplo, óleos essenciais, linhaça ácidos gordos), ionóforos e imunização de animais (Sejian et al., 2011) podem ser alternativas técnicas adotadas para redução futura dos valores do PAG em sistemas onde o pastejo se faz presente. Os valores de CH_4 proveniente da fermentação entérica durante a fase de pastejo do sistema de ILP, foram determinantes nos resultados obtidos no cálculo do PAG. Estes valores corroboram com os dados compilados por Pelchen & Peters (1998), que coletaram informações de 89 estudos na literatura e obtiveram emissão média de $22 \text{ g } CH_4 \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, bem próximo aos valores obtidos nesta área, 22 e $24 \text{ g } CH_4 \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para cargas animais moderada e baixa (Savian, 2013). Neste estudo, extrapolou-se os valores diários para valores anuais, considerando-se 164 dias como o período em que os animais permaneceram no sistema durante o ano na estação de inverno, e obteve-se valor médio de $3,9 \text{ kg } CH_4 \text{ animal}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo inferior aos valores apresentados no *default* do IPCC (2006), que consideram o fator de emissão de $5 \text{ kg } CH_4 \text{ animal}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Na figura 20, tomou-se como referência o sistema sem pastejo e nota-se que a presença dos animais no sistema aumenta o PAG, o que correspondeu a praticamente metade deste valor, enfatizando que práticas mitigadoras devem ser adotadas principalmente quando o animal está presente no sistema, atentando para alternativas quando da emissão de CH_4 ruminal e das emissões de N_2O provenientes da urina dos animais e da ureia depositada no solo nesta fase do sistema. Ou seja, considerando as emissões do solo sem

pastejo, estas são semelhantes ao PAG relativo à presença de animais na área, sendo o CH₄ entérico emitido pelos animais responsável pelas maiores emissões de GEE nos sistemas com pastejo.

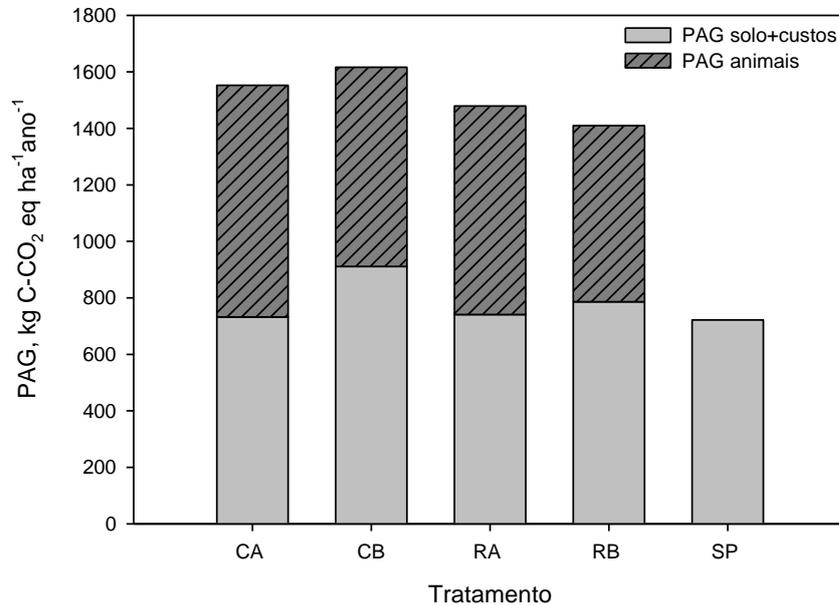


Figura 20. Balanço de gases do efeito estufa (PAG) dos sistemas de manejo e intensidades de pastejo (anos 2009 a 2010), considerando a presença e ausência de animais na fase pastagem.

6.4.4 Intensidade das emissões de gases de efeito estufa

Herzog et al. (2006) definem a intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE) como um indicador que mede a quantidade de emissões por unidade de produção econômica, obtido pela relação direta do PAG com o rendimento das culturas. Como este estudo foi desenvolvido em um sistema de integração lavoura-pecuária, deve-se levar em consideração a produção de grãos e carne, tendo-se que ajustar o cálculo do IGEE para este tipo de sistema. Neste sentido, converteu-se a produção de grãos no verão (milho e soja) e de carne no inverno, para produção de proteína.

Os menores valores de IGEE foram obtidos em sistema sem pastejo, seguidos do IGEE dos sistemas com baixa e posteriormente, moderada intensidade de pastejo (Tabela 9). Nota-se que a utilização de cargas animais moderadas apresentam os maiores valores de IGEE. Para cada quilo de proteína produzida no sistema de ILP com moderada carga animal, foram

emitidos 2,3 quilos de C-CO₂ equivalente, enquanto que no sistema com baixa carga animal, foram emitidos 1,8 quilos de C-CO₂ equivalente para cada quilo de proteína. Por sua vez, no sistema sem pecuária, mantido em pousio no inverno, a emissão foi de 1,3 quilogramas de C-CO₂ equivalente para cada quilo de proteína.

Tabela 9. Produtividade de proteína, balanço de gases do efeito estufa médio (PAG) e intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE) em sistemas de ILP com carga moderada e baixa e sistema sem pastejo.

| Tratamento | Período | Rendimento | | Média | PAG médio | IGEE médio | |
|-------------|---------|------------------------------|---------|-------|--|---|---|
| | | 2009/10 | 2010/11 | | | kg C-CO ₂ eq kg proteína ⁻¹ | kg C-CO ₂ eq kg proteína ⁻¹ |
| | | kg proteína ha ⁻¹ | | | kg C-CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | |
| Moderado | Verão | 770,0 | 480,0 | 625,0 | 1515,6 | 2,3 | a* |
| | Inverno | 27,0 | 36,0 | 31,5 | | | |
| | Total | 797,0 | 516,0 | 656,5 | | | |
| Baixo | Verão | 910,0 | 640,0 | 775,0 | 1512,9 | 1,8 | b |
| | Inverno | 25,0 | 32,0 | 28,5 | | | |
| | Total | 935,0 | 672,0 | 803,5 | | | |
| Sem pastejo | Verão | 770,0 | 373,6 | 571,8 | 721,8 | 1,3 | c |
| | Inverno | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | |
| | Total | 770,0 | 373,6 | 571,8 | | | |

*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%, considerando os valores médios correspondentes aos dois anos de estudo.

Neste sentido, sistema de ILP com cargas animais moderadas, geram um maior impacto ambiental para produção de um quilo de proteína, indicando que a utilização de baixas cargas animais em sistema de ILP no Sul do Brasil, podem ser uma alternativa na mitigação de GEE. A realidade dos sistemas produtivos focada na demanda por produção de proteína para alimentação da humanidade é crescente a cada ano, em função do crescimento populacional. Desta forma, as áreas produtivas terão de ser mantidas, ou seja, não poderão ser reduzidas, tendo que adotar estratégias de mitigação com manutenção ou aumento da produção por área. Outro viés que deve ser levado em consideração, é que não se pode reduzir a viabilidade econômica dos empreendimentos produtivos, tendo que se considerar o tripé produção, retorno econômico e redução das emissões de gases do efeito estufa, contribuindo para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

O índice de intensidade das emissões de gases de efeito estufa pode ter relevância a nível local ou até mesmo nacional, podendo ser utilizado

na formulação de políticas públicas adaptadas a sistemas conservacionistas que utilizem de maneira racional os recursos disponíveis. No entanto, neste estudo, apenas considerou-se a produção de proteína do sistema, podendo este não ser o melhor indicador na mitigação de GEE em sistema de ILP.

6.5 Emissão de N₂O na fase pecuária do sistema de ILP: cálculo a partir da utilização dos fatores de emissão e emissões reais mensuradas a campo

Quando se compara os dados da estimativa da emissão acumulada de N₂O na fase pecuária do sistema de ILP, calculado no item 5.6, com a emissão acumulada média real obtida nas duas safras de inverno avaliadas, nota-se na figura 21, que estes valores são semelhantes. Considerando as intensidades de pastejo, baixas intensidades apresentaram valores mais próximos entre o estimado e o observado. No entanto, quando consideramos a intensidade moderada de pastejo, o valor observado é menor do que o valor estimado.

Como mencionado anteriormente, para as emissões observadas, o tratamento baixa intensidade apresentou emissões acumuladas maiores que o tratamento com moderada intensidade de pastejo, como já explicitado e que não confirmou a hipótese inicial do trabalho, em função do pressuposto estar baseado em que, áreas com maior número de animais acarretam em maiores emissões acumuladas de N₂O.

As emissões de N₂O observadas e estimadas, tanto para cargas animais moderadas quanto baixas, são semelhantes (Figura 21). Tomando por base a figura 21, e remetendo estes dados para condições reais de campo, o mesmo pode ser utilizado pelos agricultores com a visão de que cargas moderadas de pastejo são mais eficientes em mitigar o N₂O do solo quando comparado a baixas cargas animais. Aliado a isso, não se obteve, diferenças significativas nem no PAG nem no IGEE quando comparadas as diferentes intensidades de pastejo, enfatizando que cargas animais moderadas podem ser uma alternativa na mitigação do N₂O do solo para atmosfera em sistemas de ILP.

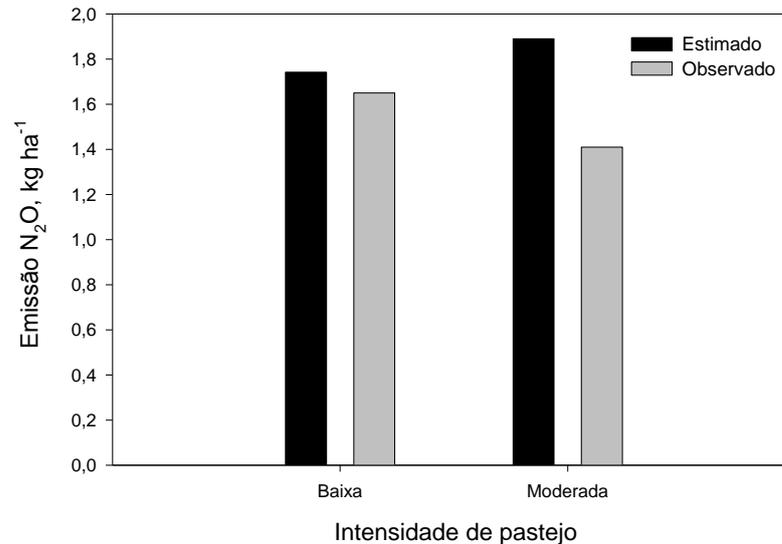


Figura 21. Emissão observada e estimada de N₂O na fase pastagem (anos 2009 a 2011) sob baixa e moderada intensidades de pastejo, num sistema de integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil.

6.6 Conclusões

A variabilidade interanual nas emissões de N₂O e CH₄ destaca a importância de estudos de longo prazo para avaliar os efeitos dos sistemas e das condições climáticas sobre as emissões de gases de efeito estufa.

As emissões de óxido nitroso estiveram relacionadas com a PPA do solo, indicando a desnitrificação como o principal processo envolvido na produção de óxido nitroso.

A emissão de metano esteve relacionada diretamente ao aumento da PPA do solo, sendo pequena a contribuição do solo como dreno deste gás.

O PAG não diferiu entre os sistemas e métodos de pastejo empregados neste estudo. No entanto, o IGEE foi menor em sistemas com baixa carga animal, indicando que cargas animais baixas podem ser utilizadas em áreas sob pastejo, com menor impacto ambiental do que moderadas cargas animais.

As emissões médias acumuladas estimadas de N₂O no período de inverno do sistema de ILP são semelhantes às emissões médias acumuladas observadas, validando os FE para cálculos de emissão de N₂O em condições semelhantes à deste experimento.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Neste trabalho ficou claro que as emissões de N_2O são afetadas claramente pelas condições climáticas e as intensidades de pastejo estudadas, sugerindo avaliações em longo prazo nas emissões de N_2O para se obter resultados representativos. Nesta perspectiva, a utilização de experimentos de longa duração é fundamental para se atingir este objetivo.

Quanto ao CH_4 , ficou evidente que a fermentação entérica ruminal é a principal fonte deste gás no sistema, neste sentido, sugere-se pesquisas que visem a mitigação das emissões de CH_4 no sistema.

Assim, para que se possa avançar em estratégias de mitigação dos GEE nos sistemas de ILP, sugere-se os estudos:

- Intensificar a pesquisa de emissões de N_2O do solo e CH_4 entérico, em sistemas de ILP, visando identificar práticas com potencial para mitigação das emissões;

- Dar continuidade a pesquisa em balanço de GEE em sistemas de ILP, com a perspectiva de inclusão de avaliações de C do solo, para incluir o ΔC nos cálculos, permitindo o cálculo do PAG real do sistema e não somente parcial;

- Considerar, quando do cálculo do PAG, outros fatores que variam nos diferentes manejos do sistema de ILP, como a utilização de vermífugos e vacinas nos animais, energia elétrica e custos de material para a confecção e

manutenção das cercas, principalmente quando utilizado o método de pastejo rotativo. Além disso, no cálculo do IGEE deve-se utilizar uma metodologia que leve em consideração a produtividade do sistema, além de realizar uma Análise do Ciclo de Vida a qual abrange um número maior de componentes.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, M.; JONES, M.; SMITH, P., WILLIAMS, M. Nitrous oxide fluxes and denitrification sensitivity to temperature in Irish pasture soils. **Soil Use Manage**, v.25, p.376-388, 2009.

ALCADE, L. F. E. **Mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo de solo**. 2011. 118p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ALI, M. A.; LEE, C. H.; KIM, S. Y.; KIM, P.J. Effect of industrial by-products containing electron acceptors on mitigating methane emission during rice cultivation. **Waster Manag.**, v.29, p.2759-2764, 2009.

ALLEN, A. G.; JARVIS, S. C.; HEADON, D.M. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. **Soil Biol Biochem.**, v.28, p.597–607, 1996.

ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. The success of BNF in soybean in Brazil. **Plant and Soil**, v.252, p.1-9, 2003.

AMADO, T.J.C. **Disponibilidade de nitrogênio para o milho em sistemas de cultura e preparo do solo**. 1997. 201p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

AMBROSI, I.; SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; ZOLDAN, S. M. Lucratividade e risco de sistema de produção de grãos combinado com pastagens de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.10, p.1213-1219, 2001.

AMBUS, P.; PETERSEN, S. O.; SOUSSANA, J. F. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.121, p.84–92, 2007.

ANGHINONI et al., 2013. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. Em publicação.

AZAM, F., C. MÜLLER, A. WEISKE, G. BENCKISER, J. C. G. OTTOW. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide – role of

oxidizable carbon and applied nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, v.35, p.54-61, 2002.

BAEDE, A. P. M.; AHLONSOU, E.; DING, Y.; SCHIMEL, D. "The climate system: an overview." In: **Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. Van der Linden, X. Daí, K. Maskell, C. A. Johnson (ds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom e New York. 2001.

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

BAIRD, C. Química Ambiental. **O Efeito Estufa e o Aquecimento Global**. Cap. 4. Ed. Bookman: Porto Alegre, 2002. 622p.

BALL, B.C.; HORGAN, G. W.; CLAYTON, J.; PARKER, J. P. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. **Journal of Environmental Quality**, v.26, p.1399–1409, 1997.

BARBOSA, C. M. P. **O manejo da pastagem como gerador de ambientes pastoris adequados à produção de cordeiros**. 2006. 174p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 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**, v.41, p.379-388, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.54, p.101–109, 2000.

BERGAMASCHI, H., GUADAGNIN, M.R., 1990. **Agroclima da Estação Experimental Agrônômica. Porto Alegre, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da Faculdade de Agronomia/UFRGS**, 96p. 1990.

BODELIER, P.L.E.; LAANBROEK, H.J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, v.47, p.265-277, 2004.

BOENI, M. **Proteção física da matéria orgânica em latossolos com sistema de pastagens na região do Cerrado Brasileiro**. 2007. 136p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

BOLAN, N.S.; SAGGAR, S.; LUO, J.; BANDRAHL, R.; SINGH, J. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: Processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation. **Adv Agron.**, v.84, p.37-120, 2004.

BOUWMAN A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling Agroecosyst.**, v.46, p.53–70, 1996.

- BREMNER, J.M.; BLACKMER, A. M. Nitrous oxide: emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. **Science**, v.199, p.295–296, 1978.
- BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling Agroecosyst.**, v.49, p.7–16, 1997.
- BROWN, J. R.; BLANKINSHIP, J. C.; NIBOYET, A.; GROENIGEN, K. J. VAN.; DIJKSTRA, P.; ROUX, X. LE; LEADLEY, P. W.; HUNGATE, B. A. Effects of multiple global change treatments on soil N₂O fluxes. **Biogeochemistry**, v.109, p.85-100, 2012.
- BURGER, M.; JACKSON, L.E.; LUNDQUIST, E.; LOUIE, D.T.; MILLER, R.L.; ROLSTON, D.E.; SCOW, K.M. Microbial responses and nitrous oxide emissions during wetting and drying of organically and conventionally managed soil under tomatoes. **Biol Fertil Soils**, v.42, p.109–118, 2005.
- CARDENAS, L.M.; THORMAN, R.; ASHLEE, N.; BUTLER, M.; CHADWICK, D.; CHAMBERS, B.; CUTTLE, S.; DONOVAN, N.; KINGSTON, H.; LANE, S.; DHANOA, M.S.; SCHOLEFIELD, D. Quantifying annual N₂O emission fluxes from grazed grassland under a range of inorganic fertiliser nitrogen inputs. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.136, p.218-226, 2010.
- CARMONA, G.; CHRISTIANSON, C. B.; BYRNES, B. H. Temperature and low concentration effects of the urease inhibitor N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (nBTPT) on ammonia volatilization from urea. **Soil Biology and Biochemistry**, v.2, p.933-937, 1990.
- CARRAN, R. A.; THEOBALD, P. W.; EVANS, J. P. Emission of nitrous-oxide from some grazed pasture soils in New-Zealand. **Australian Journal of Soil Research**, v.33, p.341-352, 1995.
- CARTER, M. S. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from urine patches. **Soil Biol Biochem.**, v.39, p.2091-2102, 2007.
- CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A. et al. **O estado da arte em integração lavoura-pecuária**. IN: Gotchall, C. S.; Silva, J. L. S.; Rodrigues, N. C. (Org.). *Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de novas tecnologias*. Anais... Canoas: Editora da ULBRA, p.7-44, 2005.
- CARVALHO, P. C. DE F.; OLIVEIRA, J. O. R.; PONTES, L. DA S.; DA SILVEIRA, E. O.; POLI, C. H. E. C.; RÜBENSAM, J. M.; DOS SANTOS, R. J. Características de carcaça de cordeiros em pastagem de azevém manejada em diferentes alturas. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.41, n.7, p.1193-1198, 2006.
- CARVALHO, J. L. N. Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado. 2010. 141p. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP, Brasil, 2010.
- CASSOL, L. C. **Relações solo-planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária em semeadura direta com calcário na superfície**. 2003. 144p. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Sequestro de carbono em solos na América Latina. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.40-44, 2007.

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**, v.66, p.831-843, 2009.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTES, J. L.; BERNOUXS, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biol.**, v.13, p.1–17, 2007.

CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland a 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions. **Biol Fertil Soils**, v.25, p.252–260, 1997.

CLOUGH, T.J.; KELLIHER, F.M. Dairy farm effluent effects on urine patch nitrous oxide and carbon dioxide emissions. **J. Environ. Qual.**, v.34, p.979-986, 2005.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

CONTE, O. **Atributos físicos de solo e demanda de tração em semeadura direta de soja, com diferentes pressões de pastejo em sistema de integração lavoura-pecuária**. 2007. 91p. Dissertação de mestrado - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D.; SPALL, S. A.; TOTTERDELL, I. J. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climatic model. **Nature**, v.108, p.184-187, 2000.

CUI, F.; YAN, G.; ZHOU, Z.; ZHENG, X.; DENG, J. Soil Biology & Annual emissions of nitrous oxide and nitric oxide from a wheatmaize cropping system on a silt loam calcareous soil in the North China Plain. **Biochemistry**, v.48, p.10-19, 2012.

CZERKAWSKI, J. W. Methane production in ruminants and its significance. World Review of Nutrition and Dietetics. **World Review of Nutrition and Dietetics**, v.11, p.240-282, 1969.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.2, p.179-186, 2004.

DALAL, R.C.; WNAG, W.; ROBERTSON, G.P.; PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, p.165-195, 2003.

de KLEIN, C. A. M.; BARTON, L.; SHERLOCK, R. R.; LI, Z.; LITTLEJOHN, R. P. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. **Aust J Soil Res**, v.41, p.381–399, 2003.

de KLEIN, C. A. M.; ECKARD, R. J. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. **Aust J Exp Agr.**, v.48, p.14-20, 2008.

de MELO, R. W. **Dados da Estação Meteorológica instalada na Estação Experimental da UFRGS**, em Eldorado do Sul. Dados de 2009 a 2011.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, n.10–11, p.1357-1365, 1996.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I.P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, v.104, p.26891–26899, 1999.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained Gleysol. **European Journal of Soil Science**, v.52, p.667-673, 2001.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.67, p.37-46, 2003.

ECKARD, R.J.; CHEN, D.; WHITE, R. E.; CHAPMAN, D. F. Gaseous nitrogen loss from temperate grass and clover dairy pastures in south eastern Australia. **Aust. J. Agric. Res.**, v.54, p.561–570, 2003.

ECKARD, R.J., JOHNSON, I., CHAPMAN, D.F. Modelling nitrous oxide abatement strategies in intensive pasture systems. **International Congress Series**, v.1293, p.76–85, 2006.

EDMEADES, D. C. Nitrification and urease inhibitors. **Environmental Publication Report**, p.25, 2004.

EICHNER, M. J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. **Journal of Environmental Quality**, v.19, p.272–280, 1990.

ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil and Tillage Research**, v.98, n.1, p.45-55. 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa Agropecuária de Solos (Rio de Janeiro). Manual de Métodos de análise de solo. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA — EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

FAO, 2013. Disponíveis em http://faostat3.fao.org/home/index.html#VISUALIZE_BY_DOMAIN. Acesso em 01/2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER - FEPAM. **Inventário das emissões de gases de efeito estufa do Rio Grande do Sul**, 2005.

FERNANDES, E. B. **Emissões de CO₂, NO_x e N₂O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado**. 2008. 138p. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia. Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2008.

FLECHARD, C. R.; NEFTEL, A.; JOCHER, M.; AMMAN, C.; FUHRER, J. Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems

with contrasting management practices. **Global Change Biol.**, v.11, p.2114–2127, 2005.

FLECHARD, C. R., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R. M., HENSEN, A., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., SOUSSANA, J.F., ... BARONTI, S., BERRETTI, F., GROSZ, B. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.121, n.1-2, p.135-152, 2007.

FLESSA, H.; DÖRSCH, P.; BEESE, F.; KÖNIG, H.; BOUWMAN, A.F. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. **J. Environ. Qual.**, v.25, p.1366–1370, 1996.

FLORES, R. A. **Avaliação e Seleção de azevém anual (*Lolium multiflorum* L.)**. 2006. 94p. Dissertação (Mestrado) - PPG em Zootecnia - Plantas Forrageiras, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. UFRGS. 2006.

FLORES, J. P. C. **Atributos físicos e químicos do solo e rendimento de soja sob integração lavoura-pecuária em sistemas de manejo**. 2008. 114 p. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FONTANELI, R.S.; SANTOS, H.P.; AMBROSI, I.; IGNACZAK, J.C.; DENARDIN, J.E.; REIS, E.M. & VOSS, M. **Sistemas de produção de grãos com pastagens anuais de inverno, sob plantio direto**. Passo Fundo, Embrapa Trigo, 2000. 84p. (Circular Técnica, 6)

FRYE, W. Nitrification inhibition for nitrogen efficiency and environment protection. In: IFA **International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers**. Germany, 8p., 28-30 June, 2005.

GAMBLE, T.N., BETLACH, M.R., TIEDJE, J.M. Numerically dominant denitrifying bacteria from world soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v.33, n.4, p.926-939, 1977.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. **A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics**. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton: CRC Press, p.245-266, 1997.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GRAUX, A-I.; LARDY, R.; BELLOCCHI, G.; SOUSSANA, J-F. Global warming potential of French grassland-based dairy livestock systems under climate change. **Reg Environ Change**, v.12, p.751–763, 2012.

GUBIANI, P. I; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Método alternativo para a determinação da densidade de partículas do solo - exatidão, precisão e tempo de processamento. **Ciência Rural**, v.36, p.664-668, 2006.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, v.73, p.65-108, 2001.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v.49, p.119-199, 1993.

HEDLEY, C.; SAGGAR, S.; DANDO, J. Use of intact soil cores to assess the effect of soil water content on nitrous oxide emissions from a poorly drained pasture soil. In: Back to the future, Soil Science Society Golden Jubilee Conference. **Programme & Abstracts**, p.25-29, 2002.

HERZOG, T.; BAUMERT, K. A.; PERSHING, J. **TARGET: INTENSITY An Analysis of Greenhouse Gas Intensity Targets**. WRI – World Resources Institute. Washington, DC. 2006.

HOLTER, J.B.; YOUNG, A.J. Nutrition, feeding and calves: methane prediction in dry and lactating Holstein cows. **Journal of Dairy Science**, v.75, p.2165-2175, 1992.

HOUGHTON, J. **Global Warming**. Cambridge University Press. 2 ed., 1997, 242 p.

HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. A., eds.; Cambridge University Press: Cambridge, 2001, chap. 1. Houghton, Y.; Ding, D.J.; Griggs, M.; Noguer, P. J.; Van Der Linden; J. T.; Xiaosu, D. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. United King: IPCC, 2001.

HUTCHINGS, N. J.; OLESEN, J. E.; PETERSEN, B. M.; BERNTSEN, J. Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.121, p.153–163, 2007.

IBGE, 2009. **Criação de rebanhos de maneira extensiva no Brasil**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=73&z=t&o=24&i=P>. Acesso em maio de 2013.

IMMIG, I. The rumen and hindgut as a source of ruminant methanogenesis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.42, p.57-72, 1996.

IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. **Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application**, 2006. Disponível em: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf. Acesso em 01/2012.

IPCC, 2007. **Intergovernmental Panel on Climate Change: The Physical Science Basis: Summary for Policymakers**. The Fourth Assessment Report, UNEP, Geneva, Switzerland, 2007.

IPCC, 2001. **Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

JANTALIA, C. P.; DOS 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**, v.82, p.161-173, 2008.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; IZAURRALDE, R. C.; ELLERT, B. H.; JUMA, N.; MCGILL, W. B.; ZENTNER, R.P. Management effects on soil C

- storage on the Canadian prairies. **Soil & Tillage Research**, v.47, p.181-195, 1998.
- JOHNSON, K. A.; JOHNSON, D. E. Methane Emissions from Cattle. **Journal Animal Science**, v.73, p.2483-2492, 1995.
- JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D. C; ALLMARAS, R. R.; SAUER, T. J.; VENTEREA, R. T.; DELL, C. J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil & Tillage Research**, v.83, p.73–94, 2005.
- 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 Biol. Biochem.**, v.40, p.1878–1882, 2008.
- KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A.; SHEARER, M. J. Atmospheric nitrous oxide: patterns of global change during recent decades and centuries. **Chemosphere**, v.47, p.807–821, 2002.
- KIM, D-G.; MISHUROV, M.; KIELY, G. Effect of increased N use and dry periods on N₂O emission from a fertilized grassland. **Nutr Cycl Agroecosyst**, v.88, p.397–410, 2010.
- KITZLER, B.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.; HOLTERMANN, C.; SKIBA, U.; BUTTERBACH-BAHL, K. Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. **Biogeosciences**, v.3, p.293-310, 2006.
- KNOWLES, R. Methane: processes of production and consumption. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. P.145-156. (ASA Special Publication, 55).
- KOOPS, J. G.; OENEMA, O.; VAN BEUSICHEM, M. L. Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. **Plant and Soil**, v.188, p.119–130, 1997.
- LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B.A. World soils as a source or sink for radiatively-active gases. In: Lal, R.; Kimble, J.; Levine, E.; Stewart, B.A. (Eds.) Soil management and greenhouse effect. **Advances in Soil Science**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995, p.1-7.
- LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental pollution**, v.116, p.353-362, 2002.
- LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, v.30, p.981-990, 2004.
- LESSA, A. C da R. **Emissão de Óxido nitroso e volatilização da amônia de urina e fezes ovinas em pastagens**. 2011. 50p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós Graduação em Agronomia- Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2011.
- LETICA, S. A.; DE KLEIN, C. A. M.; HOOGENDOORN, C. J.; TILLMAB, R. W.; LITTLEJOHN, R. P.; RUTHERFORD, A. J. Short-term measurement of N₂O emissions from sheep-grazed pasture receiving increasing rates of fertilizer nitrogen in Otago, New Zealand. **Animal Production Science**, v.50, p.17-24, 2010.

LIEBIG, M. A.; KRONBERG, S. L.; GROSS, J. R. Effects of normal and altered cattle urine on short-term greenhouse gas flux from mixed-grass prairie in the Northern Great Plains. **Agr Ecosyst Environ.**, v.125, p.57-64, 2008.

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

LIU, X. J., MOSIER, A. R., HALVORSON, A. D., CURTIS, A. R., AND FUSUO, S. Z. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biol. Biochem.**, v.39, p.2362–2370, 2007.

LOWE, D.C. A green source of surprise. **Nature**, v.439, p.148–149, 2006.

LUO, J.; TILLMAN, R. W.; WHITE, R. E.; BALL, P. R. Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. **Soil Biol. Biochem.**, v.30, n.7, p.897-903, 1998.

LUO, J.; TILLMAN, R. W.; BALL, P. R. Factors regulating denitrification in a soil under pasture. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p.913–927, 1999.

LUO, J.; TILLMAN, R.W.; BALL, P.R. Nitrogen losses through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. **Soil Biol. Biochem.**, v.32, p.897-903, 2000.

LUO, J.; LEDGARD, S. F.; LINDSEY, S. B. Nitrous oxide emissions from application of urea on New Zealand pasture. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v.50, p.1-11, 2007.

LUO, J.; LINDSEY, S.B.; LEDGARD, S.F. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology and Fertility of Soils**, v.44, p.463– 470, 2008.

LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrousoxide emissions from intensively grazed pastures: A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.136, p.282–291, 2010.

MACARI, S. **Intensidades de pastejo e métodos de pastoreio na produção de cordeiros com lavoura de verão em sucessão**. 2010. 268f. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós Graduação em Zootecnia), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do RS, 2010.

MACHADO, F. S.; PEREIRA, L. G. R.; GUIMARAES JÚNIOR, R. et al. **Emissões de metano na pecuária: conceitos, métodos de avaliação e estratégias de mitigação**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2011. 92 p.

MACHADO, P. L. O de A. Carbono do Solo e a Mitigação da Mudança Climática Global. **Química Nova**, v.28, p.329-334, 2005.

MADRUGA, M. S.; SOUSA, W. H. DE; ROSALES, M. D.; CUNHA, M. G. G; RAMOS, J. L. de F. Qualidade da Carne de Cordeiros Santa Inês Terminados com Diferentes Dietas. **R. Bras. Zootec.**, v.34, p.309-315, 2005.

MALJANEN, M.; MARTIKKALA, M.; KOPONEN, H.T.; VIRKAJARVI, P.; MARTIKAINEN, P.J. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from experimental excreta patches in boreal agricultural soil. **Soil Biol. Biochem.**, v.39, p.914-920, 2007.

MARRIOT, C.A.; BARTHAM, G.T.; BOLTON, G.R. Seasonal dynamics of leaf extension and losses to senescence and herbivory in extensively managed

sown ryegrass-white clover swards. **Journal of Agricultural Science**, v.132, p.77-89, 1999.

MARTIN, C.; MORGAVI, D. P.; DOREAU, M. Methane mitigation in ruminants: from microbes to the farm scale. **Animal**, v.4, p.351-365, 2009.

MCT, 2010. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controladas pelo Protocolo de Montreal**, 2010. Disponível em http://www.mct.gov.br/upd_blob/0004/4199.pdf. Acesso em 04/2013.

MCTAGGART, I. P.; CLAYTON, H.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. **Biol Fertil Soils**, v.25, p.261–268, 1997.

MENNEER, J.C.; LEDGARD, S.; SPROSEN, M. Soil N process inhibitors alter nitrogen leaching dynamics in a pumice soil. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.323-331, 2008.

MILLER, T.L. Ecology of methane production and hydrogen sink in the rumen. In: ENGELHARDT, W. V., LEONHARD-MAREK, S., BREVES, G., GIESSECKE, D. (Ed). Ruminant Physiology: Digestion, metabolism, growth and reproduction. **Ferdinand Enke Verlag.**, p. 317-332, 1995.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. 2010. Programa ABC - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/abc/>. Acesso em 01/2012.

MOIR, J. M.; 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**, v.23, p.111-120, 2007.

MORAES, A.; LESAMA, M. F.; ALVES, S. J. **Lavoura-pecuária em sistemas integrados na pequena propriedade**. In: Encontro latino americano sobre plantio direto na pequena propriedade, Pato Branco. Anais... Pato Branco: CEFET-PR, 1998. CD-ROM.

MORAES, R. M. A.; JOSÉ, I. C.; RAMOS, F. G.; DE BARROS, E. G.; MOREIRA, M. A. Caracterização bioquímica de linhagens de soja com alto teor de proteína. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.41, n.5, p.715-729, 2006.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2 ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MOSIER, A.; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O.; SEITZINGER, S.; VAN CLEEMPUT, O. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. **Nutr. Cycl. Agroecosys.**, v.52, p.225–248, 1998.

MOSIER, A.R. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. **Plant and Soil**, v.228, p.17-27, 2001.

MOSIER, A.; 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**, v.6, p.11–49, 2004.

MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; PETERSON, G. P.; ROBERTSON, G. P.; SHERROD, L. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.72, p.67-79, 2005.

MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; REULE, C.A.; LIU, X.J.J. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, v.35, n.4, p.1584-1598, 2006.

MURRAY, R. M.; BRYANT, A. M.; LENG, R. A. Rates of production of methane in the rumen and large intestines of sheep. **British Journal Nutrition**, v.36, p.1-14, 1976.

NABINGER, C. **Princípios de exploração intensiva de pastagens**. In: Aristeu Mendes Peixoto; José Carlos de Moura; Vidal Pedroso de Faria. (Org.). Produção de bovinos a pasto. Piracicaba, SP: FEALQ, 1997, p.15-95.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of sheep**. 6.ed. Washington, D.C.: National Academy Press, 1985. 99p.

NYBORG, M.; SOLBERG, E. D.; MALHI, S. S.; IZAURRALDE, R. C. Fertilizer N, Crop Residue, and Tillage Alter Soil C and N Contents after a Decade. In: Lal, R., Kimble, J., Levine, E., and Stewart, B. A. (eds.). **Soil Management and Greenhouse Effect**, Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 93-100, 1995.

OENEMA, O.; VELTHOF, G.L.; YAMULKI, S.; JARVIS, S.C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v.13, p.288-295, 1997.

OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.72, p.51-65, 2005.

OLIVEROS, L. F. C. **Balanço da emissão de gases de efeito estufa em argissolo vermelho sob sistemas de cultura em plantio direto**. 2011. 120 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

OSAKI, F. **Influência de diferentes níveis de nitrogênio sobre a produção de matéria seca na cultura do azevém (*Lolium multiflorum* L.) na região metropolitana, de Curitiba**. Londrina: IAPAR, 2000. 16p. (IAPAR-Boletim técnico, 64).

PAUL, F.; CLARK, H. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1996. 300 p.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, v.13, p.230-244, 1997.

PELCHEN, A.; PETERS, K. J. Methane emission from sheep. **Small Ruminant Research**, v.27, p.137-150, 1998.

PETERSEN, S.O.; SIMEK, M.; STAMATIADIS, S.; YAMULKI, S. Nitrous oxide emissions from grazed grassland: effect of cattle management and soil conditions. **Proceedings International Conference 'Greenhouse Gas Emissions from Agriculture - Mitigation Options and Strategies'**, Leipzig, Germany, 10-12 February, p.75-78, 2004.

- PIVA, J. T. **Emissão de óxido nitroso e metano em um latossolo bruno submetido a sistemas de preparo e integração lavoura-pecuária**. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2010, 57p. (Mestrado em Ciência do Solo).
- POGGEMANN, S.; WEISBACH, F.; KÜNZEL, U. N₂O emissions of differently cultivated sheep pastures. **Ber. Landw.**, v.77, p.113–116, 1995.
- POTTER, C. S.; KLOOSTER, S. A. et al. Consumption and production of carbon monoxide in soils: A global model analysis of spatial and seasonal variation. **Chemosphere**, v.33, n.6, p.1175-1193, 1996.
- PRIMAVESI, O.; FRIGHETTO, R. T. S.; PEDREIRA, M. S.; LIMA, M. A.; BERCHIELLI, T. T.; BARBOSA, P. F. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.39, p.277-283, 2004.
- RAFIQUE, R.; HENNESSY, D.; KIELY, G. Nitrous oxide emission from grassland under different management systems. **Ecosystems**, v.14, p.563–582, 2011.
- REAY, D.; SMITH, P.; VAN AMSTEL, A. Methane sources and the global methane budget. In: REAY, D. et al. (Eds.) **Methane and climate change**. Londres: Earthscan, 2010. p.1-13.
- REEBURGH, W. S.; WHALEN, S. C.; ALPERN, M. J. **The role of methylophony in the global methane budget**. In: MICROBIAL GROWTH ON C1 COMPOUNDS. [S.l.: s.n.], 1993. p.1-14.
- ROBERTSON, G. P.; TIEDJE, J. M. Nitrous oxide sources in aerobic soils: nitrification, denitrification and other biological processes. **Soil Bid. Biochem.**, v.19, p.187-193, 1987.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions individual gases to the radiative forcing of atmosphere. **Science**, v.289, p.1922-1925, 2000.
- ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.51–63, 2004.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE, G. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 493- 506, 2004.
- ROCHETTE, P.; JANZEN, H. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.73, p.171–179. 2005.
- ROSENKRANZ, P.; BRÜGGEMANN, N.; PAPEN, H.; XU, Z.; SEUFERT, G.; BUTTERBACH-BAHL, K. N₂O, NO and CH₄ exchange, and microbial N turnover over Mediterranean pine forest soil. **Biogeosciences Discuss.**, v.2, p.673–702, 2005.
- SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C. & FEIGL, B.J. Organic mater dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.65, p.1486-1499, 2001.

SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, C. B.; LUO, J.A. Review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zeal J. Agr Res.**, v.47, p.513–544, 2004.

SALTON, J. C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 158p. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SAVIAN, J. V. **Emissões de metano e consumo de forragem por ovinos em sistema de integração lavoura-pecuária: efeito do método de pastoreio e da intensidade de pastejo**. 2013. 141p. Dissertação (mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

SEJIAN, V.; LAL, R.; LAKRITZ, J.; EZEJI, T. Measurement and prediction of enteric methane emission. **International Journal of Biometeorology**, v.55, n.1, p.1-16, 2011.

SENBAYRAM, M.; CHEN, R. R.; BUDAI, A.; BAKKEN, L.; DITTERT, K. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.147, p.4–12, 2012.

SHERLOCK, R. R.; MULLER, C.; HENDRIKSEN, S. D.; BERRINGER, J. R. F.; CAMERON, K. C. **Methodology for assessing nitrous oxide and methane fluxes from agricultural soils**. Lincoln Soil Quality Research Centre, Lincoln University, New Zealand. 1997.

SHUNKE, R. M. Alternativas de manejo de pastagem para melhor aproveitamento do nitrogênio do solo. In: MERCANTE, F. M. (Ed.) **Workshop nitrogênio na sustentabilidade de sistemas intensivos de produção agropecuária**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2000. p.125-140.

SINGH, J., et al. Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass: an incubation study. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.517-525, 2008a.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; ZAMAN, M. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. In: Ravendra Naidu (Ed.), **Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment**, p.329-362, 2008b.

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 Soils Science**, v.54, p.779–791, 2003.

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E.; BALL, B.C.; BAKKEN, L.R.; SITAULA, B.K.; HANSEN, S. et al. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. **Global Change Biology**, v.6, p.791–803, 2000.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; ARAÚJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área

degradada no semi-árido da Paraíba. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.29, p.125-130, 2005.

SOUZA, E. D. de. **Evolução da matéria orgânica, do fósforo e da agregação do solo em sistema de integração agricultura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo**. 2008. 163p. Tese doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

STAMS, A.J.M.; PLUGGE, C.M. The microbiology of methanogenesis. In: REAY, D. et al. (Eds.) **Methane and climate change**. London: Earthscan, p.14-26, 2010.

STANFORD, G.; EPSTEIN, E. Nitrogen mineralization-water relations in soils. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v.38, p.103–107, 1974.

STÜKER, F. **Dicianodiamida (DCD) e inibição da nitrificação do nitrogênio amoniacal em dejetos de suínos no solo**. Universidade Federal de Santa Maria centro de ciências rurais programa de pós-graduação em ciência do solo. Dissertação de mestrado. Santa Maria, RS, Brasil 2010.

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

TEDESCO, M. J. GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Departamento de Solos, 1995. 174p.

THOMAS, S. M.; BEARE, M. H.; FRANCIS, G. S.; BARLOW, H. E. & HEDDERLEY, D. I. Effects of tillage, simulated cattle grazing and soil moisture on N₂O emissions from a winter forage crop. **Plant Soil**, v.309, p.131-145, 2008.

VALLENTINE, J. F. **Grazing management**. San Diego: Harcourt Bruce Jovanovich Publisher, 1990. 528p.

VALVERDE, S. R.; MATTOS, A. D. M.; JACOVINE, L. A. G.; SILVA, M. L.; NEIVA, S. A. Oportunidades do mercado de CO₂. Boletim Informativo. **SCBS**, v.29, p.34-37, 2004.

VAN BEEK, C. L.; HUMMELINK, E. W. J.; VELTHOF, G. L.; OENEMA, O. Nitrogen losses through denitrification from an intensively managed grassland on peat soil. **Biol Fertil Soils**, v.39, p.329–336, 2004.

VAN BEEK, C. L.; PLEIJTER, M.; JACOBS, C. M. J.; VELTHOF, G. L.; VAN GROENIGEN, J. W.; KUIKMAN, P. J. Emissions of N₂O from fertilized and grazed grassland on organic soil in relation to groundwater level. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, v.86, p.331–340, 2010.

VAN DER WEERDEN, T. J.; LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; HOOGENDOORN, C. J.; LITTLEJOHN, R. P.; RYS, G. J. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.141, p.426–436, 2011.

VANGROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G. L.; VAN DER BOLT, F. J. E.; VOS, A.; KUIKMAN, P. J. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches:

effects of urine concentration, soil compaction and dung. **Plant and Soil**, v.273, p.15–27, 2005.

VAREL, V. H. Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. **Bioresource Technology**, v.63, p.11-17, 1997.

VELTHOF, G. L.; JARVIS, S. C.; STEIN, A.; ALLEN, A. G.; OENEMA, O. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. **Soil Biol Biochem**, v.28, p.1215–1225, 1996.

VIEGAS, J.; NABINGER, C.; GOMES, J.F.; FILHO, W.S.; EVERLING, D.M. Validação de modelo de previsão do rendimento potencial de azevém (*Lolium* sp.). In: **Simpósio Internacional de Produção Animal**, 2002, Santa Maria. Anais... Santa Maria: UFSM, 2002. p.87-89.

VIETEN, B.; BLUNIER, T.; NEFTEL, A.; ALEWELL, C.; CONEN, F. Fractionation factors for stable isotopes of N and O during N₂O reduction in soil depend on reaction rate constant. Rapid Commun. **Mass Sp.**, v.21, p.846–850, 2007.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v.277, p.494-499, 1997.

WALKER, C.E. Evaluating pearl millet for food quality. In: **INTSORMIL Annual Report**. Lincoln: University of Nebraska, 1987. p.160-166

WARNEKE, S., SCHIPPER, L. A. et al. A comparison of different approaches for measuring denitrification rates in a nitrate removing bioreactor. **Water Research**, v.45, n.14, p.4141-4151. 2011.

WATANABE, T.; OSADA, T.; YOH, M.; TSURATA, H. N₂O and NO emissions from grassland soils after application of cattle and swine excreta. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.49, p.35-39, 1997.

WATSON, R.T.; RODHE, H.; OESCHGER, H.; SIEGENTHALER, V. **Greenhouse gases and aerosols**. In: Houghton, J.T.; Jenkins, G.T.; Ephraums, J.J. (Ed.) *Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p.1-40. (The IPCC Scientific Assessment).

WATSON, C.J.; POLAND, P.; MILLER, H.; ALLEN, M.B.D.; GARRETT, M.K.; CHRISTIANSON, C.B. Agronomic assessment and 15N recovery of urea amended with the urease inhibitor nBTPT (N-(nbutyl) thiophosphoric triamide) for temperate grasslands. **Plant Soil**, v.161, p.167–177, 1994.

WILLIAMS, D. L.; INESON, P.; COWARDS, P. A. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, v.31, p.779–788, 1999.

WOHLENBERG, E. V.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. & BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.891-900, 2004.

WRAGE, N., VELTHOF, G.L., VAN BEUSICHEM, M.L. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biol. Biochem.**, v.33, p.1723-1732, 2001.

WRAGE, N., VELTHOF, G.L., LAANBOEK, H.J., OENEMA, O. Nitrous oxide production in grassland soils: assessing the contribution of nitrifier denitrification. **Soil Biol. Biochem.**, v.36, p.229-236, 2004.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, v.30, p.491–500, 1998.

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glicine max* L.) on N₂O emission from soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.37, p.1205-1209, 2005.

ZAMAN, M. et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology & Biochemistry**, v.41, p.1270-1280, 2009.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.136, p.236-246, 2010.

ZAMAN, M.; NGUYEN, M.L.; MATHESON, F.; BLENNERHASSETT, J.D.; QUIN, B.F. Can soil amendments zeolite or lime shift the balance between nitrous oxide and dinitrogen emissions from pasture and wetland soils receiving urine or urea-N? Australian. **Journal of Soil Research**, v.45, p.543-553, 2007.

ZANATTA, J.A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 93f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, 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 Southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1653- 1665, 2010.

ZHONG, Z.; REYNALD, L.; LEMKE, R. L.; NELSON, L. M. Nitrous oxide emissions associated with nitrogen fixation by grain legumes. **Soil Biology & Biochemistry**, v.41, p.2283–2291, 2009.

ZOTTI, C. A.; PAULINO, V. T. 2009. **Metano na produção animal: emissão e minimização de seu impacto**. Ecologia de Pastagens, Curso de Pós-graduação em Produção Animal Sustentável. Disponível em: <http://www.iz.sp.gov.br/pdfs/1259324182.pdf>. Acesso em 10/2012.