

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

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DA URINA E FEZES DE BOVINOS E
OVINOS EM SISTEMAS PECUÁRIOS EXTENSIVOS**

**Diego Fernandes de Bastos
(Tese)**

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

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DA URINA E FEZES DE BOVINOS E
OVINOS EM SISTEMAS PECUÁRIOS EXTENSIVOS**

DIEGO FERNANDES DE BASTOS
Engenheiro Agrônomo (UFS)
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como um dos requisitos
para a obtenção do Grau de Doutor em
Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Agosto de 2018

CIP - Catalogação na Publicação

Bastos, Diego Fernandes de
Emissão de óxido nitroso da urina e fezes de
bovinos e ovinos em sistemas pecuários extensivos

/ Diego Fernandes de Bastos. -- 2018.
115 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,
2018.

1. Gases de Efeito Estufa. 2. Óxido Nitroso.
3. Fator de Emissão. 4. Urina. 5. Esterco. I.
Bayer, Cimélio, orient. II. Título.

DIEGO FERNANDES DE BASTOS
Engenheiro Agrônomo - UFS
Mestre em Ciência do Solo - UFRGS

TESE

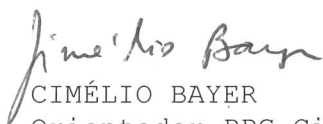
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

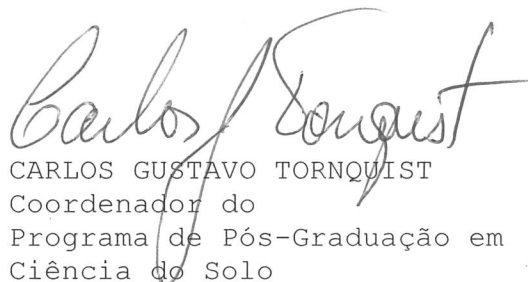
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 10.08.2018
Pela Banca Examinadora

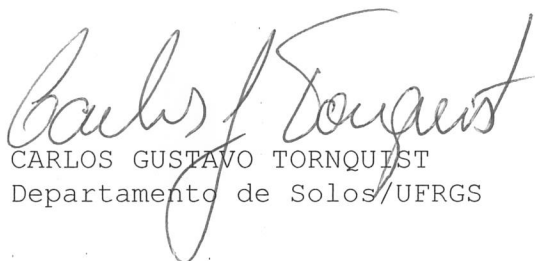
Homologado em: 28.06.2019
Por



CIMÉLIO BAYER
Orientador-PPG Ciência do Solo




CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo



CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Departamento de Solos/UFRGS

JEFERSON DIECKOW
Departamento de Solos e
Engenharia Agrícola/UFPR
(através de videoconferência)

JONATAS THIAGO PIVA
UFSC
(através de videoconferência)


CARLOS ALBERTO BISSANI
Diretor da Faculdade
de Agronomia

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida e por guiar os meus passos nessa jornada.

À minha esposa Marcela, que “topou” encarar essa grande aventura. Obrigado por todo amor, carinho e compreensão, sei que não foi fácil. Obrigado por me dar o melhor dessa vida, nossa gauchinha Maria Clara, a luz dos meus dias. Amo muito vocês duas.

À toda minha família, em especial meus pais Nelson e Auxiliadora, que mesmo estando tão longe, transmitem todo o amor e incentivo.

Ao professor Cimélio Bayer, pela orientação, críticas, paciência e também pelo incentivo nos momentos difíceis. Obrigado por esses 6 anos. Sentirei saudades dos momentos da “No-Till Beer”.

Aos membros da banca avaliadora Jeferson Dieckow, Carlos Gustavo Tornquist e Jonatas Piva pelas contribuições ao trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo e ao CNPq, FAPERGS e Projeto BID pelo apoio financeiro à condução da presente pesquisa.

Aos professores do PPG Ciência do Solo da UFRGS pelos ensinamentos da ciência do solo e demais colegas do PPG pela convivência harmoniosa.

Ao professor Dr. Paulo Carvalho e a todo o grupo de pesquisa em Ecologia do Pastejo pela parceria na condução dos experimentos no SIPA e Nativão da EEA da UFRGS, possibilitando a obtenção de dados para o desenvolvimento deste projeto de pesquisa.

À Embrapa Florestas e em especial à Dr^a. Josiléia Zanatta por todo suporte na realização das análises de N-mineral e utilização do FIA.

À Estação Experimental Agrônômica (EEA) da UFRGS por toda estrutura oferecida para à condução dos experimentos e a isso estendo um agradecimento muito especial a todos os funcionários da EEA por toda a ajuda que me foi oferecida nos momentos de necessidade.

Aos grandes amigos do grupo do Manejo: Adriana, Anai, Andressa, Carol, Cristhian, Julia, Luana, Lucas, Mario, Magno, Osmar, Vítor. Além dos que hoje fazem parte, agradeço sobretudo aos que já deixaram o grupo. Afinal, foram eles que me receberam e me ajudaram muito nessa caminhada. Um agradecimento especial aos que chamo de meus “coorientadores”, o que não é à toa: Murilo, Janqui, Douglas e Tiago (“O Ledesma”). Obrigado por todo o

conhecimento e experiências trocadas, sobretudo por todo apoio e palavra de incentivo.

Ao Luiz Antônio da Silveira, o querido Tonho, que nesse momento deve estar aproveitando à tão merecida aposentaria. Muito obrigado Tonho por esses 6 anos de convivência e por toda ajuda que me destes.

Aos amigos bolsistas, a todos que me ajudaram desde o Mestrado, obrigado pela contribuição na realização de todo o trabalho realizado.

À todos aqueles que não foram citados, mas não menos importantes...

Muito Obrigado!

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DA URINA E FEZES DE BOVINOS E OVINOS EM SISTEMAS PECUÁRIOS EXTENSIVOS

Autor: Eng. Agr. MsC Diego Fernandes de Bastos
Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

As emissões de N_2O a partir da deposição de excretas animais em pastagens tem sido apontada como um dos principais problemas ambientais associadas à produção pecuária no mundo. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) sugere que 2% e 1% do N adicionado via excretas de bovinos e ovinos, respectivamente, são emitidos na forma de N_2O para a atmosfera, e esses valores são utilizados em inventários nacionais (Tier 1-IPCC). Entretanto, a aplicação desses valores para os ambientes pastoris do Sul do Brasil tem grandes incertezas e é muito importante a determinação de fatores de emissão de N_2O (FE N- N_2O) regionais visando contemplar as condições edafoclimáticas locais. Com isso, foram conduzidos três estudos com o objetivo de determinar FE N- N_2O para a urina e fezes de bovinos (Estudo 1) e de ovinos (Estudo 2) no bioma Pampa do Sul do Brasil (2), enquanto o terceiro estudo consistiu de uma meta-análise do impacto dessas excretas nas emissões de N_2O em nível mundial. O Estudo 1 teve como objetivo avaliar o efeito sazonal nas emissões de N_2O de excretas bovinas em campo natural, e consistiu na condução de quatro experimentos que tiveram início com a aplicação das excretas ao solo em cada estação do ano, sendo emissões de N_2O monitoradas por 12 meses em cada experimento. Os resultados desse estudo mostraram que as maiores emissões de N_2O ocorreram quando as excretas foram depositadas na primavera e apontou a urina como a principal fonte emissão de N_2O do solo em campo natural do bioma Pampa. O segundo estudo teve como objetivo determinar FE N- N_2O das excretas de ovinos representativos regionalmente a partir da análise conjunta de resultados de 5 anos das emissões de N_2O de urina e fezes depositadas na fase de pastagem de um sistema integrado de produção agropecuária. Na média de cinco experimentos em anos distintos, os valores de FE N- N_2O não diferiram entre o tipo de excreta ovina aplicada. O terceiro estudo, através de uma meta-análise global, teve como objetivo, analisar as variáveis de clima e solo que influenciam os FE N- N_2O das excretas animais nos diversos ambientes pastoris em nível mundial, comparando-os com os obtidos em no Brasil. Em nível global, foram estimados FE N- N_2O médios de 0,84% e 0,22%, para urina e fezes de bovinos, respectivamente. Para excretas ovinas, os FE N- N_2O médios foram, 0,49% para urina e 0,08% para fezes. A análise conjunta dos resultados dos três estudos demonstra que os FE N- N_2O para excretas bovinas e ovinas em ambientes pastoris do Bioma Pampa do Sul do Brasil encontram-se na mesma faixa de valores obtidos em nível global. Por sua vez, os resultados dos três estudos apontam a necessidade de revisão dos valores de FE N- N_2O preconizados pelo IPCC, bem como a desagregação do FE N- N_2O das excretas (urina e fezes) visando seu uso em inventários nacionais de emissão de N_2O .

Tese 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 (115p.). Agosto, 2018. Pesquisa realizada com apoio financeiro do CNPq, CAPES, FAPERGS e Projeto BID.

NITROUS OXIDE EMISSION FROM URINE AND DUNG OF CATTLE AND SHEEP UNDER EXTENSIVE LIVESTOCK SYSTEMS

Author: Eng. Agr. MsC Diego Fernandes de Bastos
Advisor: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

Nitrous oxide (N_2O) emissions from animal excreta deposition on pastures has been pointed out as one of the major environmental problems associated with livestock production around the world. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) suggests that 2% and 1% of N added via cattle and sheep excreta, respectively, are emitted as N_2O into the atmosphere, and these values are used national inventories (Tier 1- IPCC). However, the application of these values to the pastoral environments from Southern Brazil has great uncertainties and highlighting the importance to determine regional N_2O emission factors (FE N- N_2O) in order to contemplate the local edafoclimatic conditions. Three studies were carried out to determine FE N- N_2O for cattle urine and dung from cattle (Study 1) and from sheep (Study 2) in the Southern Brazil (2), while the third study consisted of a global meta-analysis regarding the impact of cattle excreta on N_2O emissions. The objective of Study 1 was evaluating the seasonal effect of cattle excreta on N_2O emissions in native grasses. We evaluate four experiments that began with the application of excreta on the soil every season of the year, monitoring the N_2O emissions for 12 months in each experiment. The results of the first study showed the highest N_2O emissions under excreta application in the spring and highlighted the urine as the main source of N_2O in the native grasses of the Pampa biome. The second study aimed to determine FE N- N_2O derived from sheep excreta in joint analysis of experiments of 5-year of results of N_2O emissions derived from urine and dung applied on the grazing phase (ryegrass) of an integrated system of agricultural production with livestock in the winter and soybean cultivation in the summer. On the average of five experiments in different years, the values of FE N- N_2O did not differ between the type of sheep excreta applied. The third study, through a global meta-analysis, aimed to analyze the climate and soil variables on FE N- N_2O of animal excreta in different pastoral environments, comparing to FE N- N_2O determined under Brazilian regions. At the global level, mean FE N- N_2O values of 0.84% and 0.22% were estimated for urine and dung cattle, respectively. For sheep excreta, mean FE N- N_2O were, 0.49% for urine and 0.08% for dungs. The results of the three studies shows that the N-FE N_2O for cattle and ovine excreta in pastoral environments of the Pampa Biome from Southern Brazil are in similar range of values obtained at global level. In turn, our results highlight the need to revise the FE N- N_2O values recommended by IPCC, as well as the separation of excreta (urine and dung) aiming to use the FE N- N_2O values in national emission inventories for N_2O .

Doctoral thesis in Soil Science. Graduate Program in Soil Science, Faculty of Agronomy, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre 115p.). August, 2018. This research was sponsored by CNPq, CAPES, FAPERGS and BID Project.

SUMÁRIO

1. CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL	13
2. CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1. Produção Pecuária no Sul do Brasil	16
2.2. Emissão de GEE do Setor Agropecuário	18
2.3. Emissões diretas de N ₂ O de excretas de animais em Pastejo	20
2.4. Produção de N ₂ O nos solos	25
2.4.1. Fontes de Nitrogênio	28
2.4.2. Carbono orgânico do solo e as emissões de N ₂ O	30
2.4.3. Umidade e aeração do solo	31
2.4.4. Temperatura	31
3. CAPÍTULO III – HIPÓTESES E OBJETIVOS	32
4. CAPÍTULO IV – VARIAÇÃO SAZONAL DAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS BOVINAS EM CAMPO NATIVO DO SUL DO BRASIL	34
5. CAPÍTULO V – EMISSÕES DIRETAS DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS DE OVINOS NA FASE PASTAGEM DE AZEVÉM DE UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE OVINOS E SOJA NO SUL DO BRASIL	63
6. CAPÍTULO VI – META-ANÁLISE DOS FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS ANIMAIS EM SISTEMAS PASTORIS NO MUNDO	85
7. CAPÍTULO VII – CONCLUSÕES GERAIS	104
8. CAPÍTULO VIII – CONSIDERAÇÕES FINAIS	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Emissões de gases de efeito estufa (Gg CO ₂ eq.) em Solos Agrícolas do Brasil, em 2013 (ANÁLISE, 2014)	21
Tabela 2. Síntese dos resultados de pesquisas com fatores de emissão no Brasil.	23
Tabela 3. Quantidade de nitrogênio aplicado via urina e fezes de bovinos nas diferentes estações do ano de 2016.	38
Tabela 4. Análise de variância para a variação dos fluxos de N ₂ O, emissão acumulada de N ₂ O, fator de emissão de N ₂ O (FE N-N ₂ O) e variação da porosidade preenchida por água (PPA) e dos teores de amônio (NH ₄ ⁺) e de nitrato (NO ₃ ⁻) no solo para os tratamentos aplicados nas diferentes estações do ano.	44
Tabela 5. Correlação entre os fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) das diferentes estações do ano e as variáveis edafoclimáticas (PPA, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ e temperaturas do ar e do solo).	50
Tabela 6. Análise de regressão múltipla para a variável dependente N ₂ O em função das variáveis edafoclimáticas (PPA, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , T. solo e T ar) nas diferentes estações do ano de 2016.	55
Tabela 7. Relação entre a emissão acumulada de óxido nitroso (N ₂ O) e intensidade de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻) nas diferentes estações avaliadas.	57
Tabela 8. Emissão acumulada de óxido nitroso (N ₂ O) e fator de emissão de N ₂ O para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono e Inverno) do ano de 2016.	58
Tabela 9. Quantidade de nitrogênio aplicado via urina e fezes de ovinos nos diferentes anos avaliados (2009, 2010, 2013, 2015 e 2016).	67
Tabela 10. Análise de variância para os fluxos de N ₂ O, emissão acumulada de N ₂ O, fator de emissão de N ₂ O e concentrações de PPA, NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ , para os diferentes tratamentos aplicados nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.	73
Tabela 11. Relação entre os fluxos diários de N ₂ O e as variáveis correlacionadas do solo e clima (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PPA e T ar) nos cinco anos de avaliação.	79
Tabela 12. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente N ₂ O em função das variáveis edafoclimáticas (PPA, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ e T. ar) nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.	81
Tabela 13. Emissão acumulada de óxido nitroso (N ₂ O) do solo e fator de emissão de N ₂ O da urina e fezes ovinas em diferentes anos (2009, 2010, 2013, 2015 e 2016).	82
Tabela 14. Resumo das publicações utilizados na meta-análise dos fatores de emissão (FE) de N ₂ O de excretas animais em sistemas pastoris do mundo. ...	90
Tabela 15. Fatores de emissão (FE) médio de N ₂ O para as diferentes excretas animais em diferentes fatores de influência das emissões.	98
Tabela 16. Variação sazonal nos fatores de emissão de N ₂ O (FE N-N ₂ O) das diferentes excretas animais.	100

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Emissões de gases de efeito estufa do setor agropecuário do Brasil entre os anos 1993-2013 (milhões de toneladas de CO ₂ eq.). Fonte: ANÁLISE, 2014.	19
Figura 2. Emissão de N ₂ O a partir de excretas de bovinos e ovinos ao longo de 20 anos no Brasil e na Região Sul do Brasil.	25
Figura 3. Produção de N ₂ O pela nitrificação microbiana.	26
Figura 4. Produção de N ₂ O pela desnitrificação microbiana.	27
Figura 5. Transformação do N mineral no solo (Wrage et al., 2001).	28
Figura 6. Temperatura média diária (°C) e precipitação pluviométrica (mm) para o período de avaliação das diferentes estações (Verão, Outono, Inverno e Primavera).	43
Figura 7. Porosidade preenchida por água (PPA) para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono, Inverno).	45
Figura 8. Concentrações de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻) no solo (0-10 cm) após aplicação dos tratamentos para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono, Inverno) do ano de 2016.	47
Figura 9. Fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) durante o período de 12 meses após a aplicação dos tratamentos (urina, fezes e testemunha) nas diferentes estações do ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno).	49
Figura 10. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) e a porosidade preenchida por água (PPA) nas estações Primavera e Verão do ano de 2016.	52
Figura 11. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) e as concentrações de nitrato (NO ₃ ⁻) (A, B, C, D) nas diferentes estações Primavera, Verão, Outono, Inverno; relação entre os fluxos de N ₂ O e temperatura do solo na estação Primavera (E) do ano de 2016.	54
Figura 12. Fator de emissão de N ₂ O (% N aplicado) para a urina e fezes de bovinos ao longo dos dias após aplicação das excretas nas diferentes estações do ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno).	60
Figura 13. Temperatura média diária (°C), precipitação (mm) e fluxos diários de N-N ₂ O (g N-N ₂ O ha ⁻¹ dia ⁻¹) do solo após aplicação dos tratamentos dos anos 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.	71
Figura 14. Porosidade preenchida por água (PPA) do solo após aplicação dos tratamentos nos anos 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.	74
Figura 15. Teores de N-NH ₄ ⁺ e de N-NO ₃ ⁻ no solo para os períodos de avaliação dos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.	76
Figura 16. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) e a porosidade preenchida por água (PPA) nos anos de 2009, 2010, 2013 e 2015.	80
Figura 17. Distribuição geográfica e número de artigos publicados dos estudos compilados com o número de dados de fator de emissão (FE) de N ₂ O de excretas animais em sistemas pastoris.	92
Figura 18. Fator de emissão (FE) médio de N-N ₂ O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris dos diferentes hemisférios (Norte e Sul) (n=447).	93
Figura 19. Fator de emissão (FE) médio de N-N ₂ O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris da Nova Zelândia (n=203) e resto do Mundo (n=234).	94

Figura 20. Fator de emissão (FE) médio de N-N ₂ O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris no mundo (<i>n</i> =447) (a) e FE N-N ₂ O para urina e fezes de bovinos e ovinos separadamente (b).	95
Figura 21. Relação entre a taxa de N aplicado via excretas animais e seus respectivos fatores de emissão (FE) de N ₂ O (%).	96
Figura 22. Fatores de emissão (FE) de N ₂ O para as diferentes excretas animais no Brasil e no Mundo, (a) FE N-N ₂ O para excretas bovinas e (b) FE N-N ₂ O para excretas ovinas.	102

1. CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos anos, tem sido crescente a preocupação mundial em relação aos impactos ambientais, sobretudo aqueles oriundos da ação antrópica. Nesse sentido, as mudanças climáticas devido as emissões de gases de efeito estufa (GEE), conduz a uma série de desafios ambientais e como consequência, aumenta a demanda por pesquisas sobre sua mitigação e adaptação dos sistemas produtivos.

Globalmente, as emissões advindas de sistemas de produção animal são estimadas em 14,5% do total emitido entre todas as atividades antropogênicas (Gerber et al., 2013). A importância das emissões advindas da atividade pecuária se deve em parte à grande área ocupada com essa atividade. Em nível global, estima-se que 78% das terras agricultáveis são ocupadas por sistemas pecuários (Steinfeld et al., 2006). Essa participação e futuro cenário nas emissões de GEE é agravado quando se prevê o aumento da população mundial e, conseqüentemente, aumento da demanda por alimentos, entre eles a proteína animal. Segundo Steinfeld et al. (2006), entre os anos 2000 e 2050, é projetado um aumento no consumo anual de proteína animal em 103% (229 para 465 milhões de toneladas). Neste contexto, o setor pecuário enfrenta um grande desafio, que é responder ao aumento dessa demanda de forma eficiente e sustentável, reduzindo os impactos ambientais associados ao sistema produtivo. Nesta mesma conjuntura, por ter um grande rebanho comercial de bovinos, a atividade pecuária apresenta uma grande contribuição nas emissões de GEE no Brasil.

A produção de bovinos e ovinos a campo é fonte de emissão de gases como o metano (CH₄), emitido pela fermentação entérica, e óxido nitroso (N₂O) emitido através de fertilização de pastagens cultivadas e também pela deposição de excretas animais como urina e fezes sobre o solo. Em 2013, no

Brasil, as emissões atribuídas à fermentação entérica (CH_4) junto com as emissões de solos agrícolas (N_2O) representaram 92% do total emitido pelo setor agropecuário (ANÁLISE, 2014).

Dos gases emitidos pela atividade agropecuária, a emissão de N_2O merece atenção devido ao seu potencial de aquecimento global que é cerca de 298 vezes maior que o do dióxido de carbono (Wrage et al., 2001). Em sistemas pecuários, a deposição de excretas animais sobre o solo contribui significativamente com a emissão deste gás. Animais em pastejo podem promover o aumento das emissões de N_2O , visto que cerca de 70 a 95% do N retornam ao solo pela urina e fezes (Oenema et al., 2005). A deposição de N sob o solo pode chegar a concentrações que variam de 20 a 200 g m^{-2} , sendo que 0,1 a 3,8% do N da urina e 0,1 a 0,7% do N das fezes pode ser emitido na forma de N_2O para a atmosfera (Oenema et al., 1997). Processos microbianos como nitrificação, desnitrificação e nitrificação-desnitrificante atuam na produção de N_2O , cuja participação depende das condições ambientais, principalmente, do teor de umidade e oxigenação do solo. A deposição de N pelas excretas também é relevante, pois o amônio (NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-) são substratos nos processos de produção de N_2O (Luo et al., 2013).

Os inventários nacionais das emissões de GEE podem ser elaborados pela aplicação de fatores de emissão “defaults” quando adotado o “Tier 1” do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), como é o caso do Brasil. Estes valores “default” são reportados em IPCC (2006) e são originados de um período cujas pesquisas sobre as emissões de N_2O decorrente da deposição de excretas animais em pastagens eram bastante restritas. Segundo o IPCC (2006), 2% do nitrogênio da urina de grandes ruminantes (ex. Bovinos) e 1% do nitrogênio da urina de pequenos ruminantes (ex. Ovinos) é emitido na forma de $\text{N-N}_2\text{O}$ para atmosfera. Um outro aspecto a discutir é que esses valores “default” foram gerados sob determinadas condições edafoclimáticas e a aplicação desses valores em regiões com as mais diversas condições edafoclimáticas carrega uma grande incerteza quanto à adequação das emissões de N_2O estimadas por esse procedimento. Cabe ressaltar que esses valores de FE preconizados pelo IPCC não diferenciam o tipo de excreta, sendo utilizado o mesmo valor tanto para urina quanto para fezes. Estudos apontam maiores emissões de N_2O proveniente da urina depositada sobre o solo do que

das fezes, o que é atribuído usualmente à predominância de N mineral na urina, enquanto no caso das fezes o N encontra-se principalmente na forma orgânica e demanda ser mineralizado antes de estar sujeito aos processos de produção de N_2O (Yamulki et al., 1998; Luo et al., 2009).

Com a intensificação da pesquisa quanto as emissões de N_2O decorrentes do N depositado pelas excretas animais em sistemas pecuários, pode-se determinar FE N- N_2O regionais, cuja consolidação pode permitir a adoção desses FE na elaboração dos inventários das emissões de GEE baseado no “Tier 2” do IPCC. No Brasil existem poucas informações sobre o real impacto de excretas em sistemas pastoris sobre as emissões de N_2O , mas de acordo com os estudos iniciais realizados no Sul do Brasil, já se indicam dissimilaridades entre os FE regionais e os valores “default” do IPCC. Entretanto, FE N- N_2O regionais representativos deverão ser consolidados a fim da sua utilização nos inventários nacionais das emissões de N_2O . Dessa forma estudos devem ser realizados para a determinação de FE N- N_2O regionais contemplando uma maior variabilidade espaço-temporal afim de se consolidar esse tipo de informação em âmbito regional.

2. CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Produção Pecuária no Sul do Brasil

Privilegiada pela vasta extensão territorial nacional, com 8,5 milhões de km² de área, a produção pecuária brasileira tem destaque no mundo. Dessa vasta área, 20%, aproximadamente 174 milhões de hectares, são ocupadas por pastagens (IBGE, 2016). A atividade é responsável por 29% do Produto Interno Bruto do agronegócio brasileiro e sua visibilidade mundial pode ser observada diante de alguns indicadores como por exemplo, o país possui o segundo maior efetivo de bovinos do mundo, sendo responsável por 22% do rebanho mundial, sendo superado apenas pela Índia (USDA, 2014). A região Sul do Brasil ganha importância na produção animal, seja pela bovinocultura e/ou ovinocultura, favorecidas pela excelente pastagem natural encontradas nos campos do Sul. Nesta região encontra-se 18% do rebanho bovino do país e mais de 60% do rebanho ovino, onde o estado do Rio Grande do Sul é líder em produção de carne ovina. Os bons índices de produtividade da região na produção de gado e ovinos de corte advêm da sua tradição pecuarista, favorecidos pelas condições ambientais e das pastagens encontradas nos campos que compõe o Bioma Pampa. Segundo Nabinger et al. (2005), as pastagens naturais encontradas nessa região representam uma fonte de germoplasma forrageiro único no mundo, com enorme potencial produtivo, porém com certa carência de entendimento sobre suas respostas aos fatores de produção aplicados. Em termos de biodiversidade, o bioma Pampa contém mais de 400 espécies de gramíneas forrageiras, 150 espécies de leguminosas além de uma infinidade de espécies campestres que compõem as pastagens naturais da região (Boldrini et al., 1997).

Os campos naturais ainda são a base da exploração pecuária da região Sul do Brasil, sobretudo no estado do Rio Grande do Sul, onde

aproximadamente 10 milhões de hectares estão ocupadas com pastagens naturais, o que corresponde a 44% da superfície do estado e onde nelas se concentram 70% de sua produção pecuária (IBGE, 2016). Entretanto, a dimensão dos campos naturais vem se reduzindo ao longo do tempo em todo o Sul do Brasil por uma série de fatores como: degradação natural pelo excesso de carga animal e/ou práticas de queimadas; baixa produtividade e rendimento econômico pela utilização inadequada (excesso ou deficiência na carga animal) das pastagens; incentivos ao florestamento sobre as áreas de pastagens (dos Campos Sulinos) e principalmente pelo aumento das áreas de lavoura, sobretudo pela cultura da soja. É nesse contexto de importância da exploração pecuária e agrícola que se tem ainda um modelo de produção utilizada há anos na região Sul do Brasil que são os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA).

Os SIPA surgem como um modelo de exploração eficiente do uso da terra, seja do ponto de vista econômico, gerando renda ao produtor pela cultura de verão e pela pecuária no inverno, seja do ponto de vista ambiental com práticas sustentáveis que garantem proteção ao solo (evitando erosão), aumento da diversidade da biota do solo e redução de emissões de gases de efeito estufa com o sequestro de C atmosférico nos solos.

No Sul do Brasil, os modelos de SIPA utilizados são caracterizados pelas rotações das lavouras de milho e soja em plantio direto com pastejo animal (azevém e aveia preta utilizada como forrageira) no inverno nos estados do Rio Grande do Sul e Paraná e ainda pelas rotações da lavoura de arroz irrigado com a pastagem no Rio Grande do Sul. Apesar de ser um sistema promissor nos aspectos econômico e ambiental, sua adoção ainda tem sofrido resistência por parte de alguns produtores, sobretudo pelo pastejo animal nas áreas originalmente dedicadas exclusivamente à produção de grãos, onde muitos acreditam interferir na produção das culturas de verão. Alguns resultados de pesquisas vêm desmistificando essa crença mostrando que a presença do animal não afeta o rendimento final das culturas e inclusive em alguns casos proporcionando ganhos econômicos desde que o sistema seja manejado de forma adequada. Lustosa (1998), avaliou a resposta das lavouras de soja em sucessão ao pastejo animal no inverno e não encontrou diferença entre a produção de soja em áreas pastejadas e não pastejadas no inverno.

Muitas questões precisam ainda serem elucidadas em ambos sistemas de produção pecuária, seja sobre pastagens naturais e/ou SIPA principalmente na busca da maior eficiência do uso da terra, visando um melhor rendimento atrelado à sustentabilidade e é, nessa temática ambiental, que surgem a necessidade de pesquisas na busca do manejo mais adequado para mitigar os gases de efeito estufa ao qual a atividade pecuária está constantemente relacionada como fonte de emissão. Nesta mesma perspectiva, entretanto, se observa que os sistemas pastoris também apresentam potencial na mitigação deste problema, pois, segundo Lemaire et al. (2003), os pastos cultivados apresentam efeitos análogos às florestas e podem ocasionar melhorias do ponto de vista ambiental nos sistemas agrícolas através da regulação dos fluxos de nitrogênio, estabilidade da matéria orgânica do solo e mitigação das emissões de GEE.

2.2. Emissão de GEE do Setor Agropecuário

O Brasil figura entre os maiores em áreas de produção rural do mundo, com aproximadamente 3,3 milhões de Km² com agricultura e pecuária, segundo o censo agropecuário do IBGE (2016). Diante desse dado, há de se notar a participação do setor agropecuário brasileiro nas emissões de GEE, sendo historicamente a segunda maior fonte emissora dentre todas as atividades, ficando atrás apenas das emissões advindas da mudança no uso da terra, cenário distinto de países desenvolvidos no mundo onde tem a maior parte de suas emissões atribuídas à processos industriais e produção de energia. Em 2010, as emissões de GEE da agropecuária brasileira representaram cerca de 7% das emissões globais deste setor, figurando o Brasil como o quarto maior emissor do mundo (ANÁLISE, 2014). Diversas atividades inerentes a esse setor como, uso de combustíveis fósseis, técnicas de manejo do solo, cultivo de arroz, uso de fertilizantes, resíduos, dentre outros, contribuem diretamente na concentração dos GEE na atmosfera. Os principais gases emitidos nessas atividades são o dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso e metano. A figura 1, sintetiza e quantifica as emissões desse setor no Brasil no período de 1993 a 2013. No ano de 2013, as emissões líquidas do setor agropecuário

representaram aproximadamente 27% das emissões totais do país (ANÁLISE, 2014).

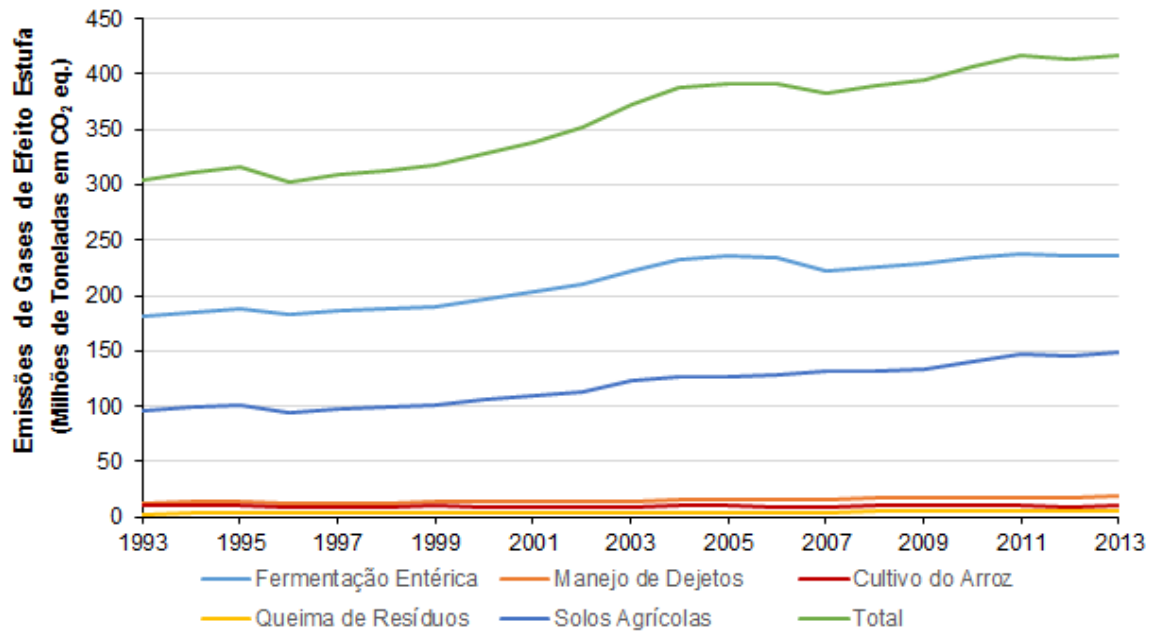


Figura 1. Emissões de gases de efeito estufa do setor agropecuário do Brasil entre os anos 1993-2013 (milhões de toneladas de CO₂ eq.). Fonte: ANÁLISE, 2014.

Pode-se observar na figura 1 a participação da pecuária, representada pela fermentação entérica e inserida também em solos agrícolas, que contém emissões advindas da pecuária (deposição de excretas sobre os solos), nas emissões do setor agropecuário ao longo dos anos. Em 2013, as emissões atribuídas à fermentação entérica junto com as emissões de solos agrícolas representaram 92% do total emitido pelo setor, lançando na atmosfera 384 milhões de toneladas de CO₂ eq. (ANÁLISE, 2014).

A expressividade da atividade pecuária nas emissões de GEE, principalmente na emissão de CH₄ entérico, pode ser atribuída à própria participação da atividade na economia do país. Como dito anteriormente, o país detém o segundo maior efetivo bovino do mundo, com aproximadamente 218 milhões de cabeças (IBGE, 2016). Além do grande número de animais, o bovino é um grande ruminante, que depende da fermentação entérica para a transformação do alimento ingerido em energia, processo esse que através da atividade da microbiana no rumem do animal produzem o CH₄. Além deles,

outros animais criados no Brasil como ovelhas, cabras, búfalos, cavalos e suínos e outros também contribuem com as emissões de CH₄.

A outra parcela de contribuição nas emissões de GEE pela pecuária está relacionada com as emissões diretas de N₂O do solo pela deposição de excretas (urina e fezes) de animais em pastejo, também com grande relevância devido ao grande número de animais criados de forma extensiva. As emissões de N₂O do solo a partir de excretas animais será vista no item adiante. Esses dados, tanto o de produtividade quanto o das emissões pela atividade pecuária, representam um grande desafio futuro para uma produção sustentável, visto que com o aumento populacional aumenta-se a demanda por alimentos e, conseqüentemente, dentro do processo produtivo devem ser aumentadas as emissões de GEE. É importante ressaltar que a quantidade de CH₄ entérico emitido pelo animal varia de acordo com quantidade e qualidade e tipo da dieta alimentar, com a estação do ano e condições climáticas, além do manejo aplicado (Cottle et al., 2011). O mesmo serve para as emissões de N₂O a partir de urina e fezes, que além desses fatores, sua quantidade emitida está relacionada também aos fatores que regulam os processos de nitrificação, desnitrificação e nitrificação desnitrificante no solo. Nessa perspectiva, pesquisas devem ser realizadas com intuito de se chegar ao manejo ideal dos sistemas de produção pecuária visando sua sustentabilidade ambiental e econômica.

2.3. Emissões diretas de N₂O de excretas de animais em Pastejo

Os solos agrícolas são a segunda maior fonte antropogênica de emissão de GEE do setor agropecuário no Brasil (Figura 1), representada principalmente pelas emissões de N₂O. Essas emissões são divididas em emissões diretas, com emissões advindas de diversas atividades como uso de fertilizantes nitrogenados, aplicação de adubos, resíduos de culturas e outros, e emissões indiretas, associadas à emissão derivada de formas nitrogenadas oriundas da deposição atmosférica e da lixiviação. A tabela 1 quantifica as emissões atribuídas aos solos agrícolas em suas subdivisões com base nas emissões do ano de 2013 no Brasil (ANÁLISE, 2014).

Tabela 1. Emissões de gases de efeito estufa (Gg CO₂ eq.) em Solos Agrícolas do Brasil, em 2013 (ANÁLISE, 2014).

EMISSÃO DE GEE	Gg CO₂ eq.
Solos Agrícolas	148.497
Emissões Diretas	92.485
Animais em pastagem	52.903
Fertilizantes sintéticos	14.341
Aplicação de adubos	6.710
Resíduos agrícolas	13.663
Solos orgânicos	4.868
Emissões Indiretas	56.012
Deposição atmosférica	11.083
Lixiviação	44.929

Das emissões diretas em solos agrícolas no ano de 2013, 57% foram oriundas da deposição de excretas de animais em pastejo (Tabela 1). No Brasil devido às grandes áreas ocupadas por pastejo extensivo, a deposição de excretas de animais em pastejo contribui expressivamente com as emissões de N₂O. Durante o pastejo o animal ingere o nitrogênio contido nas plantas e o converte em proteína animal para o seu desenvolvimento. Devido à baixa eficiência nessa conversão, cerca de 70 a 95% dos compostos nitrogenados ingeridos são eliminados através de excretas podendo abastecer os processos de produção de N₂O no solo (Oenema et al., 2005). Segundo Luo et al. (2008) as emissões de N₂O oriundas de excretas animais, principalmente urina, estão relacionadas à sua composição, ricos em compostos nitrogenados que em contato com o solo servem como fontes para os processos de transformação do N, como nitrificação, desnitrificação e nitrificação-desnitrificante que podem produzir N₂O.

A contribuição da deposição de excretas animais em sistemas pastoris sobre as emissões de N₂O são muito variáveis e, em diversas regiões do mundo, pouco estudadas. Essas variações podem decorrer de diversos fatores que influenciam as emissões de N₂O como os fatores edafoclimáticos de cada região, do manejo utilizado no sistema além das características do próprio

material depositado sobre o solo, que variam de acordo com a dieta alimentar dada ao animal (Groenigen et al., 2006). Luo et al (2008) avaliaram emissões de N_2O devido a aplicação de urina bovina em diferentes estações do ano na Nova Zelândia. De acordo com os resultados obtidos, existem diferenças significativas entre os fluxos de N_2O entre as estações, as quais os autores atribuíram às diferenças climáticas observadas. Também na Nova Zelândia, De Klein et al (2003) avaliaram as emissões de N_2O a partir da deposição da urina de bovinos sobre solos de diferentes classes de drenagem em três regiões distintas do país. Eles também encontraram diferenças entre as emissões de N_2O devido a variação climática entre as regiões e também entre os solos das diferentes classes de drenagem, sendo as maiores emissões observadas em solos imperfeitamente drenados e as menores encontradas em solos bem drenados.

Existem muitas incertezas diante de tamanha variabilidade nos dados encontrados em estudos que envolvem emissão de N_2O a partir de excretas animais, principalmente no que diz respeito a seus fatores de emissão. Na literatura internacional são reportados valores de FE que variam de 0.1 a 4%, sendo os maiores observados em sistemas com gado de leite no Reino Unido e Holanda. Por sua vez, o IPCC preconiza que, em média, 1% e 2% do N adicionado ao solo via excreta de ovinos e bovinos, respectivamente, são perdidos na forma de N_2O para a atmosfera. Porém, acredita-se que esses valores não contemplem as variações regionais de climas, solos e manejos existentes no mundo, além de não distinguir os fatores para urina e fezes sendo adotado um valor único para ambos.

De acordo com uma série de pesquisas avaliando o efeito da deposição de excretas nas emissões de N_2O , a Nova Zelândia passou a adotar um fator de emissão nacional de 1%, menor, portanto, ao valor default de 2% do IPCC, adequando às suas condições edafoclimáticas. Groenigen et al. (2005) com base na revisão de 31 estudos, concluíram que o valor de 2% para FE a partir de urina bovina não representa a realidade encontrada, sugerindo um valor médio de 0,9%. Em nível internacional, alguns estudos indicam também a necessidade de diferenciar os valores de FE para fezes e urina, devido ao fato do N contido na urina estar mais prontamente disponível que nas fezes, apresentando, portanto, maiores emissões (Yamulki et al., 1998; Luo et al., 2009).

No Brasil ainda existem poucas informações a respeito do real impacto da presença de animais em pastagem nas emissões de N₂O. Porém, alguns estudos iniciais avaliaram o efeito da deposição de excretas em sistemas pastoris do Rio Grande do Sul e do Paraná e apontam para a superestimativa dos valores de FE de N₂O preconizados pelo IPCC (Tabela 2).

Tabela 2. Síntese dos resultados de pesquisas com fatores de emissão no Brasil.

Referencia	Local	Tipo	Fator de Emissão (%)	
			Urina	Fezes
Sul do Brasil				
Magiero (2013)	Eldorado do Sul (RS)	Ovinos	0,34	0,07
Bastos (2014)	Eldorado do Sul (RS)	Ovinos	0,11	-
			Média	0,23
Schirmann (2016)	Eldorado do Sul (RS)	Gado de Corte	0,74	0,08
Piva (2012)	Ponta Grossa (PR)	Gado de Corte	0,24	-
Sordi et al. (2014)	S. J. Pinhais (PR)	Gado de Leite	0,26	0,15
Pergher (2014)	S. J. Pinhais (PR)	Gado de Leite	0,57	0,11
Simon (2015)	S. J. Pinhais (PR)	Gado de Leite	0,30	0,11
Outras Regiões				
Lessa et al. (2014)	Santo Antônio de Goiás (GO)	Gado de Corte	1,20	0,01
Barneze et al. (2014)	Piracicaba (SP)	Gado de Corte	0,20	0,50
			Média	0,09

Com base nos dados apresentados na tabela 2, observam-se que os valores para os FE de N₂O de excretas de animais em pastagem propostos pelo IPCC não deveriam ser aplicadas sob as condições encontradas na Região Sul do país. Outros estudos no Brasil em diferentes localidades também demonstram tendência clara de valores inferiores aos do IPCC. Lessa et al. (2014) encontraram valores de FE de 1,2% para urina de bovinos em área de Cerrado brasileiro e Barneze et al. (2014) valores de 0,2% também para urina de bovinos, em área de Mata Atlântica (Tabela 2). Outro ponto importante a se destacar segundo os dados apresentados na tabela 2 é a necessidade de se utilizar fatores de emissão distintos para os tipos de excreta (urina e fezes), reforçando o indicativo apresentado em outras pesquisas no mundo, onde os fatores encontrados para a urina são muito maiores que os de fezes. A importância dessas abordagens se deve ao fato de que a elaboração de inventários nacionais das emissões de gases de efeito estufa se utilizam dos

valores default do IPCC o que pode estar super ou subestimando seu impacto ambiental.

Na figura 2 apresentamos as emissões diretas de N_2O devido a deposição de excretas de bovinos e ovinos ao longo de 20 anos no Brasil e também mais especificamente na região Sul do país. Ao longo desse período o Brasil teria emitido, de forma acumulada, 2838.93 Gg de N_2O derivado de excretas de bovinos e 89.74 Gg de N_2O derivado de excreta de ovinos para a atmosfera, quando adotados os valores de FE preconizados pelo IPCC. Utilizando-se a média dos valores de FE encontrados nas pesquisas realizadas no Sul do país, essas emissões teriam uma redução de 82% e 78% na contribuição de excretas de bovinos e ovinos, respectivamente. Esse tipo de dado reflete a necessidade de pesquisas que gerem dados consistentes e que reflitam a realidade local sobre as variáveis que controlam essas emissões. Nesse sentido, porém, cabe ressaltar que os dados apresentados na tabela 2 tratam de estudos iniciais sobre o real impacto desse tipo de fonte de emissão de N_2O e que alguns deles apresentam certas limitações em termos de representatividade espacial, temporal tanto em termos de duração experimental quanto de variação estacionária, não contemplando o efeito de estações do ano. Dessa forma, muito precisa se avançar com estudos que contemplem essa variabilidade para se obter um fator de emissão a nível regional ou nacional.

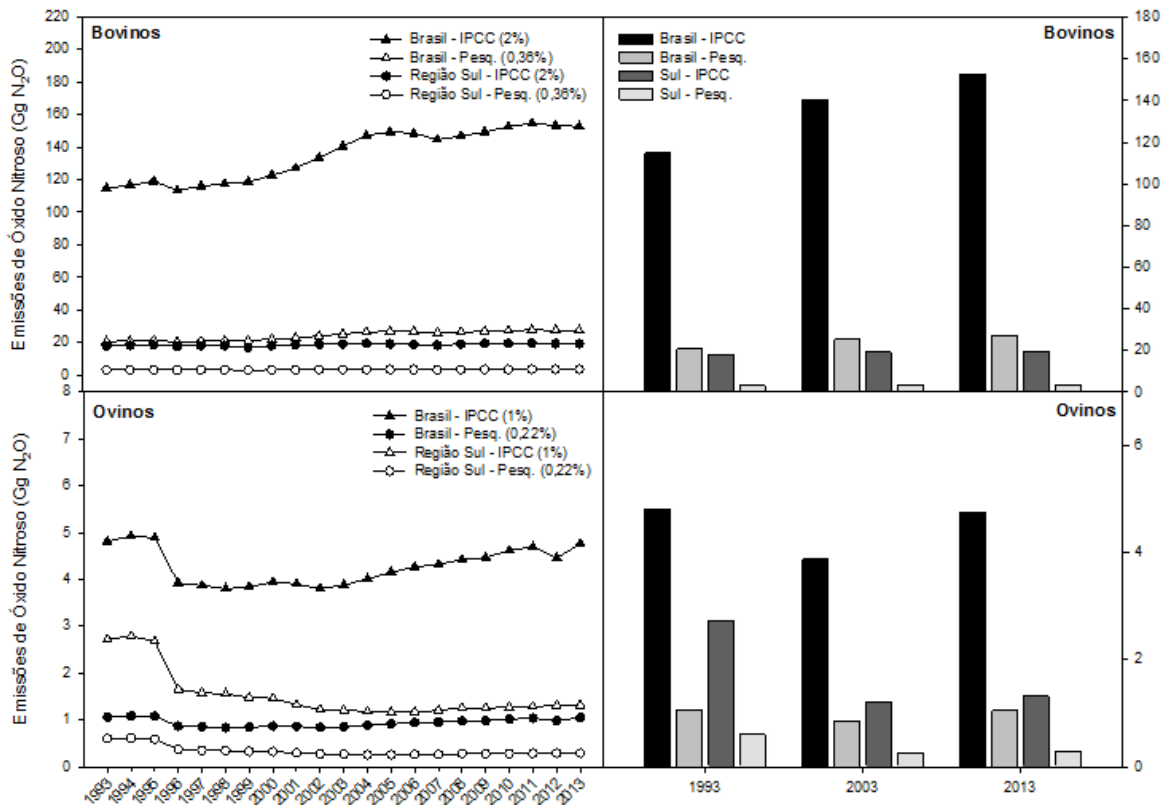


Figura 2. Emissão de N_2O a partir de excretas de bovinos e ovinos ao longo de 20 anos no Brasil e na Região Sul do Brasil.

2.4. Produção de N_2O nos solos

O óxido nitroso é um dos principais gases de efeito estufa, com potencial de aquecimento global até 298 vezes maior que o CO_2 (Wrage et al., 2001) e como resultado da ação antropogênica, tem na atividade agropecuária sua principal fonte de emissão.

O N_2O é produzido através de diversos processos no ciclo do Nitrogênio (N), relacionados com a ciclagem desse elemento, ciclo esse que é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e ainda por condições climáticas. Dentre eles, processos microbianos que ocorrem no solo como nitrificação, desnitrificação e nitrificação-desnitrificante são reconhecidos como os principais mecanismos de formação de óxido nitroso no solo (Firestone & Davidson, 1989; Wrage et al., 2001).

A nitrificação é o processo onde o amônio (NH_4^+) e/ou nitrito (NO_2^-) são oxidados por bactérias heterotróficas quimioautotróficas que se utilizam dessas formas de N como fonte de energia primária, produzindo portanto N_2O e NO. Nisso se observa que é um processo que ocorre em duas fases distintas, sendo a primeira fase caracterizada pela oxidação do amônio a nitrito por bactérias *Nitrosomonas*, e este oxidado a nitrato, sendo a segunda caracterizada pela atuação das bactérias do gênero *Nitrobacter* que utilizam o nitrito como oceptor final de elétrons com consequente produção de N_2O (Wrage et al., 2001). Dessa forma, a disponibilidade de NH_4^+ é considerado o principal fator limitante deste processo, sendo influenciado pela mineralização/imobilização, presença de plantas, troca de cátions e difusão. Além do teor de NH_4^+ , a nitrificação também é regulada pela presença de NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , O_2 , acidez do solo, temperatura e potencial de água. Esse processo apesar de ser menos recorrente quando comparado à desnitrificação, tem sido apontado como a principal via de produção de N_2O em solos aeróbios adubados com fertilizantes amoniacais (Bremner, 1997; Oenema et al., 1997). O processo de produção N_2O através da nitrificação está esquematizado na figura 3:



Figura 3. Produção de N_2O pela nitrificação microbiana

A desnitrificação, amplamente reportado na literatura como o processo mais significativo na emissão de N_2O do solo para a atmosfera, é caracterizada pela redução gradual dos íons NO_2^- e NO_3^- à NO, N_2O ou a N_2 pela ação de bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas*), microrganismos anaeróbios heterotróficos facultativos. O nitrato é reduzido inicialmente pela nitrato redutase à NO_2^- a qual em seguida é reduzido à NO e então a N_2O pela nitrito redutase e óxido nítrico redutase, respectivamente. Diferentemente da nitrificação NO e N_2O são intermediários obrigatórios na sequência da desnitrificação, que é concluída quando o N_2O é reduzido pela óxido nitroso redutase à N_2 . Na desnitrificação o O_2 é considerado o fator limitante, sendo necessária restrição

de O_2 para o favorecer a ação das bactérias desnitrificantes. Além da restrição de O_2 a presença de redutores, como o carbono orgânico; disponibilidade de NO_3^- , NO_2^- ou N_2O , pH e temperatura são variáveis que controlam a desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989), por influenciarem diretamente nas atividades dessas bactérias (Smith et al., 2003). Nesse sentido, maiores emissões de N_2O são observadas logo após adubação nitrogenada ou deposição de excretas, devido à disponibilidade de NO_3^- e de C orgânico (Bremner, 1997). O processo de produção N_2O através da desnitrificação está esquematizado na figura 4:

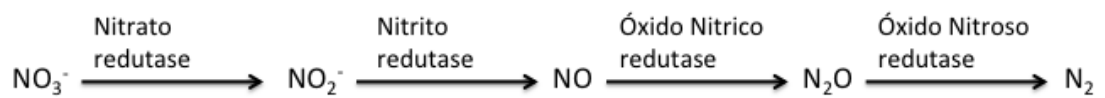


Figura 4. Produção de N_2O pela desnitrificação microbiana

É importante ressaltar que a nitrificação e desnitrificação pode ser entendido também como um processo conjunto, onde implica que produtos da nitrificação (NO_2^- e NO_3^-) podem ser utilizados pelas bactérias desnitrificadoras. Isso acontece porque no solo microsítios adequados à nitrificação e desnitrificação podem coexistir, ou existir em proximidade um do outro e, assim, NO_2^- , NO_3^- ou ambos, podem se difundir de microsítios nitrificantes para microsítios desnitrificantes no solo.

Esse mecanismo, portanto, não deve ser confundido com a Nitrificação-Desnitrificante, que é considerado um caminho alternativo da nitrificação segundo Wrage et al. (2001). A nitrificação-desnitrificante é realizada por oxidantes de amônio que convertem NH_3 à NO_2^- que então é reduzido em N_2O e N_2 . É um processo que ocorre provavelmente quando o oxigênio começa a se tornar limitante concomitante a baixos níveis de carbono no solo (Wrage et al., 2001). Esse processo, como alternativa a nitrificação está demonstrado no esquema de transformação do N mineral no solo proposto por Wrage et al. (2001) na figura 5:

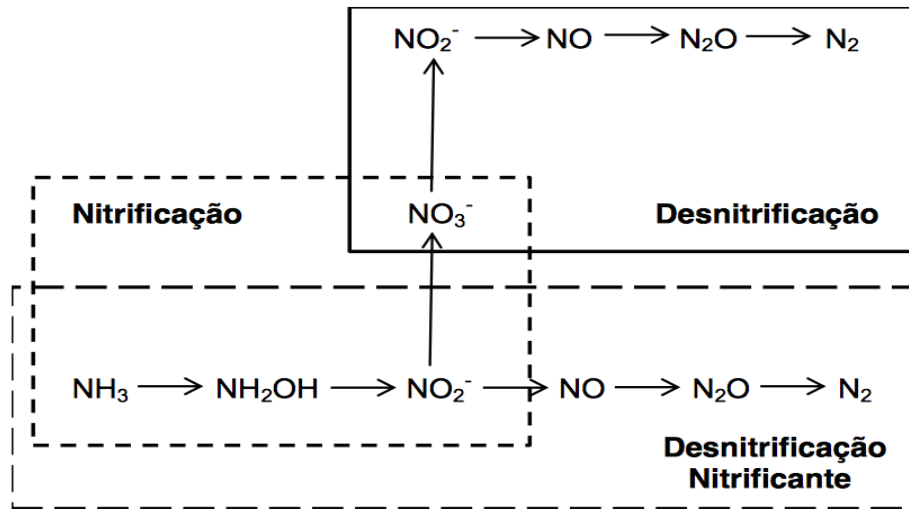


Figura 5. Transformação do N mineral no solo, adaptado de Wrage et al., (2001).

A nitrificação e a desnitrificação tem sido relatadas na literatura como os principais processos de formação de N_2O encontrados em solos tropicais e subtropicais, sendo portanto a forma de N mineral predominante nos solos o fator que influenciará essas reações. Entretanto, alguns trabalhos que avaliaram a emissão de N_2O em um Sistema de Integração Lavoura-Pecuária no Sul do Brasil, indicaram a nitrificação-desnitrificante como possível mecanismo envolvido na produção de N_2O , demonstrando que essa via alternativa da nitrificação deve ser levada em consideração e melhor estudada como via de produção de N_2O no solo (Maggiero, 2013; Bastos, 2014).

Como visto anteriormente, são vários os fatores que regulam e influenciam as emissões de N_2O do solo, destacando-se as formas de nitrogênio (N-substrato) presentes no solo, a disponibilidade de C lábil, a aeração e a umidade do solo e a temperatura, os quais serão abordados detalhadamente na sequência.

2.4.1. Fontes de Nitrogênio

Diversos trabalhos mostram que as emissões de N_2O estão positivamente correlacionados com a quantidade de N-substrato, sendo a disponibilidade da forma de N mineral, nitrato ou amônio, que predominam nos solos, importantes fatores que influenciam os processos de nitrificação e/ou desnitrificação e conseqüentemente as taxas de emissão de N_2O . Nesse sentido as emissões em solos agrícolas são altamente favorecidas pela aplicação de

adubos nitrogenados (Bouwman, 1990) por fornecer fontes de N ao solo. Nessa mesma linha ganha-se importância as emissões observadas em ambientes pastoris, que além da adubação das pastagens, a emissão de N_2O pela deposição de excretas animais também são observadas.

A aplicação de adubos minerais resulta em incrementos nas emissões de N_2O conforme demonstram diversos estudos (Smith et al., 1998; Akiyama et al., 2000; Cheng et al., 2002). O aporte no solo de N através da adubação satura a demanda microbiana pelo nitrogênio, resultando em maiores emissões. Pesquisas mostram correlações positivas das emissões tanto com teores de NH_4^+ (Brams, 1992; Smart et al., 1999) bem como teores de NO_3^- (Williams et al., 1998). Na pesquisa de Akiyama & Tsuruta (2002) essa correlação com o teor de N-mineral após adubação nitrogenada ficou bem evidenciada quando eles observaram aumento na concentração de NH_4^+ após adubação com ureia no solo e em seguida após sua redução, observaram aumento na concentração de NO_3^- coincidindo com os maiores valores de fluxos de N_2O observados. É importante ser ressaltado que os incrementos nas emissões de N_2O após a adubação nitrogenada tem efeito intenso porém geralmente de curta duração variando em dias a pouco mais de uma semana após aplicação, variação essa determinada por fatores como umidade do solo e modo de aplicação do adubo (Gomes, 2006; Jones et al., 2007; Zanatta, 2009). Além disso, um outro aspecto a ser comentado é que a magnitude das perdas de N para atmosfera pela adubação mineral pode ser bem distintas pois variam de acordo com as diferentes características dos solos e do ambiente além do próprio manejo da adubação mineral.

Como visto anteriormente, sistemas pastoris tem grande representatividade nas emissões de GEE, além do CH_4 , ao qual estão constantemente associadas, influenciam também nas emissões de N_2O por inserirem no sistema fontes de nitrogênio. Fertilização nitrogenada e orgânica, fixação de N_2 e excretas de animais em pastejo podem ser consideradas as principais fontes de nitrogênio para o solo em sistemas pastoris. Em pastagens que recebem adubação mineral, a fixação N_2 tem menos importância como fonte de N entretanto, em pastagens extensivas a fixação tem grande representatividade como fonte N. A maioria do N no solo sob pastagens está na forma de composto orgânico numa mistura de substâncias húmicas, proteínas e

aminoácidos que se acumulam ao longo do ciclo de pastejo a partir de fertilizantes orgânicos, fezes em diferentes graus de decomposição, resíduos vegetais, urina etc. Todos esses elementos como formas de entrada de nitrogênio no sistema são fontes de NH_4^+ e NO_3^- que favorecem os processos de produção de N_2O através da nitrificação ou desnitrificação. Apesar disso, são observados poucos estudos sobre o efeito da deposição das excretas animais nas emissões de N_2O do solo principalmente em solos sob condições subtropicais.

2.4.2. Carbono orgânico do solo e as emissões de N_2O

Os ciclos de C e N no solo estão intrinsecamente ligados. Tanto o C como N são parte integrante da composição molecular da matéria orgânica do solo e a disponibilidade de ambos regulam a atividade dos microorganismos do solo e como consequência as emissões de N_2O do solo (Bentrup et al., 2000). O teor de C orgânico do solo afeta diretamente a atividade dos microorganismos no solo por ser fonte de energia para o desenvolvimento dos mesmos. Nesse sentido, a adição de material orgânico no solo como as excretas de animais em pastagem, podem favorecer as emissões de N_2O . Frações lábeis da MO do solo, são especialmente importantes para as emissões de N_2O do solo por serem facilmente decompostas, e por serem fonte de energia da atividade microbiana do solo, participa diretamente dos processos bioquímicos do solo.

Dentre esses processos, o processo de desnitrificação do solo é o mais favorecido pela adição de material orgânico. A decomposição do carbono orgânico ativa a respiração microbiana do solo, consumindo o oxigênio no solo e acelerando a formação de ambiente anaeróbicos, que indiretamente favorecem a desnitrificação, principalmente quando os teores de N no solo não são limitantes. Segundo Bremner (1997) as taxas de desnitrificação são influenciadas pela disponibilidade de nitrato como aceptor de elétrons, por isso são maiores quando da adição de fontes nitrogenadas, e pela disponibilidade de carbono orgânico usado como doador de elétrons. Solos com altos teores de material orgânico, aliados a fatores ambientais com limitação de oxigênio propiciam o processo de desnitrificação do solo e conseqüentemente as emissões de N_2O (Franzluebbers, 2005). Isso é demonstrando em estudos como o de Ciampitti et al. (2008), onde encontraram correlação significativa das

emissões de N_2O com os terrores de umidade e carbono solúvel do solo durante a decomposição de resíduos orgânicos.

2.4.3. Umidade e aeração do solo

Outro importante fator, considerado o principal regulador da emissão de N_2O do solo é a disponibilidade de oxigênio o qual é controlado pela pressão parcial na fase gasosa e conteúdo de água solo (umidade). Como visto anteriormente a presença ou ausência de O_2 , determinando ambientes aeróbios e anaeróbios, regulam os processos de nitrificação e desnitrificação favorecendo um ou outro processo. Observam-se aumento nas emissões de N_2O à medida que o teor de água aumenta no solo (Abbasi & Adams, 2000). Sendo assim a porosidade preenchida por água (PPA) tem sido o principal indicador de qual processo de produção de N_2O predomina no solo. De acordo com Abbasi & Adams (2000), Khalil & Baggs (2005) valores de PPA inferiores a 60%, geralmente entre 35 e 60%, favorecem o processo de nitrificação. O processo de desnitrificação, entretanto, é favorecido sob condições de PPA acima de 60%, quando a difusão de O_2 no solo é dificultada favorecendo a micrositios de anaerobiose. A PPA é um bom indicador por ter relação direta com a disponibilidade de O_2 no solo, mas além dela, outros aspectos no solo influenciam as emissões como a respiração microbiana e sua própria estruturação em relação textura, agregação e compactação (Granli & Bockman, 1994), fatores que são diretamente afetados pelas práticas de manejo adotadas.

2.4.4. Temperatura

A temperatura do solo também é um fator que influencia as emissões de N_2O por afetar os processos de transformação do nitrogênio no solo como a mineralização, a própria atividade microbiana e difusão dos gases no solo aumentando ou diminuindo a velocidade das reações. Temperaturas elevadas por exemplo, aceleram o processo de respiração microbiana diminuindo a concentração de O_2 no solo, favorecendo o processo de desnitrificação (Grant et al., 2004). Bremner & Blackmer (1981) identificaram faixas de temperaturas consideradas ótimas para o processo de nitrificação, entre 25 e 30 °C positivamente correlacionadas com fluxos de N_2O avaliados, sendo limitante abaixo de 5 °C e acima de 40 °C, por afetar a atividade microbiana.

3. CAPÍTULO III – HIPÓTESES E OBJETIVOS

3.1. Hipóteses

Em pastagem natural do subtropical brasileiro, a emissão de N_2O e os fatores de emissão de $N-N_2O$ das excretas (urina e fezes) são mais elevados na primavera e verão do que no outono e inverno, e o FE $N-N_2O$ médio anual é inferior ao valor de 2% preconizado pelo IPCC em seu “Tier 1”.

O fator de emissão de $N-N_2O$ da urina é maior que o fator de emissão das fezes, independente da categoria animal, devido à forma em que o nitrogênio se encontra presente.

Os valores dos fatores de emissão médios de N_2O de urina e fezes bovinas e ovinas obtidos no Brasil são comparáveis aos valores determinados em nível mundial e são inferiores aos valores preconizados pelo IPCC em seu “Tier 1”.

Avaliar a variação sazonal das emissões de N_2O entre as estações do ano, e determinar a magnitude do fator de emissão de $N-N_2O$ (FE $N-N_2O$) anual das excretas bovinas em pastagem nativa do Bioma Pampa do subtropical brasileiro.

3.2. Objetivos

Identificar variáveis de clima e solo que controlam as emissões de N_2O do solo em pastagem nativa do Bioma Pampa do subtropical brasileiro.

Avaliar a variabilidade interanual das emissões de N_2O e consolidar FE $N-N_2O$ para urinas e fezes de ovinos no subtropical brasileiro.

Identificar as variáveis de solo e meteorológicas que controlam os fluxos de N_2O na fase pastagem de um sistema de produção integrada de ovinos no inverno e soja no verão no Sul do Brasil.

A partir de uma meta-análise dos artigos científicos publicados em nível mundial verificar a faixa que se encontra os FE N-N₂O de excretas bovinas e ovinas, identificando se os valores determinados nas diferentes regiões brasileiras são comparáveis à essas faixas obtidas mundialmente, e se as mesmas dão suporte aos valores de FE N-N₂O de 2% e 1% para excretas de bovinos e de ovinos, respectivamente, preconizados pelo IPCC (Tier 1).

4. CAPÍTULO IV – VARIAÇÃO SAZONAL DAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS BOVINAS EM CAMPO NATIVO DO SUL DO BRASIL

4.1. Resumo

As excretas de bovinos em pastejo são a principal fonte de N_2O em pastagens, estimando-se que contribuam com 57% das emissões totais deste gás em solos agrícolas no Brasil. Quatro experimentos de campo foram conduzidos num campo nativo do Bioma Pampa, Sul do Brasil, visando avaliar a variação sazonal das emissões de N_2O de excretas bovinas depositadas ao solo na primavera, verão, outono e inverno. Os tratamentos experimentais consistiram na aplicação de (i) urina e (ii) fezes bovinas, em doses equivalentes a uma micção e defecação, respectivamente, além de um tratamento controle, sem aplicação de excretas (iii), os quais seguiram um delineamento de blocos casualizados, com três repetições. O monitoramento dos fluxos de N_2O foi realizado no período de 12 meses que sucederam a aplicação das excretas utilizando-se o método das câmaras estáticas e análise de N_2O por cromatografia gasosa; no período inicial de aproximadamente três meses (90 dias), numa área adjacente às câmaras que também recebeu os mesmos tratamentos, monitorou-se, simultaneamente às coletas de ar, a porosidade preenchida por água, teores de N-mineral, temperatura do solo, bem como a temperatura do ar e a precipitação pluviométrica. Os fluxos de N- N_2O do solo quando da deposição de urina variaram de -2,3 a 250,4 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ nas quatro estações do ano, com a ocorrência dos picos mais intensos de N- N_2O ocorrendo até os 20 dias após a aplicação (DAA) da urina e nas estações mais quentes (primavera e verão). A adição de fezes determinou baixos fluxos de N- N_2O do solo (-13,9-46,8 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹), independente da estação do ano, e não se diferenciaram dos fluxos no tratamento controle, sem aplicação de excreta (-21,4-6,5 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹). As maiores emissões acumuladas de N-

N₂O foram observadas na estação primavera quando da deposição de urina (5,86 kg N-N₂O ha⁻¹). Os FE N-N₂O da urina e das fezes variaram de 0,38 a 2,19% e de 0,08 a 0,31% entre as estações do ano, com FE N-N₂O médios anuais de 1,07% e 0,16%, para urina e fezes. Os resultados indicam que o FE N-N₂O de excretas bovinas em pastagem nativa do Bioma Pampa no subtropical brasileiro é bem inferior ao valor de 2% preconizado pelo IPCC em seu “Tier 1”, bem como é recomendado desagregar os FE N-N₂O das excretas pois a urina apresenta FE maior do que as fezes de bovinos.

4.2. Introdução

A pecuária tem grande impacto nas emissões globais de óxido nitroso devido a deposição de N pela urina e fezes de animais em pastejo. Devido à baixa eficiência na utilização do N ingerido pelos ruminantes em pastejo, cerca de 70 a 95% do N retornam ao solo pela urina e fezes (Oenema et al., 2005). A concentração de N nas excretas podem variar de 8 a 15 g N L⁻¹ (Whitehead, 1970), e os locais onde ocorrem a deposição de quantidades equivalentes a 300 a 1000 kg de N ha⁻¹ constituem-se em “hotspots” de N, contribuindo expressivamente para as emissões de N₂O do solo (Haynes & Williams, 1993). Devido às taxas de deposição de N superarem o potencial de assimilação e absorção pelas plantas e microrganismos de solo, o N excedente em suas formas minerais (NH₄⁺ e NO₃⁻) atuam como substratos nos processos de produção de N₂O no solo através dos processos de desnitrificação, nitrificação e nitrificação-desnitrificante.

As emissões de N₂O do solo em pastagens derivadas da deposição das excretas animais representam 40% das emissões totais de N₂O atribuídas aos sistemas de produção animal em nível global (Oenema et al., 2005). No Brasil, devido às extensas áreas ocupadas por sistemas de produção animal em pastejo, estima-se que a deposição de excretas animais contribuam com 60% do total de N₂O emitido em solos agrícolas (ANÁLISE, 2014). Apesar da grande contribuição da deposição de excretas nas emissões de N₂O na pecuária brasileira e mundial, existem muitas incertezas e poucas informações a respeito dos fatores de clima e de solo que regem as emissões de N₂O a partir das excretas animais. O Brasil aplica a abordagem do “Tier 1” do Painel

Intergovernamental em Mudanças Climáticas (De Klein et al., 2006), onde um fator de emissão (FE) padrão de 2% (2% do N depositado via urina e/ou fezes é emitido para atmosfera como N-N₂O), é aplicado na estimativa das emissões de N₂O a partir de excretas bovinas na elaboração do inventário nacional relativo à agropecuária. Em contraste, outros países como Nova Zelândia e Austrália, a partir de um grande número de investigações regionalizadas, consolidaram um FE-N₂O de 1% para as excretas bovinas (de Klein et al., 2003).

No Brasil, estudos preliminares apontam para a superestimativa do FE-N₂O padrão de 2% preconizado pelo IPCC (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Outro aspecto que diversos estudos tem destacado é a necessidade de desagregação dos FE-N₂O para urina e para fezes, uma vez que a maior proporção de N inorgânico na urina determina FE N-N₂O usualmente maiores aos determinados para as fezes, no qual predomina formas orgânicas de N. Nesses estudos o FE-N₂O determinado para fezes bovinas é muito inferior ao determinado para urina (de Klein et al., 2004; Sherlock et al., 2003; Kelliher et al., 2007), aspecto esse que não é considerado pelo IPCC que preconiza a aplicação de um FE N-N₂O único para urina e fezes (De Klein et al., 2006).

Dentre as principais causas de variação dos fluxos de N₂O derivados de excretas animais e, portanto, dos FE N-N₂O, destacam-se as condições climáticas, principalmente temperatura e precipitação pluviométrica, às quais interferem diretamente em dois dos principais fatores controladores dos processos de produção de N₂O do solo que é a temperatura do solo e a porosidade preenchida por água (PPA), sendo este último influenciado também pelo grau de drenagem do solo. Em sua grande maioria, os estudos têm determinado um aumento das emissões de N₂O do solo com o aumento da temperatura do ar/solo e da PPA do solo, principalmente em valores acima de 60% (Song & Zhang, 2009, Kelly et al., 2008, Allen et al., 1996). A influência dessas variáveis determina a variação sazonal das emissões de N₂O do solo, principalmente em regiões tropicais e subtropicais úmidas, cujas estações do ano são determinadas, respectivamente, pelo volume de chuvas e temperatura do ar.

A nossa hipótese inicial é que em pastagem natural do subtropical brasileiro, a emissão de N₂O e os FE N-N₂O das excretas (urina e fezes) são mais elevados na primavera e verão do que no outono e inverno, e o FE N-N₂O

médio anual é inferior ao valor de 2% preconizado pelo IPCC em seu “Tier 1”. Em adição, o FE N-N₂O da urina é sensivelmente maior do que das fezes de bovinos em pastejo. O objetivo do presente estudo foi avaliar a variação sazonal das emissões de N₂O entre as estações do ano, e determinar a magnitude do FE N-N₂O anual das excretas bovinas em pastagem nativa do Bioma Pampa do subtropical brasileiro, além de identificar variáveis de clima e solo que controlam as emissões de N₂O do solo neste ambiente pastoril.

4.3. Material e Métodos

4.3.1. Caracterização da área experimental e tratamentos

O estudo foi desenvolvido em um campo nativo localizado na Estação Experimental Agronômica (EEA) da UFRGS, Eldorado Sul-RS (30°05'27”S, 51°40'18”O). A pastagem nativa vem sendo conduzida com uma oferta de forragem de 12% (kg MS para 100 kg peso vivo ha⁻¹) sob pastejo de bovinos. As principais espécies forrageiras são o *Axonopus affinis* (grama tapete), *Paspalum notatum* (grama forquilha), *Paspalum paucifolium*, *Piptochaetium montevidense* (cabelo-de-porco), *Andropogon lateralis* (capim-caninha), *Aristida filifolia*, *Erianthus angustifolius* (macega-estaladeira), dentre outras. O solo do local é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico latossólico (Mello, 1966). O clima regional é subtropical úmido, tipo Cfa, segundo classificação de Köppen. A precipitação média anual é de 1440 mm, com médias mensais variando de 95,2 a 168 mm. A temperatura média anual é de 19,4 °C, variando de 9 °C no mês mais frio e 25 °C no mês mais quente do ano (Bergamaschi et al., 2013). Maiores detalhes sobre a caracterização da área experimental podem ser obtidos em Schirrmann (2016).

Quatro experimentos foram conduzidos por 12 meses, cada um iniciando dentro das duas primeiras semanas de cada estação do ano (Verão-14/01/16, Outono-08/04/16, Inverno-08/07/16 e Primavera-07/10/16). Os experimentos seguiram um delineamento de blocos casualizados, com três repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação isolada de urina e fezes de bovinos em quantidades equivalentes a uma micção e uma defecação, respectivamente, além de um tratamento controle, sem aplicação de excretas.

As excretas foram aplicadas no interior de bases circulares fixadas no solo (0,05 m), e numa área adjacente de 0,5 x 1,0 m a qual foi utilizada para monitoramento dos atributos de solo (0,0-0,10 m).

As áreas para aplicação dos tratamentos foram isoladas do contato dos animais aproximadamente 30 dias antes do início de cada estação, a fim de evitar qualquer interferência da deposição de excretas pelos animais.

A dose de urina correspondeu a 0,245 L, proporcional a uma urinada de bovino de corte (1,0 L) para a área das bases circulares (0,049 m²) utilizadas. Essa proporção (volume urina/área da base) foi baseada em Selbie et al. (2015), segundo os quais a área afetada pela urina de bovinos de corte é de 0,24 m². Por sua vez, a dose de fezes foi de 1,8 kg (0,331 g MS), equivalente a uma esterçada de bovinos de corte, e aplicada no interior das bases circulares. A dose de 1,8 kg foi baseada no estudo de Schirmman (2016).

4.3.2. Caracterização das fezes e urina

Aproximadamente três dias antes iniciar cada estação do ano, foram coletados urina e fezes dos animais que pastejam na área experimental para posterior aplicação dos tratamentos. Em cada evento de coleta de excreta animal, uma amostra (urina e fezes) foi armazenada em geladeira (2°C) e posteriormente caracterizada quanto ao seu teor de N total pelo método Kjeldahl descrito em Tedesco et al. (1995). As doses de N aplicadas pela urina e fezes nas diferentes estações do ano constam na tabela 3.

Tabela 3. Quantidade de nitrogênio aplicado via urina e fezes de bovinos nas diferentes estações do ano de 2016.

Estação	Quantidade referência		N		N aplicado	
	Fezes (kg *)	Urina (L **)	Fezes (g kg ⁻¹)	Urina (g L ⁻¹)	Fezes (g m ⁻²) §	Urina (g m ⁻²)
Primavera	1,8	1,0	10,8	6,4	73,0	32,0
Verão			9,8	6,0	66,2	30,0
Outono			9,3	6,9	62,8	34,5
Inverno			7,8	6,2	52,7	31,0
Média			9,4 ± 1,3	6,4 ± 0,4	63,7 ± 8,4	31,9 ± 1,9

* e **valores referência segundo Schirrmann (2016) e Selbie et al., (2015), respectivamente. § teores na matéria seca.

4.3.3. Amostragem de ar e análise de N₂O

O monitoramento dos fluxos de N₂O do solo em cada estação iniciou imediatamente após a deposição das excretas, a qual foi realizada dentro das duas primeiras semanas de cada estação, e foram conduzidos por aproximadamente 12 meses. Na média das estações do ano, totalizaram-se 46 coletas por estação, com intervalos próximos a 15 dias. O método utilizado foi o das câmaras estáticas fechadas de Mosier (1989) com adaptações. Bases metálicas com 0,049 m² de área foram inseridas a 0,05 m de profundidade. A cada evento de coleta, uma câmara policloreto de polivinila (PVC) (0,3 m de diâmetro e 0,3 m de altura) foi disposta sobre uma canaleta com água localizada na parte superior dos anéis. A homogeneização do ar internamente é realizada pelo acionamento de um ventilador 30 s antes de cada amostragem, sendo determinada também a temperatura do ar de dentro da câmara por meio de um termômetro digital de haste com display externo. Amostras de ar foram coletadas com auxílio de seringas de polipropileno (20 mL) nos tempos 0, 15, 30 e 45 min após o fechamento da câmara, sendo as coletas realizadas no período entre 9:00 e 11:00 a.m (Jantalia et al., 2008). As amostras de ar foram transferidas e armazenadas em frascos de vidro de 12 mL previamente evacuados da marca LABCO[®].

A concentração de N₂O nas amostras de ar foi determinada por cromatografia gasosa em aparelho Shimadzu 2014 (modelo "Greenhouse") equipado com três colunas empacotadas (80 °C) e detector de captura de elétrons (ECD), usando o N₂ (26 mL min⁻¹) como gás de arraste. Os fluxos dos GEE foram calculados conforme a equação 1:

$$\text{Fluxo (N - N}_2\text{O)} = \frac{d(\text{N}_2\text{O})}{dt} \times \frac{MPV}{RT} \quad (\text{Eq. 1})$$

onde, o fluxo de N-N₂O está expresso em g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹; d(N₂O)/dt é a variação na concentração de N₂O (µg N₂O câmara⁻¹ h⁻¹) em função do intervalo de tempo (min); M é o peso molecular do N₂O (g mol⁻¹); P é a pressão

atmosférica no interior da câmara (1 atm); V é o volume da câmara (L); R é a constante universal dos gases (0,082 atm L mol⁻¹ K⁻¹) e T é a temperatura interna da câmara (Kelvin). A partir dos fluxos de N₂O foram calculados os fluxos médios diários. As emissões acumuladas no período amostral foram calculadas pela integração trapezoidal dos fluxos médios diários durante o período amostral após deposição das excretas (Gomes et al., 2009), por meio do software SigmaPlot® versão 11.0.

4.3.4. Fator de emissão de N₂O das excretas

Os fatores de emissão de N₂O (FE N-N₂O) das excretas (urina e fezes) foram calculados de acordo com a equação 2 proposta por De Klein et al. (2003).

$$FE \text{ N-N}_2\text{O} = \frac{N\text{-N}_2\text{O trat. com excreta} - N\text{-N}_2\text{O trat. controle}}{N\text{-excreta}} \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde FE N-N₂O é o fator de emissão de N na forma de N₂O expresso em % do N aplicado, calculado como a razão entre o N-N₂O emitido no tratamento com excreta (N-N₂O trat. com excreta) subtraído da emissão de N-N₂O no tratamento sem excreta (N-N₂O trat. controle) e o N depositado pela excreta (N-excreta).

4.3.5. Variáveis de solo e clima

O monitoramento dos atributos de solo foi realizado em microparcelas de 0,5 m² localizadas ao lado das bases circulares, nas quais foram aplicados os mesmos tratamentos. Simultaneamente às avaliações dos fluxos de N₂O, realizou-se o monitoramento da porosidade preenchida por água (PPA) e dos teores de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) na camada de 0-10 cm do solo no período de 90 dias após a deposição das excretas animais em cada estação do ano.

A porosidade preenchida por água (PPA) foi calculada segundo a equação descrita por Paul & Clark (1996) (Eq. 3):

$$PPA = \left[\frac{Ug \times Ds}{1 - \left(\frac{Ds}{Dp}\right)} \right] \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde PPA é expressa em % da porosidade preenchida por água, Ug é a umidade gravimétrica (g kg^{-1}) obtida por secagem do solo em estufa a 105°C , Ds é a densidade do solo (g cm^{-3}), e Dp é a densidade de partículas assumida como de $2,65 \text{ g dm}^{-3}$. Os valores de Ds utilizados foram reportados em Schirmman (2016), determinados na mesma área experimental.

A análise de NH_4^+ e NO_3^- no solo foi realizada segundo metodologia descrita pela EMBRAPA Florestas, onde extraiu-se N inorgânico de 5 g da amostra de solo úmido com KCl 1 mol L^{-1} que foi posteriormente analisado por espectrofotometria em sistema de análise por injeção em fluxo (FIA) (Hambridge a; b, 2007). As intensidades de NH_4^+ e NO_3^- foram calculadas através da integração dos teores de NH_4^+ e NO_3^- ao longo do período amostral, e correspondem a teores médios ponderados NH_4^+ e NO_3^- do solo no período amostral nos tratamentos com ou sem deposição das excretas bovinas (Zerbath et al., 2012).

Os dados de precipitação pluviométrica e temperatura média do ar foram obtidos na Estação Meteorológica da UFRGS, distante aproximadamente 0.5 km da área experimental e a temperatura do solo foi aferida com um termômetro do tipo espeto inserido a uma profundidade de 0,05m no solo.

4.3.6. Análise estatística

Devido à estrutura de covariância presente nos resultados, a análise de variância dos fluxos de N_2O e demais variáveis de solo e meteorológicas foram realizados com um modelo misto (MIXED Procedure) utilizando o pacote estatístico SAS 9.4 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). As variáveis independentes Estação do ano (E), Tratamento (T) e interações duplas foram consideradas efeitos fixos, enquanto que Bloco (B) foi considerado efeito aleatório. A análise de variância nas emissões acumuladas e fatores de emissão de N_2O foi realizada com o modelo misto para cada período experimental, de 90 e 360 dias, considerando-se a varável independente Estações do ano (E), Tratamento (T) como efeito fixo e Bloco (B) como efeito aleatório. As correlações

entre os fluxos de N₂O do solo e as variáveis meteorológicas e de solo foram analisadas através da significância dos coeficientes de Pearson ($p < 0,05$) para o período experimental (90 e 360 dias) em cada estação do ano. Quando o coeficiente de Pearson foi significativo ($p < 0,05$), um modelo linear generalizado (GLM Procedure) dos SAS foi ajustado para a identificação da resposta dos fluxos de N₂O às variáveis meteorológicas e do solo e obtenção dos parâmetros das equações de regressão e coeficientes de correlação. A análise de regressão múltipla foi realizada através do “Stepwise Procedure” para a identificação da resposta dos fluxos de N₂O às variáveis edafoclimáticas em conjunto. As diferenças entre as medias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de DMS a 5% ($p < 0,05$).

4.4. Resultados e Discussão

4.4.1. Temperatura e precipitação pluviométrica

A temperatura média diária para os três primeiros meses de avaliação da estação Verão foi de 24,0 °C, sendo a estação com maior média de temperatura, seguido da Primavera com 22,6 °C (Figura 6). Ambas estações apresentaram temperatura média superior à temperatura média histórica para o mesmo período (Bergamaschi et al., 2013). As estações Outono e Inverno apresentaram as menores temperaturas médias com 14,7 e 14,8 °C, respectivamente, muito similar às médias históricas. A maior temperatura média diária foi observada na Primavera com 28,3 °C e a menor no Outono com 5,9 °C (Figura 6).

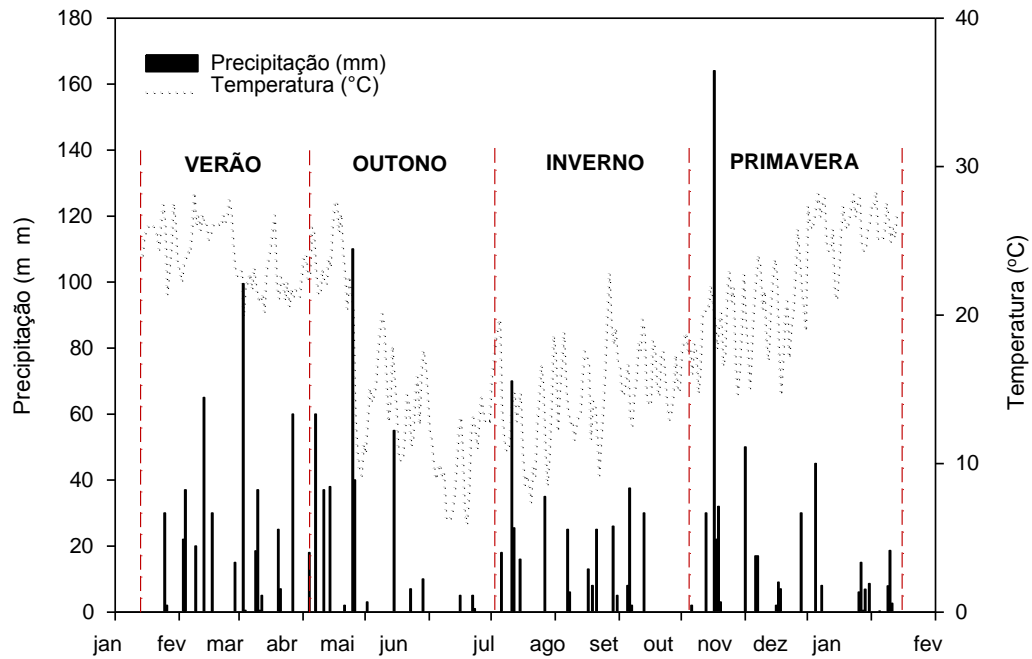


Figura 6. Temperatura média diária (°C) e precipitação pluviométrica (mm) para o período de avaliação das diferentes estações (Verão, Outono, Inverno e Primavera).

A precipitação pluviométrica acumulada foi de 502, 552, 331 e 334 mm nas estações Primavera, Verão, Outono e Inverno, respectivamente (Figura 6). Todas as estações apresentaram médias de precipitação próximas às médias históricas para os respectivos períodos (Bergamaschi et al, 2013). Os primeiros eventos mais expressivos de precipitação ($> 20 \text{ mm dia}^{-1}$) ocorreram aos 6, 11, 3 e 3 dias após aplicação dos tratamentos na Primavera, Verão, Outono e Inverno, respectivamente (Figura 6).

Tabela 4. Análise de variância para a variação dos fluxos de N₂O, emissão acumulada de N₂O, fator de emissão de N₂O (FE N-N₂O) e variação da porosidade preenchida por água (PPA) e dos teores de amônio (NH₄⁺) e de nitrato (NO₃⁻) no solo para os tratamentos aplicados nas diferentes estações do ano.

Variáveis		GL	Valor-F	Valor-p
Dependentes	Independentes			
Fluxos de N ₂ O	Estação	3	22,37	<0,0001
	Tratamentos	2	11,47	0,022
	Estação x Tratamentos	6	16,24	<0,0001
Emissão Acumulada de N ₂ O (90 dias)	Estação	3	13,85	<0,0001
	Tratamentos	2	25,48	0,0053
	Estação x Tratamentos	6	8,86	0,0001
Emissão Acumulada de N ₂ O (365 dias)	Estação	3	12,88	<0,0001
	Tratamentos	2	34,49	0,003
	Estação x Tratamentos	6	4,27	0,0076
FE N-N ₂ O (90 dias)	Estação	3	13,7	0,0004
	Tratamentos	1	27,81	0,0341
	Estação x Tratamentos	3	11,72	0,0007
FE N-N ₂ O (365 dias)	Estação	3	11,52	0,0008
	Tratamentos	1	39,61	0,0243
	Estação x Tratamentos	3	7,95	0,0035
PPA	Estação	3	84,54	<0,0001
	Tratamentos	2	4,37	0,0985
	Estação x Tratamentos	6	0,48	0,8236
Teor de NH ₄ ⁺	Estação	3	80,64	<0,0001
	Tratamentos	2	169,34	0,0001
	Estação x Tratamentos	6	2,41	0,0256
Teor de NO ₃ ⁻	Estação	3	3,23	0,0218
	Tratamentos	2	56,31	0,0012
	Estação x Tratamentos	6	1,77	0,1030

4.4.2. Porosidade preenchida por água

A PPA foi diferente entre as estações avaliadas, porém não diferiu entre os tratamentos (Tabela 4). Os maiores valores de PPA foram observados

em Outono e no Inverno, que apresentaram médias de 63 e 62%, respectivamente. Apesar de terem sido as estações do ano com menores precipitações acumuladas (331 e 334 mm), ambas mantiveram os valores de PPA acima dos 60 % na maior parte do período de 90 dias que sucederam a aplicação das excretas (Figura 7). Isso pode ter sido condicionado pelas temperaturas mais baixas observadas nessas estações, o que propicia a manutenção das condições de umidade do solo, devido as menores taxas de evapotranspiração. Em contrapartida, o Verão e a Primavera foram as estações do ano como menores médias de PPA, com 49 e 52%, respectivamente. Ambas estações apresentaram as maiores precipitações acumuladas comparadas ao Outono e Inverno, porém, as mais elevadas temperaturas observadas no Verão e na Primavera ocasionaram a perda de umidade do solo por evapotranspiração, ocasionando valores de PPA inferiores a 30%. Os maiores valores de PPA (acima de 65%) observados no Verão e na Primavera, portanto, estiveram diretamente relacionados a eventos de chuvas intensas (Figuras 6 e 7).

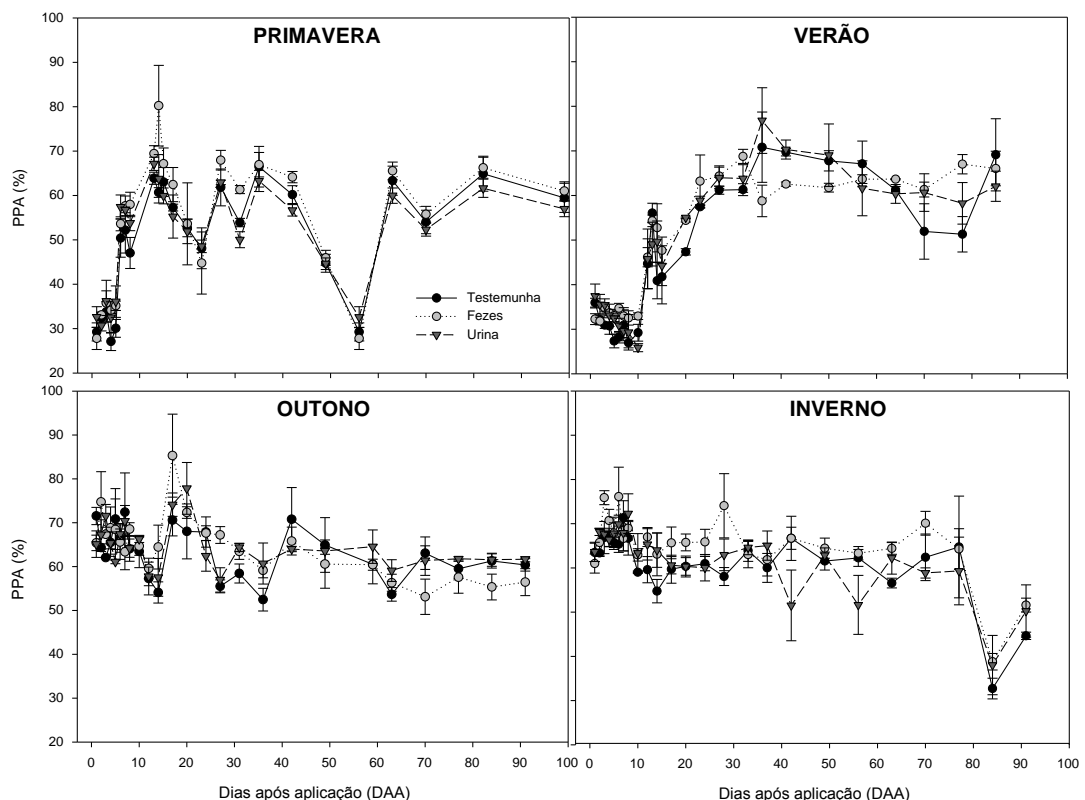


Figura 7. Porosidade preenchida por água (PPA) para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono, Inverno). Os tratamentos constituem da aplicação de urina e fezes bovinas, além do tratamento controle sem aplicação de excreta. Barras verticais indicam o erro padrão da média.

4.4.3. Teores de N mineral no solo

Os teores de N-mineral do solo incrementaram pela aplicação das excretas em todas as estações do ano (Tabela 4, Figura 8). Em maior intensidade, as aplicações de urina elevaram imediatamente os teores de N- NH_4^+ do solo em todas as estações do ano, sendo os maiores teores médios observados na Primavera ($144,17 \text{ mg kg}^{-1}$ solo) seguido do Verão, Outono e Inverno (Figura 8). O aumento dos teores de NH_4^+ no solo logo nos primeiros dias após aplicação deve-se à rápida hidrólise que sofre a ureia presente na urina, liberando o NH_4^+ no solo. Numa dinâmica diferente, a aplicação das fezes pouco incrementou os teores de NH_4^+ no solo, não se diferenciando do tratamento controle sem excretas, sendo o maior teor de NH_4^+ observado na Primavera ($67,14 \text{ mg kg}^{-1}$ solo) (Figura 8). O N-orgânico presente nas fezes possui lenta liberação no solo devido a necessidade de ser mineralizado (van der Weerden et al., 2011).

Os teores de NO_3^- no solo aumentaram gradativamente com a diminuição dos teores de NH_4^+ (Figura 8). Segundo Whitehead & Bristow (1990), o NH_4^+ liberado sofre nitrificação em média em algumas semanas após aplicação da urina. Isso pode ser observado em torno dos 30 dias após a aplicação (DAA), quando ocorreu a diminuição dos teores de NH_4^+ no solo concomitante a um gradual aumento nos teores de NO_3^- no solo. Os teores de NO_3^- no solo em geral foram baixos em todas as estações do ano, sendo maiores no solo em que foi aplicada a urina, seguido do tratamento com aplicação de fezes. Os maiores teores de NO_3^- no solo foram observados para o tratamento com urina na Primavera ($10,36 \text{ mg kg}^{-1}$ solo) seguida do Verão, Inverno e Outono.

As intensidades de NH_4^+ e NO_3^- (teor médio de NH_4^+ e NO_3^- no período de 90 dias após a aplicação das excretas) não se diferenciaram entre as estações do ano. Por sua vez, a aplicação de urina incrementou as intensidades de NH_4^+ e NO_3^- do solo em todas as estações do ano, enquanto a aplicação das fezes não teve efeito nos teores desses íons, os quais se mantiveram similares aos do tratamento controle sem aplicação de excretas.

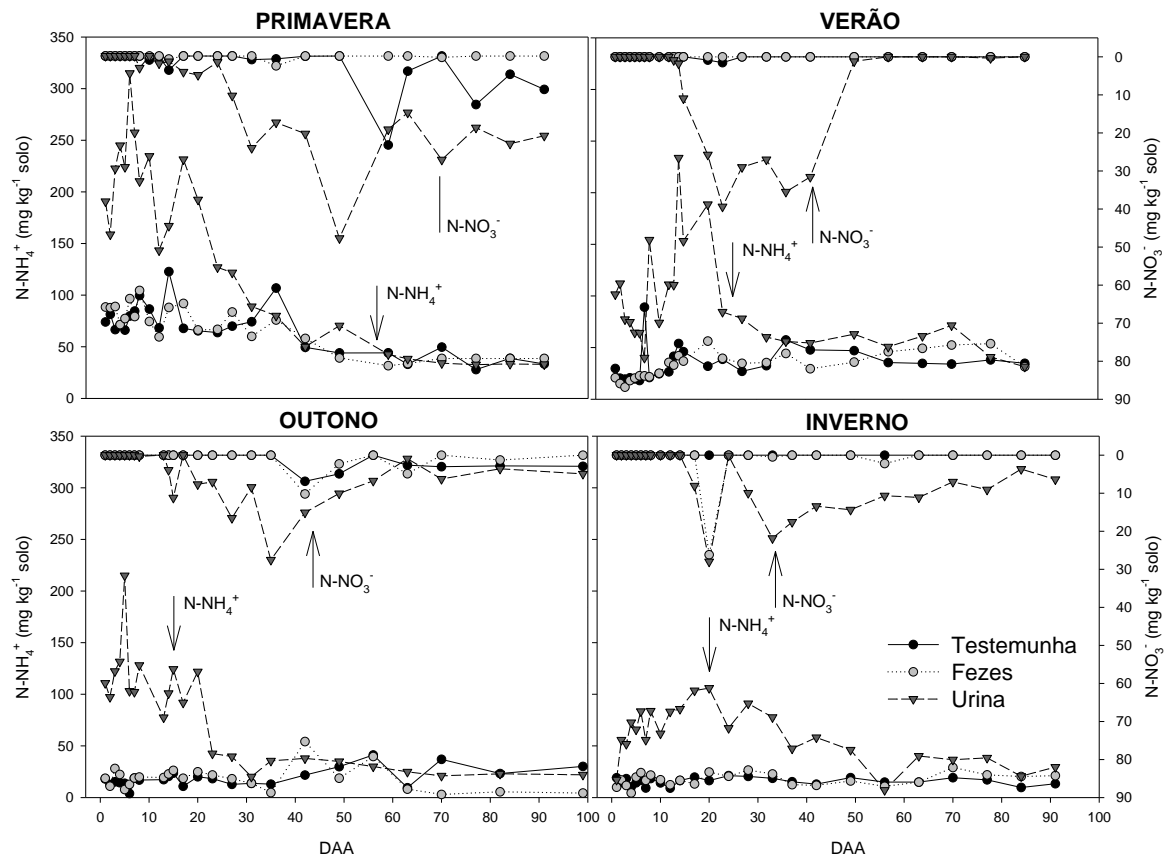


Figura 8. Concentrações de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo (0-10 cm) após aplicação dos tratamentos para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono, Inverno) do ano de 2016.

4.4.4. Fluxos de N_2O do solo e variáveis de solo

Os fluxos diários de N_2O do solo variaram entre as estações do ano e foram influenciados pela aplicação das excretas bovinas ($p < 0,05$) (Tabela 4). Os fluxos de N_2O do tratamento controle permaneceram baixos durante todo o período de avaliação nas quatro estações do ano (Figura 9). Os padrões de emissão de N_2O do solo deste tratamento ao longo do ano condiz com o observado por Flechard et al. (2005), onde afirmam que em solos de campo nativo não fertilizados as taxas de emissão de N_2O do solo são baixas.

De forma contrária ao tratamento controle, a aplicação de excretas bovinas, especialmente da urina, aumentaram os fluxos de N_2O do solo nas quatro estações do ano, porém com magnitudes maiores na Primavera e no Verão (Figura 9). Para as áreas que tiveram deposição de urina, os fluxos de N_2O atingiram picos máximos ao 20^o, 27^o, 17^o e 20^o DAA no Primavera, Verão,

Outono e Inverno, respectivamente (Figura 9). Outros estudos com aplicação de urina, também observaram as principais emissões de N_2O ocorridas num período médio após aplicação de até 30 dias (Van Groenigen et al., 2005; Sordi et al., 2014; Lessa et al., 2014). Em média, a partir do 35° DAA não se observaram picos de emissão de N_2O nos tratamentos com aplicação das excretas em nenhuma das estações do ano, tendo os fluxos se mantido em nível basal, similares aos observados no tratamento controle sem excretas (Figura 9).

O maior pico de N_2O observado ao longo dos experimentos conduzidos nas quatro estações do ano foi de 250,41 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ e ocorreu no tratamento com aplicação de urina na Primavera (Figura 9). O incremento nos fluxos de N_2O do solo após aplicação de urina é amplamente reportado na literatura (Hyde et al., 2005; Rochette et al., 2008; Mu et al., 2008). Isso acontece, pois, a deposição de urina animal é uma potencial fonte para os chamados “hot-spots” das emissões de N_2O . Segundo Cardenas et al. (2016), seu impacto nas emissões de N_2O do solo, estão intimamente relacionadas a fatores ambientais que regulam a atividade microbiana do solo e conseqüentemente a dinâmica dos gases no solo. Com a aplicação de urina no solo, ocorre um aumento da disponibilidade de N que estimulam a atividade microbiana no solo, e que sob condições favoráveis decorrem no aumento dos fluxos de N_2O . De acordo com Oenema et al. (1997), o que contribui para que a urina seja uma importante fonte emissora de N_2O , se deve ao fato de que o nitrogênio presente nesse tipo de material é de fácil mineralização no solo, servindo de fonte para os processos de nitrificação e desnitrificação do solo.

De forma contrária ao que foi observado para a urina, a aplicação de fezes não elevou significativamente os fluxos de N_2O do solo, os quais mantiveram-se similares ao tratamento controle sem aplicação de excretas nas quatro estações do ano (Figura 9). Os fluxos de N_2O do solo quando da aplicação das fezes variaram de -1,30 a 45,08 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ na Primavera, de -3,22 a 16,74 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ no Verão, de -1,37 a 13,65 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ no Outono e de -7,85 a 22,65 g N- N_2O ha⁻¹ dia⁻¹ no Inverno (Figura 9). A baixa influência da aplicação das fezes nos fluxos de N_2O do solo deve-se a lenta e gradual mineralização que o N orgânico presente nas fezes sofre no solo (Yalmulki et al., 1998).

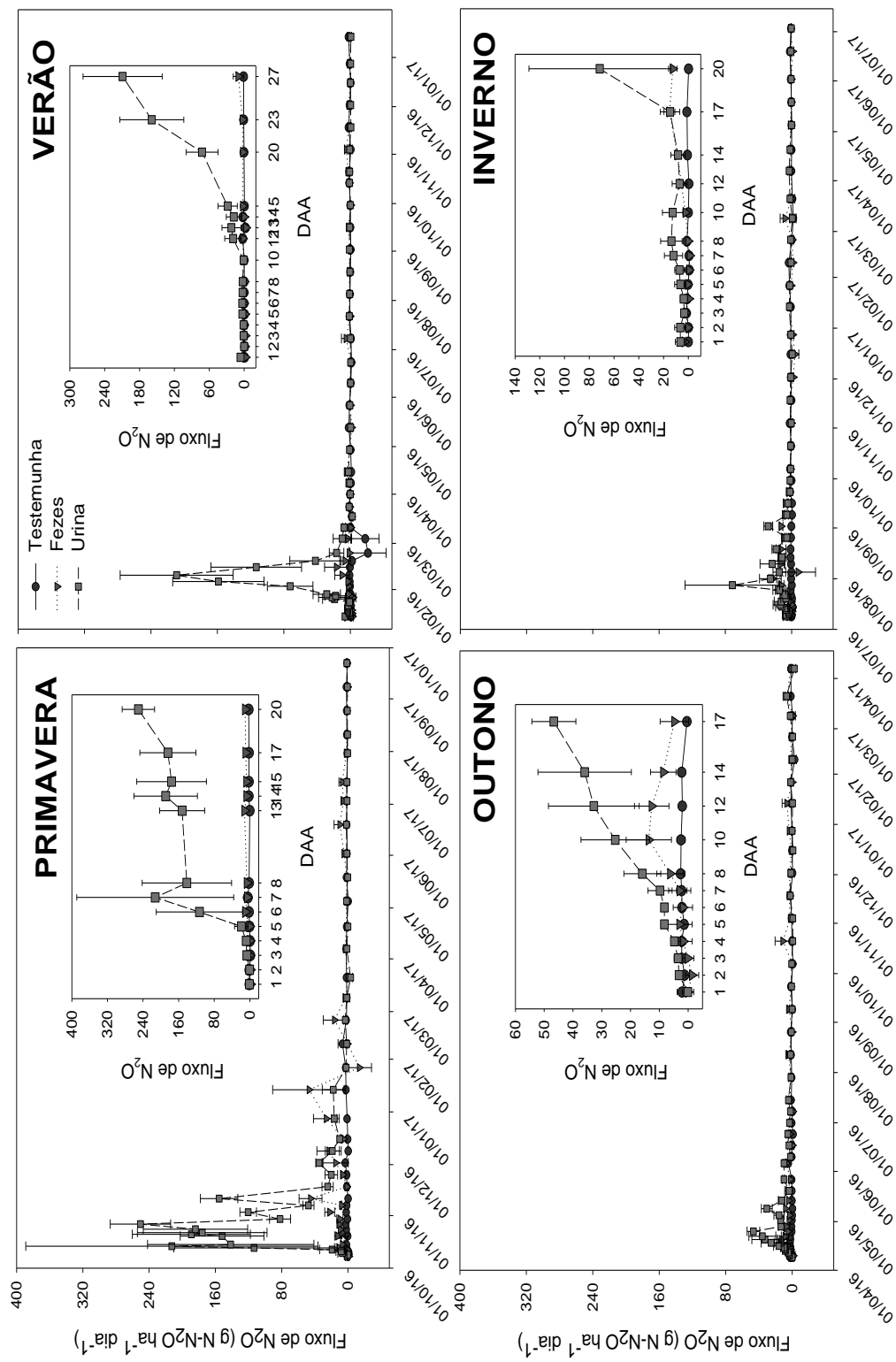


Figura 9. Fluxos de óxido nítrico (N₂O) durante o período de 12 meses após a aplicação dos tratamentos (urina, fezes e testemunha) nas diferentes estações do ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno). As barras verticais indicam o erro padrão da média. Em detalhe os fluxos de N₂O nas diferentes estações dias após aplicação (DAA) dos tratamentos.

Além da disponibilidade de nitrogênio, a PPA do solo impacta diretamente as emissões de N₂O do solo. De maneira geral, a PPA do solo se manteve acima dos 60% nos maiores fluxos observados em todas as estações do ano (Figuras 7 e 9). O maior pico de emissão de N₂O do solo (250 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹) foi observado na Primavera e ocorreu poucos dias após o maior evento de precipitação ocorrida em todo o ano (164 mm), elevando a PPA do solo a 67% (Figuras 6, 7 e 9). De forma similar, o maior pico de emissão de N₂O no Verão ocorreu no 27° DAA, após uma chuva de 37 mm (Figura 6).

A variação temporal nos fluxos de N₂O do solo em função das condições meteorológicas observadas ao longo do ano, as quais afetam sobretudo a PPA e a temperatura do solo, já foram reportadas em outros estudos (Rafique et al., 2012; Barneze et al., 2014). Kitzler et al. (2006) sugerem que o aumento da umidade do solo, após longos períodos secos, pode causar significativo aumento da atividade microbiana do solo, refletindo em elevadas emissões de N₂O. Luo et al. (2008) demonstram esse efeito avaliando as emissões de N₂O em solos sob pastagem, onde encontraram as maiores emissões após eventos chuvosos, que se refletiram em aumentos expressivos na PPA.

Tabela 5. Correlação entre os fluxos de óxido nitroso (N₂O) das diferentes estações do ano e as variáveis edafoclimáticas (PPA, NH₄⁺, NO₃⁻ e temperaturas do ar e do solo).

N ₂ O/Variável	PPA	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Temp. Solo	Temp. Ar
Primavera	0,16*	0,32*	0,33*	0,03ns	-0,01ns
Verão	0,18*	0,20*	0,47*	0,03ns	0,05ns
Outono	0,05ns	0,33*	0,12*	0,2ns	0,18ns
Inverno	0,05ns	0,34*	0,63*	-0,08ns	-0,08ns

*Coeficiente de correlação (r) com p<0,05. NS Não significativo.

No presente estudo foram observadas relações entre os fluxos de N₂O do solo e a PPA apenas na Primavera e no Verão (Tabela 5). Isso se confirma quando analisamos essa relação através de regressões simples (Figura 10), as quais revelaram que as relações entre essas variáveis foram diretas,

onde os aumentos da PPA resultaram em aumento dos fluxos de N_2O do solo nessas estações do ano. Na literatura a relação exponencial entre a PPA do solo e as emissões de N_2O são amplamente reportadas (Dalal et al., 2003; Saggar et al., 2004; Luo et al., 2008), entretanto esse comportamento só foi observado entre as emissões a partir de urina e teores de PPA do solo no Verão, sendo linear na Primavera (Figura 10). A variação da PPA explicou 30% dos fluxos de N_2O do solo na Primavera e 69% no Verão quando da aplicação de urina ao solo até a ocorrência dos picos máximos de N_2O observados nestas estações do ano. Após os picos de emissão serem alcançados, observa-se que as condições de PPA elevadas se mantêm propícias à produção de N_2O mas, entretanto, os fluxos diminuíram. Isso possivelmente ocorre devido ao N adicionado via urina já ter sido transformado no solo, perdido via lixiviação e/ou emissão de GEE, não restando N-substrato para produção de N_2O . Em ambas as estações do ano os maiores fluxos de N_2O do solo coincidiram com valores de PPA entre 50 e 70 % o que sugere a desnitrificação como principal processo de produção de N_2O do solo. Segundo De Klein et al. (2003), sob valores de PPA acima de 60% o solo fica com restrição de aeração, favorecendo o processo de desnitrificação do N do solo que é constantemente citado na literatura como o principal processo responsável pelas emissões de N_2O (Williams et al., 1998; Carter, 2007; Luo et al., 2008).

De forma contrária ao observado na Primavera e no Verão, esse comportamento não foi observado no Outono e no Inverno, onde apesar da PPA se manter constantemente acima de 60%, isto não se refletiu em altos fluxos de N_2O do solo. Isso possivelmente esteja relacionado a uma restrição da atividade microbiana resultante das baixas temperaturas (Bolan et al., 2004, Kelly et al., 2008). Apesar das condições de PPA observadas nesse estudo serem um indicador de um processo de produção de N_2O , ele não pode ser levado em consideração de forma isolada e se faz necessário analisar as relações com as formas de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) presentes no solo. Teores elevados de PPA com baixa disponibilidade de N-mineral no solo pode explicar as menores emissões observadas no Outono e Inverno.

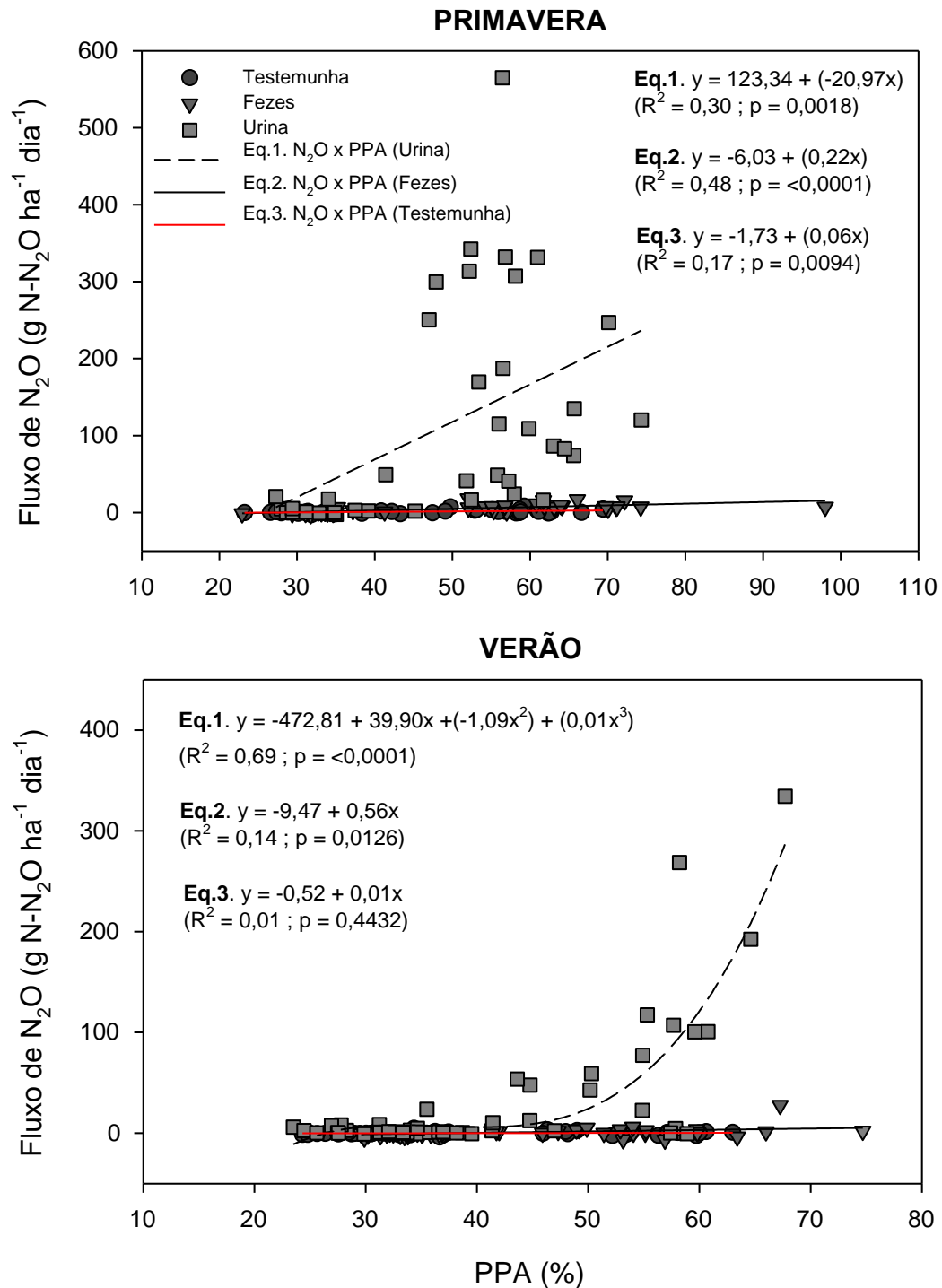


Figura 10. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N₂O) e a porosidade preenchida por água (PPA) nas estações Primavera e Verão do ano de 2016.

No presente estudo, os fluxos de N₂O do solo apresentaram fracas relações com os teores de NH₄⁺ e NO₃⁻ do solo em todas as estações do ano (Tabela 5). Quando foram analisadas as relações entre os fluxos de N₂O e os teores de N-mineral até o momento em que os picos de emissão foram observados, apenas o teor de NO₃⁻ do solo teve influência nos fluxos de N₂O em

todas as estações do ano (Figura 11-A;B;C;D). Ao analisar o aumento dos fluxos de N_2O do solo nos primeiros dias após a aplicação de urina em cada estação do ano, observa-se que a mesma esteve associada ao aumento dos teores de NH_4^+ do solo e PPA inferior à 60% no Verão e na Primavera (Figuras 7, 8 e 9), o que segundo a literatura, nessas condições, sugere a nitrificação como processo predominante de produção de N_2O (Bateman & Baggs, 2005). Embora nessas estações os fluxos de N_2O do solo nos primeiros DAA estejam, possivelmente, associadas ao processo de nitrificação, os maiores fluxos observados em ambas as estações do ano foram acompanhados do aumento nos teores de NO_3^- do solo e PPA acima de 60% (Figuras 7, 8 e 9), sugerindo o processo de desnitrificação como predominante nessas condições. Embora processo de nitrificação possa estar ocorrendo, não aparenta ser o processo predominante ao longo das estações do ano devido à fraca correlação com os fluxos de N_2O do solo observada em todas as estações do ano. Segundo os estudos de Bateman & Baggs (2005) e De Klein et al. (2001), tanto o processo de desnitrificação quanto o de nitrificação podem ocorrer de forma simultânea, e que a predominância de um ao outro depende principalmente das condições de PPA e teores de N mineral do solo.

No Outono e no Inverno, quando ocorreram os fluxos de N_2O mais baixos entre as estações do ano, os teores de N-mineral (Tabela 5), sobretudo o NO_3^- do solo foram as únicas variáveis que tiveram correlação significativa ($p < 0,05$) com os fluxos de N_2O do solo (Figura 11-C;D). Entretanto, quando comparamos os fluxos de N_2O em todas as estações do ano à uma mesma condição de umidade do solo (PPA > 60%), a temperatura do solo passa a ser determinante dos fluxos de N_2O do solo na Primavera (Figura 11-E). Segundo Dijkstra et al. (2013) o aumento da temperatura de 5 a 15° C pode resultar em aumento maior de emissões de N_2O do que uma ordem de grandeza.

Numa análise conjunta das variáveis controladoras dos fluxos de N_2O do solo através de regressões múltiplas pode se observar que os fluxos de N_2O do solo na Primavera foram controlados pela PPA, temperatura do solo e teores de N-mineral do solo, os quais explicaram em 37% os fluxos de N_2O do solo até o momento do pico de emissão (Tabela 6). No Verão, 40% dos fluxos de N_2O do solo foram determinados pela PPA e pelos teores de NO_3^- do solo, indicando que a produção de N_2O no solo foi oriunda da desnitrificação (Tabela 6).

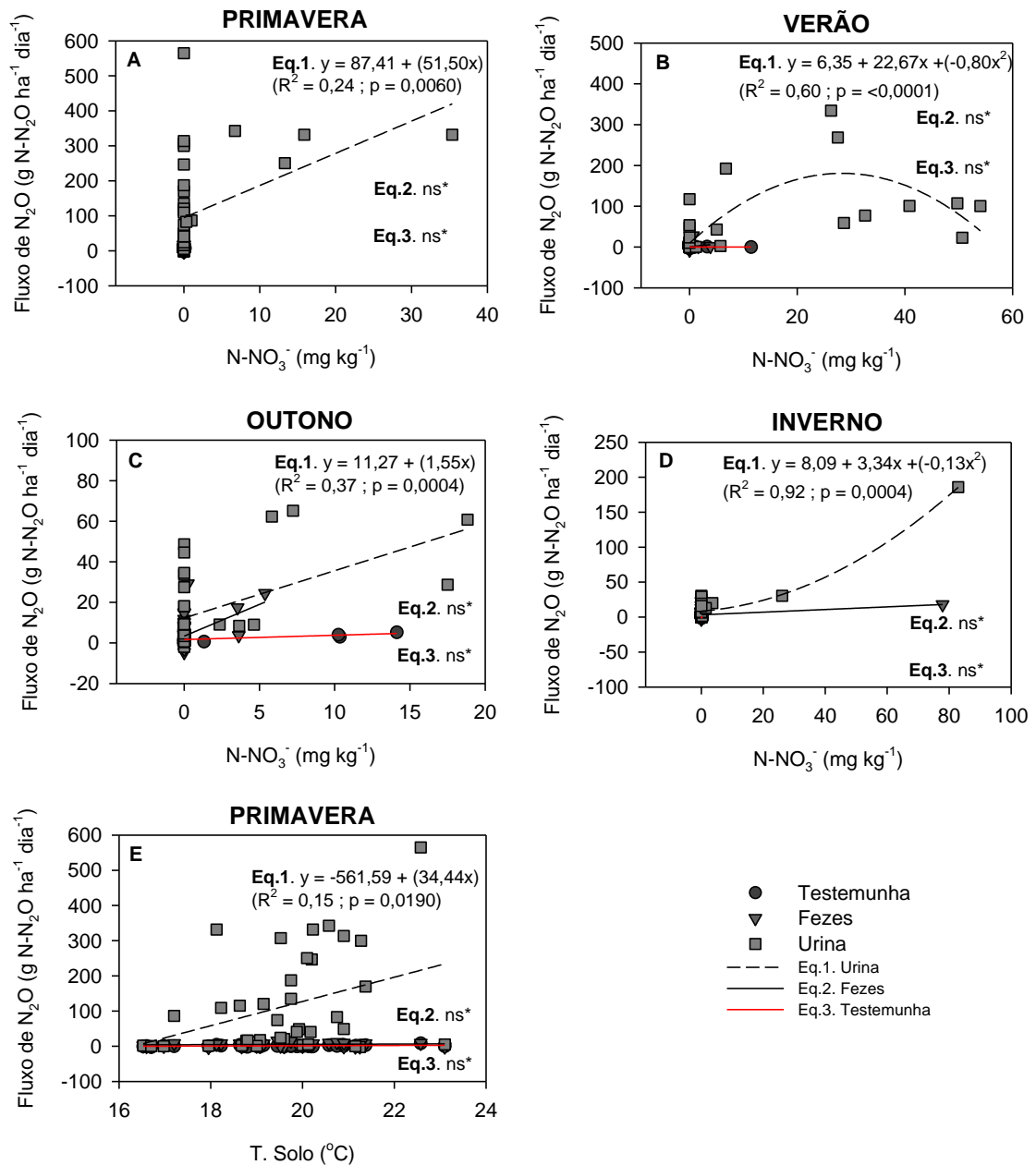


Figura 11. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo e os teores de nitrato (NO_3^-) (A, B, C, D) nas diferentes estações Primavera, Verão, Outono, Inverno; relação entre os fluxos de N_2O e temperatura do solo na estação Primavera (E) do ano de 2016.

No Outono e no Inverno, assim como observado através da análise de regressão simples, apenas o aumento dos teores de NH_4^+ e de NO_3^- no solo influenciaram os fluxos de N_2O do solo, explicando em até 56% destes no Inverno (Tabela 6).

Tabela 6. Análise de regressão múltipla para a variável dependente N₂O em função das variáveis edafoclimáticas (PPA, NH₄⁺, NO₃⁻, T. solo e T ar) nas diferentes estações do ano de 2016.

Estações	Regressões Múltiplas	R ²
Primavera	$N-N_2O = -275,90 + 1,08 \text{ PPA} + 12,09 \text{ T. solo} + 0,38 \text{ N-NH}_4^+ + 11,07 \text{ N-NO}_3^-$	0,37
Verão	$N-N_2O = -9,44 + 0,32 \text{ PPA} + 2,10 \text{ N-NO}_3^-$	0,40
Outono	$N-N_2O = 0,83 + 0,04 \text{ N-NH}_4^+ + 1,81 \text{ N-NO}_3^-$	0,26
Inverno	$N-N_2O = 0,93 + 0,09 \text{ N-NH}_4^+ + 1,18 \text{ N-NO}_3^-$	0,56

4.4.5. Emissões acumuladas de N₂O do solo

As emissões acumuladas de N₂O do solo foram intensificadas pela aplicação de urina e também variaram entre as estações do ano ($p < 0,05$) (Tabela 4). A emissão acumulada de N₂O do solo a partir da urina foi maior do que a verificada nos tratamentos com fezes e sem excretas (controle) na Primavera e no Verão (Tabela 8). No Outono e no Inverno, a aplicação de urina não se refletiu em aumento das emissões acumuladas de N₂O do solo.

As emissões acumuladas de N₂O do solo no tratamento sem aplicação de excretas foram baixas (0,06 kg N-N₂O ha⁻¹) e não diferiram entre as estações do ano (Tabela 8). As baixas emissões de N₂O observadas nesse tratamento também foram observadas em outros estudos com pastagens não fertilizadas e estão associadas sobretudo à deficiência de N inorgânico devido à não fertilização nitrogenada. Como discutido anteriormente, a presença de N é fundamental aos principais processos de produção de N₂O no solo (Oenema et al., 1997; de Klein et al., 2001; Saggar et al., 2013).

As emissões acumuladas de N₂O do solo no tratamento com urina variaram de 1,05 a 5,86 kg N-N₂O ha⁻¹ entre as diferentes estações do ano (Tabela 8). Os maiores fluxos de N₂O observados após aplicação de urina na estação Primavera influenciaram na emissão acumulada de N₂O desta estação, sendo a que apresentou maior emissão acumulada dentre todas as estações para esse tratamento de 5,86 kg N-N₂O ha⁻¹, valor esse, próximo ao encontrado por Sordi et al. (2014) também para urina bovina aplicada na Primavera. Nessa

estação, para o tratamento com urina, também foram observados os maiores teores de amônio e nitrato, podendo justificar as maiores emissões.

No presente estudo as emissões acumuladas de N_2O do tratamento com fezes variaram de 0,21 a 1,24 kg N- N_2O ha⁻¹ entre as diferentes estações do ano (Tabela 8). O valor médio de 0,62 kg N- N_2O ha⁻¹ para as emissões de N_2O do solo a partir das fezes, está em consonância com outros estudos. Schirmann (2016) encontrou o valor de 0,6 kg de N- N_2O ha⁻¹ a partir da aplicação de fezes de bovinos em campo nativo no Sul do Brasil. Hoefl et al. (2012) encontraram o valor de 0,4 kg de N- N_2O ha⁻¹.

As maiores emissões acumuladas de N_2O do solo a partir da aplicação da urina comparadas às do tratamento com aplicação de fezes é amplamente reportado na literatura (Nichols et al., 2016; Sordi et al., 2014; Lessa et al., 2014; Hoefl et al., 2012), e isso decorre da predominância do N orgânico nas fezes, cuja mineralização leva semanas a meses para ocorrer (Hoekstra et al., 2011). Isso pode ser observado ao final de 12 meses de monitoramento, onde as emissões acumuladas de N_2O do solo no tratamento com fezes dobraram em relação ao período de 90 dias (Tabela 8). Além disso, o elevado conteúdo de matéria seca nas fezes pode reduzir o potencial do N-fezes infiltrar no solo e interagir com a microbiota, conseqüentemente, reduzindo o potencial de produção de N_2O .

Da mesma forma que os fluxos de N_2O , foram observadas fortes relações entre as emissões acumuladas de N_2O do solo e as intensidades de NH_4^+ e NO_3^- no solo (Tabela 7). Portanto, nossos resultados sugerem que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação estiveram envolvidos na produção de N_2O no solo. De acordo com os coeficientes angulares das equações obtidas nas análises de regressão das intensidades de NH_4^+ e NO_3^- (Tabela 7), pode-se considerar que a desnitrificação parece ter maior influência na formação de N_2O do solo, visto que, em média, foram necessários quase 3,5 vezes menos NO_3^- no solo para produzir a mesma quantidade de N_2O (Tabela 7).

Tabela 7. Relação entre a emissão acumulada de óxido nitroso (N₂O) e intensidade de amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) nas diferentes estações avaliadas.

Estações	Variável	Regressões	R ²	P
Primavera	Intensidade NH ₄ ⁺	N-N ₂ O = - 4,63 + 0,06 N-NH ₄ ⁺	0,77	0,0150
Verão		N-N ₂ O = - 2,46 + 0,04 N-NH ₄ ⁺	0,90	0,0011
Outono		N-N ₂ O = - 0,20 + 0,01 N-NH ₄ ⁺	0,79	0,0110
Inverno		N-N ₂ O = - 0,15 + 0,02 N-NH ₄ ⁺	0,68	0,0427
Primavera	Intensidade NO ₃ ⁻	N-N ₂ O = 0,25 + 0,19 N-NO ₃ ⁻	0,88	0,0019
Verão		N-N ₂ O = 0,22 + 0,13 N-NO ₃ ⁻	0,77	0,0154
Outono		N-N ₂ O = 0,19 + 0,07 N-NO ₃ ⁻	0,81	0,0077
Inverno		N-N ₂ O = 0,32 + 0,07 N-NO ₃ ⁻	0,86	0,0032

As maiores emissões de N₂O do solo na Primavera também podem estar diretamente relacionadas com a temperaturas mais elevada (Figura 6; Figura 11-E). Com a adição de N e C via excretas, além das condições de desenvolvimento da pastagem nessa estação, pode ocasionar estímulos a comunidade microbiana a medida em que as temperaturas começam a elevar. Um indicador para o aumento da atividade microbiana pode ser observado com o aumento das emissões de CO₂ do solo nessa estação (dados não apresentados). Segundo o estudo de Di et al. (2014), as maiores emissões de N₂O do solo ocorrem no Inverno, quando o solo se encontra com maior umidade. No mesmo sentido Luo et al. (2008) também apontam o Inverno como a estação com maior potencial para emissão de N₂O. Entretanto, nossos resultados contradizem esses estudos, visto que as menores emissões acumuladas de N₂O do solo ocorreram quando a deposição de urina foi realizada no Outono e no Inverno, estações com as maiores médias de PPA observadas.

Tabela 8. Emissão acumulada de óxido nitroso (N₂O) e fator de emissão de N₂O para o período de avaliação das diferentes estações (Primavera, Verão, Outono e Inverno) do ano de 2016. Letras minúsculas comparam os tratamentos dentro de cada estação. Letras maiúsculas comparam os tratamentos entre as estações, segundo o teste de Tukey ($p < 0,05$).

Estação	Emissões de N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹)			Emissões de N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
	Testemunha	Fezes	Urina	Testemunha	Fezes	Urina
	90 dias			365 dias		
Primavera	0,09 Ab	1,24 Ab	5,86 Aa	0,53 Ab	2,80 Ab	6,21 Aa
Verão	-0,30 Ab	0,21 Ab	2,90 Ba	0,05 Ab	0,57 Aab	3,00 Ba
Outono	0,06 Aa	0,34 Aa	1,05 Ba	0,17 Aa	1,04 Aa	1,25 Ba
Inverno	0,04 Aa	0,68 Aa	1,20 Ba	0,24 Aa	0,89 Aa	1,50 Ba
Média	-0,03 b	0,62 b	2,75 a	0,25 b	1,33 b	2,99 a
	Fator de Emissão (% do N aplicado)			Fator de Emissão (% do N aplicado)		
	90 dias			365 dias		
Primavera		0,16 Ab	2,22 Aa		0,31 Ab	2,19 Aa
Verão		0,08 Ab	1,32 Ba		0,08 Ab	1,21 Ba
Outono		0,04 Aa	0,35 Ca		0,14 Aa	0,38 Ba
Inverno		0,12 Aa	0,46 BCa		0,12 Aa	0,50 Ba
Média		0,10 b	1,09 a		0,16 b	1,07 a
IPCC (200		2,00	2,00		2,00	2,00

4.4.6. Fator de emissão de N₂O

Os FE N-N₂O foram influenciados pela aplicação de excretas e pelas diferentes estações do ano, tanto quando considerados apenas o período de 90 dias após a aplicação ou quando considerado o período de 365 dias após a aplicação ($p < 0,05$) (Tabela 8). Os maiores valores de FE N-N₂O foram da urina, que foi superior ao das fezes na Primavera e no Verão.

Os FE N-N₂O para a urina variaram de 0,38 a 2,19% entre as estações do ano (Tabela 8) e como uma média anual de 1,07%, inferior ao valor default de 2% proposto pelo IPCC para urina bovina. Essa variação nos valores está condizente com o observado por Allen et al. (1996), onde os valores de FE para urina de bovinos variaram de 0 a 2,3%. Oenema et al. (1997), em revisão de literatura encontraram valores entre 0,1 a 3,8%. No presente estudo o maior FE

N-N₂O da urina foi observado na Primavera (Tabela 8). Como os teores de N aplicados via urina em cada estação foram semelhantes, esse maior FE na Primavera possivelmente esteja associado com as condições edafoclimáticas nessa estação, com temperatura média diária elevada e eventos de precipitação bem distribuídas no início da estação (próximos da aplicação dos tratamentos). Por sua vez, os menores FE N-N₂O da urina ocorreram no Outono e no Inverno, indicando menor potencial de perdas de N₂O quando as excretas são depositadas sob condições de elevada PPA e baixas temperaturas. Como discutido anteriormente, esse resultado contradiz outros estudos que sugerem evitar situações de anaerobiose como estratégia de mitigação das emissões de N₂O.

Os FE N-N₂O das fezes foi quase 11 vezes inferior ao observado para a urina e variaram de 0,08 a 0,31% entre as estações do ano. Os baixos valores de FE observados para as fezes bovinas são consequência da lenta mineralização do N orgânico presente no material. A diferença na dinâmica de transformação do N no solo entre os tratamentos com diferentes excretas animais, reforça a necessidade de avaliação das emissões por um período mais longo (1 ano), mesmo que seja para determinação de FE por estação. No presente estudo, na média das estações, 95% dos valores de FE para urina foram determinados em um período de até 90 dias de avaliação enquanto que para o mesmo período, apenas 68% dos valores de FE para as fezes haviam sido determinados (Figura 12).

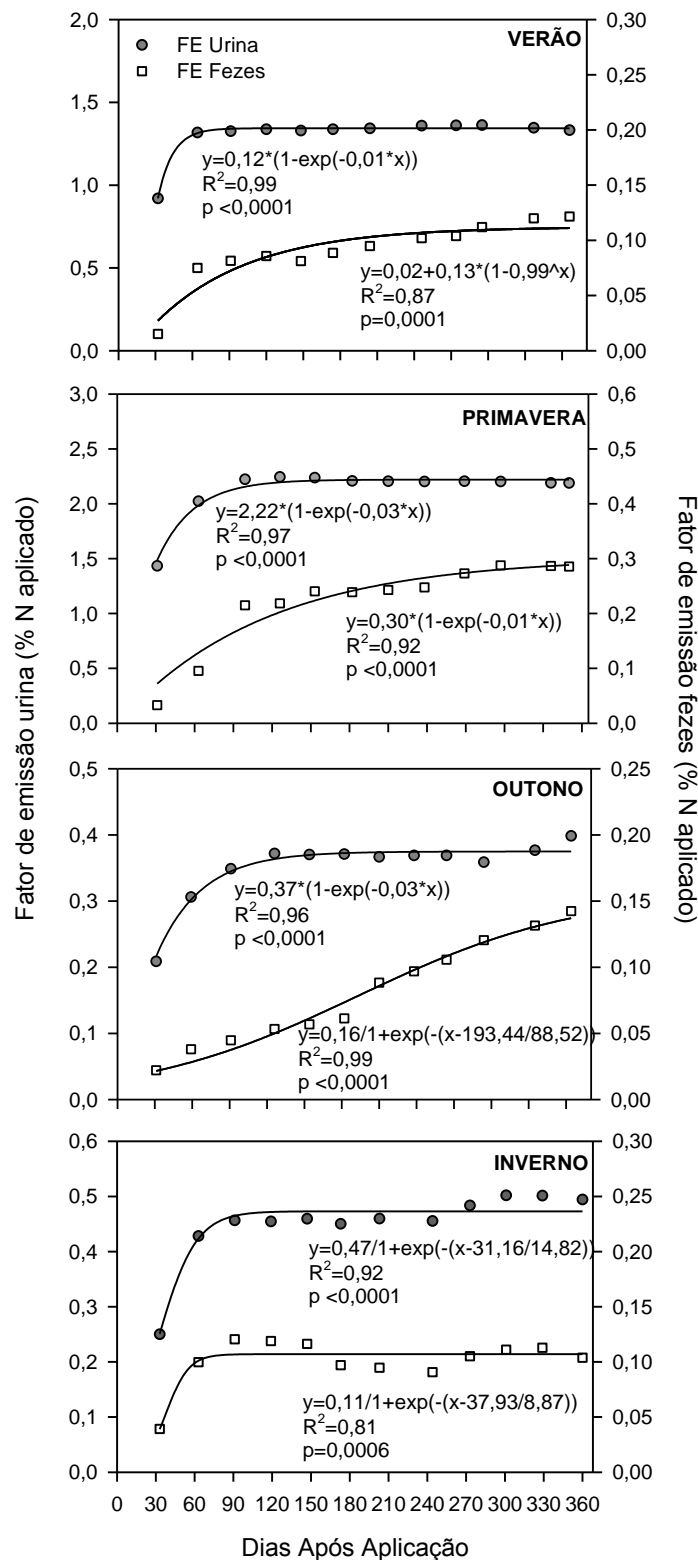


Figura 12. Fator de emissão de N₂O (% N aplicado) para a urina e fezes de bovinos ao longo dos dias após aplicação das excretas nas diferentes estações do ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno).

Além dos resultados obtidos nesse estudo, outros com aplicação de excretas animais em pastagens no Brasil também tem apresentado valores de FE muito inferiores aos valores “default” propostos pelo IPCC (Simon, 2015; Perguer, 2014; Schirmann, 2016; Sordi et al., 2014; Lessa et al., 2014; Barneze et al., 2014). Os resultados obtidos no presente estudo, junto como os resultados dos estudos citados acima, apontam uma variação de 0,2 a 1,2% para os valores de FE para a urina e de 0,05 a 0,15% para as fezes. Esses valores estão dentro da faixa de variação de 0,4 a 1,2% para urina e 0,05 e 0,2% para as fezes numa compilação de diversos estudos realizados em outros países [Hoelft et al., 2012 (Alemanha); Rochette et al., 2014 (Canadá); Kelliher et al., 2014 (Nova Zelândia – meta análise com 185 estudos); Bell et al., 2015 (Escócia); Nichols et al., 2016 (Estados Unidos)]. Com isso, verifica-se que os valores de FE N-N₂O das excretas de bovinos estão em consonância com os obtidos diversos locais do mundo.

Assim, uso do valor padrão do IPCC superestima em aproximadamente 2 e 12 vezes as emissões de N₂O provenientes de urina e das fezes bovinas, respectivamente (Tabela 8). No presente estudo, a urina aplicada na Primavera tem um potencial de emissão até 110x maior que as fezes aplicadas nessa estação. Esse é outro ponto reforçado com os resultados obtidos no presente estudo, que é a necessidade de desagregação dos valores de FE para urina e fezes. O mesmo valor de FE não pode ser utilizado para ambas as excretas, visto que o potencial emissor do N adicionado via fezes é inferior ao do N adicionado via urina. A desagregação dos valores de FE para as excretas é uma linha que já tem sido sugerida em outros estudos pelo mundo (van der Weerden et al., 2011; Dijkstra et al., 2013; Hoelft et al., 2012; Krol et al., 2016).

O presente estudo aponta ainda a possibilidade de um conjunto de variáveis de solo e clima, nas diferentes estações do ano, estarem afetando as emissões de N₂O anuais e conseqüentemente os valores de FE para diferentes momentos de deposição das excretas em pastagens. Diversos outros fatores como, conteúdo de N e forma disponível no solo, textura do solo, variabilidade climática, dieta alimentar do animal, composição da pastagem, dentre outros, vem sendo apontados como possíveis causas de variação nos valores de FE em experimentos pelo mundo e precisam ser melhor investigados para um melhor

entendimento na dinâmica de emissão de N na relação solo-planta-animal. Isso, evidencia a importância de se expandir os estudos dessa natureza, levando-se em consideração condições edafoclimáticas distintas.

4.5. Conclusões

O FE N-N₂O da urina é maior no Verão e na Primavera do que no Outono e Inverno em pastagem nativa do subtropical brasileiro. Nestas estações mais quentes a urina tem um FE N-N₂O mais elevado que as fezes de bovinos, sendo as emissões controladas principalmente pela temperatura do ar e pelos teores de nitrato no solo. O FE N-N₂O anual da urina (1,07%) e das fezes (0,16%) de bovinos em campo nativo do Sul do Brasil são inferiores aos 2% propostos pelo IPCC em seu “Tier 1”.

5. CAPÍTULO V – EMISSÕES DIRETAS DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS DE OVINOS NA FASE PASTAGEM DE AZEVÉM DE UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE OVINOS E SOJA NO SUL DO BRASIL

5.1. Resumo

O óxido nitroso é um dos principais gases de efeito estufa e tem na deposição de excretas de animais em pastejo uma de suas principais fontes de emissão em nível global, mas cujas informações ainda são escassas nos sistemas pastoris tropicais e subtropicais brasileiros. Um estudo de monitoramento das emissões de N₂O da urina e fezes de ovinos foi conduzido, por 5 anos (2009, 2010, 2013, 2015 e 2016), na fase pastagem (*Lolium multiflorum* L.) de um sistema de produção integrada de ovinos no inverno e soja no verão no subtropical brasileiro. O nosso objetivo foi determinar fatores de emissão de N₂O (FE N-N₂O, % N aplicado) do N depositado pelas excretas dos animais e identificar algumas variáveis de solo e meteorológicas que controlam a produção de N₂O. Os tratamentos consistiram da deposição na superfície da pastagem das excretas isoladamente num volume equivalente a uma excreção média (75 mL de urina e 14 g de fezes), além de um tratamento controle, sem deposição de excreta. O experimento seguiu um delineamento de blocos casualizados, com três repetições. O monitoramento dos fluxos de N₂O foi realizado com o método das câmaras estáticas e a concentração de N₂O nas amostras de ar foi determinada por cromatografia gasosa. O FE N-N₂O para urina e fezes foi calculado como a razão da emissão acumulada de N-N₂O na fase pastagem subtraída da emissão de N₂O do solo (tratamento controle) e da quantidade de N depositado pelas excretas. Nos 5 anos os fluxos de N₂O variaram de -0,03 a 93,00 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹, os quais tiveram variação entre anos. Os maiores fluxos de N₂O foram observados nos 7 dias que sucederam a

deposição da urina, principalmente quando da ocorrência de valores de porosidade preenchida por água acima de 60%. Os fluxos de solo N_2O devido à deposição de fezes foram baixas em todos os anos avaliados. As maiores emissões acumuladas para a urina foram observadas no ano de 2009, possivelmente influenciadas pelas condições de PPA do solo associadas às intensidades N-mineral (NH_4^+ e NO_3^-) do solo nesse ano. Os FE N- N_2O médios da urina e fezes de ovinos foram estimados em 0,22% e 0,15%, respectivamente, e não diferiram entre os anos avaliados. Os nossos resultados indicam que os fatores de emissão para excretas de ovinos é sensivelmente inferior ao valor de 1% adotado pelo IPCC em seu “Tier 1”, e que isso superestima as emissões de N_2O quando aplicado em inventários nacionais das emissões.

5.2. Introdução

O óxido nitroso é um dos principais gases de efeito estufa (GEE) como potencial de aquecimento 298 vezes maior que o dióxido de carbono (Wrage et al., 2001), o que o torna um dos principais GEE responsáveis pela mudança climática global (Alexander et al., 2013). Sistemas de produção com ruminantes desempenham importante papel nas emissões deste GEE, pois as excretas depositadas por animais em pastejo são fontes de emissão de N_2O para atmosfera. De acordo com Oenema et al. (2005) aproximadamente 40% das emissões globais de N_2O do setor agropecuário advém da deposição de urina e fezes por animais em pastejo.

O Brasil exerce papel de destaque no setor pecuário, sendo responsável por 15% da produção de carne no mundo, com um efetivo de 218 milhões de cabeças de bovinos e 19 milhões de ovinos (IBGE, 2016). Tamaña representatividade do setor tem reflexo nas emissões de GEE advindas da deposição de excretas, visto que 90 % da produção pecuária ocorrem com animais em pastagem. No Brasil, a atividade pecuária responde por 40% das emissões de N_2O do setor agropecuário (ANÁLISE, 2014) e estão associadas diretamente à deposição de excretas animais sobre o solo.

Animais em pastejo depositam na pastagem cerca de 75-90% do N ingerido via urina e fezes, devido à baixa eficiência em converter o N em proteína

(Oenema et al., 2005). O N depositado via excretas excede à necessidade da pastagem, podendo o N excedente ser perdido via lixiviação, imobilizado na biomassa microbiana e incorporado na matéria orgânica, ou perdido na forma de gases (NH_3 , N_2O e N_2). Segundo Haynes & Williams (1993) o N depositado via excretas pode variar de 400 a 1000 kg N ha^{-1} , e essas altas doses impactam sensivelmente as emissões de N_2O do solo. Segundo Luo et al. (2008), as emissões de N_2O oriundas de excretas animais, principalmente urina, estão relacionadas à sua composição bioquímica, rica em compostos nitrogenados que são rapidamente transformados no solo por meio dos processos de nitrificação e/ou desnitrificação. O N presente na urina é convertido à amônio (NH_4^+) e na sequência é transformado à nitrato (NO_3^-), e durante essas transformações, mediadas pela microbiota, o N_2O pode ser produzido através dos processos de nitrificação, desnitrificação e nitrificação-desnitrificante (Wrage et al., 2001).

As emissões diretas de N_2O oriundas da deposição de excretas em pastagens reportadas na literatura são bastante variáveis (0,1% a 13,3%) (van der Weerden et al., 2011; Kool et al., 2006) o que pode refletir da variação de solos, temperatura, regime de chuvas e sistemas de pastejo em nível mundial. Portanto, é pouco provável que valores padrão de FE N- N_2O do IPCC em seu “Tier 1” (1% para ovinos e 2% para bovinos) sejam representativos de uma ampla variabilidade de sistemas pastoris no mundo, e isso leva com que os diferentes países venham a determinar e consolidar os seus FE N- N_2O representativos das condições regionais de solo e clima para serem utilizados na elaboração dos inventários nacionais das emissões tendo como base a metodologia do IPCC em seu “Tier 2”. Nesse sentido, destaca-se também a necessidade de desagregação dos FE N- N_2O das excretas (urina e fezes), sendo que diversos estudos têm apontado valores inferiores para as fezes (0,2% do N aplicado em média) do que para a urina (de Klein et al., 2004; Sherlock et al., 2003; Kelliher et al., 2007).

Os estudos sobre emissões diretas de N_2O no Brasil, sobretudo com excretas de ovinos são ainda escassos, porém apontam para valores de FE N- N_2O muito inferiores aos preconizados pelo IPCC (Tier 1). Visando acessar a variabilidade interanual e consolidar FE N- N_2O para urinas e fezes de ovinos no subtropico brasileiro conduziu-se por 5 anos este estudo. Além da determinação de FE N- N_2O , representativos regionalmente para as excretas de ovinos, a

identificação das variáveis de solo e meteorológicas que controlam os fluxos de N₂O também foram acessadas na fase pastagem de um sistema de produção integrada de ovinos no inverno e soja no verão no Sul do Brasil.

5.3. Material e Métodos

5.3.1. Caracterização da área experimental e tratamentos

O estudo foi realizado na fase pastagem (*Lolium multiflorum* L.) de um experimento de sistemas integrados de produção agropecuária na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul-RS. O clima local é Cfa, subtropical úmido, segundo classificação de Köppen, com precipitação pluviométrica média anual de 1400 mm (Bergamaschi et al, 2013). O solo é classificado como Argissolo Vermelho distrófico típico (Mello, 1966), textura arenosa (190 g kg⁻¹ de argila). Maior detalhamento sobre o protocolo do SIPA utilizado, bem como caracterização da área experimental pode ser obtido em Barth Neto et al. (2014).

Em cinco anos (2009, 2010, 2013, 2015 e 2016) realizou-se o monitoramento das emissões de N₂O do solo no período variando de 28 a 73 dias após a deposição das excretas ovinas sobre a pastagem. Os tratamentos consistiram da deposição de urina e fezes sobre a pastagem (2,4 L m⁻² e 0,45 kg m⁻², respectivamente) sobre a pastagem, além de um tratamento controle, sem aplicação de excretas. O delineamento experimental utilizado em todos os anos de avaliação foi o de blocos ao acaso com três repetições.

As excretas foram depositadas no interior de bases metálicas circulares (0,031 m²). As quantidades de excretas foram determinadas anterior ao primeiro ano (2009) do estudo e correspondem a ovinos com média de 30 kg de peso vivo. Determinou-se a quantidade média de excreta por dejeção (75 mL de urina e 14 g a 71% de umidade, de fezes) e da área de solo afetada (~314 cm² e ~ 78 cm² para urina e fezes, respectivamente) (Tabela 9). A fim de evitar a interferência animal nos tratamentos, uma área não pastejada (30 m²) utilizada como referência no protocolo SIPA foi isolada para condução do estudo. O azevém presente na área foi cortado (0,10 m de altura) simulando o pastejo animal anteriormente a aplicação dos tratamentos.

5.3.2. Caracterização das fezes e urina

A cada ano a urina e fezes foram coletadas com auxílio de gaiolas metabólicas, sendo uma amostra de cada excreta armazenada para posterior caracterização do teor de N em laboratório. Os teores de N total das amostras de urina e fezes foram determinados pelo método Kjeldahl (Tedesco et al. 1995) (Tabela 9).

Tabela 9. Quantidade de nitrogênio aplicado via urina e fezes de ovinos nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.

Ano	Quantidade referência		Teor de N		N aplicado	
	Fezes ¹ (kg/m ²)	Urina ² (L/m ^{2*})	Fezes (g kg ⁻¹ §)	Urina (g L ⁻¹)	Fezes (kg ha ⁻¹)	Urina (kg ha ⁻¹)
2009	0,45	2,4	9,0	10,0	13,0	238,7
2010			8,4	5,0	75,8	119,4
2013			-	8,0	-	192,0
2015			11,2	3,2	50,7	77,5
2016			4,7	3,0	21,4	72,2
Média			8,3 ± 2,7	5,8 ± 3,1	40,2 ± 28,7	140,0±73,1

¹Valores de referência segundo Selbie et al., (2015).

²Valores já descontados dos respectivos teores de umidade da amostra.

5.3.3. Coleta e análise de N₂O

O monitoramento dos fluxos de N₂O foi realizado por 39, 28, 30, 71 e 73 dias após a deposição das excretas nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016, respectivamente. O método de câmaras estáticas foi utilizado (Mosier, 1989). A cada evento de coleta uma câmara de PVC (0,20 m diâmetro e 0,25 m de altura) era fixada sobre os anéis metálicos (0.031 m²) fixados ao solo (5 cm), sendo a vedação do sistema realizada por uma canaleta com água na parte superior da base (Gomes et al., 2009).

Após o fechamento da câmara, amostras de ar foram coletadas nos tempos 0, 15, 30 e 45 min após o fechamento da câmara, com seringas de polipropileno (20 mL) e transferidas para frascos de vidro de 12 mL previamente evacuados e com tampas de N-butil com dupla camada de silicone (LABCO®). A

homogeneização do ar no interior da câmara foi realizada pelo acionamento de um ventilador interno 30 s antes de cada amostragem, sendo determinada também a temperatura do ar do interior da câmara por meio de um termômetro digital de haste com display externo. As coletas foram realizadas no período entre 9:00 e 11:00 a.m, cujos valores dos fluxos são equivalentes às emissões médias diárias (Gomes et al., 2009).

A concentração de N₂O foi determinada por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu 2014 (modelo "Greenhouse") equipado com três colunas empacotadas (80 °C) e detector de captura de elétrons (ECD), usando o N₂ (26 mL min⁻¹) como gás de arraste. Os fluxos de N-N₂O foram calculados conforme a equação 4 que leva em consideração uma relação linear entre a concentração do N₂O na câmara e o tempo de coleta.

$$\text{Fluxo (N - N}_2\text{O)} = \frac{d(\text{N}_2\text{O})}{dt} \times \frac{MPV}{RT} \quad (\text{Eq. 4})$$

onde, o fluxo de N-N₂O está expresso em g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹; d(N₂O)/dt é a variação na concentração de N₂O (µg N₂O câmara⁻¹ h⁻¹) em função do intervalo de tempo (min); M é o peso molecular do N₂O (g mol⁻¹); P é a pressão atmosférica no interior da câmara (1 atm); V é o volume da câmara (L); R é a constante universal dos gases (0,082 atm L mol⁻¹ K⁻¹) e T é a temperatura interna da câmara (Kelvin). A partir dos fluxos de N₂O foram calculados os fluxos médios diários. As emissões acumuladas no período amostral foram calculadas pela integração trapezoidal dos fluxos médios diários durante o período amostral após deposição das excretas (Gomes et al., 2009), por meio do software SigmaPlot® versão 11.0 expressas em kg ha⁻¹.

5.3.4. Fator de emissão de N₂O das excretas

Os fatores de emissão de N₂O (FE N-N₂O) das excretas (urina e fezes) foram calculados de acordo com a equação 5 proposta por De Klein et al. (2003).

$$FE_{N-N_2O} = \frac{N-N_2O \text{ trat. com excreta} - N-N_2O \text{ trat. controle}}{N-\text{excreta}} \times 100 \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde FE_{N-N_2O} é o fator de emissão de N na forma de N_2O expresso em % do N aplicado, calculado como a razão entre o $N-N_2O$ emitido no tratamento com excreta ($N-N_2O$ trat. com excreta) subtraído da emissão de $N-N_2O$ no tratamento sem excreta ($N-N_2O$ trat. controle) e o N depositado pela excreta ($N-\text{excreta}$).

5.3.5. Variáveis de solo e clima

Visando avaliar o impacto da deposição de N pelas excretas sobre variáveis de solo e avaliar o papel dessas variáveis em controlar os fluxos de N_2O , os mesmos tratamentos foram aplicados em microparcels de 0,5x1,0 m adjacentes às bases metálicas, nas quais o solo foi amostrado na camada de 0-10 cm simultaneamente as coletas de solo e avaliado em relação a sua porosidade preenchida por água (PPA) (Equação 6, Paul & Clark, 1996) e os teores de NH_4^+ e NO_3^- do solo (Tedesco et al., 1995).

$$PPA = \left[\frac{(Ug \times Ds)}{1 - \left(\frac{Ds}{Dp}\right)} \right] \quad (\text{Eq. 6})$$

onde PPA é a porosidade preenchida por água, Ug é a umidade gravimétrica (g kg^{-1}), Ds é a densidade aparente do solo (g dm^{-3}) avaliada previamente ao início do experimento em cada ano, e Dp é a densidade de partículas, a qual foi assumida como 2,65 g dm^{-3} .

A análise de NH_4^+ e NO_3^- no solo foi realizada segundo metodologia descrita por Bremner (1960). As intensidades de NH_4^+ e NO_3^- foram calculadas através da integração dos teores de NH_4^+ e NO_3^- ao longo do período amostral, e correspondem a teores médios ponderados NH_4^+ e NO_3^- do solo no período amostral nos tratamentos com ou sem deposição das excretas bovinas (Zerbath et al., 2012).

Além das variáveis de solo, a temperatura média diária do ar e a precipitação pluviométrica também foram avaliados ao seu papel nos fluxos de N_2O do solo, tendo sido obtidos em Estação Meteorológica automática localizada aproximada a 0,5 km da área experimental.

5.3.6. Análise estatística

Devido à estrutura de covariância presente nos resultados, a análise de variância dos fluxos de N₂O e das variáveis de solo (NH₄⁺, NO₃⁻ e PPA) para cada experimento foram realizados com um modelo misto (MIXED Procedure) utilizando o pacote estatístico SAS 9.4 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). As variáveis independentes Ano (A), Tratamento (T), Dia de Amostragem (Dia), e as interações duplas e triplas foram consideradas efeitos fixos, enquanto que Bloco (B) foi considerado efeito aleatório. As diferenças entre as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de DMS a 5% ($p < 0,05$).

A análise de variância nas emissões de N-N₂O acumuladas e dos FE N-N₂O foi realizada com o modelo misto considerando-se a variável independente Ano (A), Tratamento (T) como efeito fixo e Bloco (B) como efeito aleatório. As diferenças entre as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de DMS a 5% ($p < 0,05$).

As correlações entre os fluxos de N-N₂O do solo com a temperatura do ar e do solo, PPA, NH₄⁺ e NO₃⁻ foram analisadas através da significância dos coeficientes de Pearson em cada ano. Quando o coeficiente de Pearson foi significativo ($p < 0,05$), um modelo linear generalizado (GLM Procedure) dos SAS foi ajustado para a identificação da resposta dos fluxos de N₂O às variáveis meteorológicas e do solo. Uma análise de regressão múltipla foi realizada através do “Stepwise Procedure” para a identificação da resposta dos fluxos de N₂O às variáveis meteorológicas e de solo em conjunto.

5.4. Resultados e Discussão

5.4.1. Temperatura e precipitação pluviométrica

As maiores temperaturas médias dos períodos amostrais nos diferentes anos foram observadas em 2013 e 2015 (19° C) seguidos dos anos de 2009 (18° C), 2010 (16° C) e 2016 (15° C), sendo em todos os anos superiores à média histórica de 14,4 °C (Bergamaschi et al, 2013) (Figura 13).

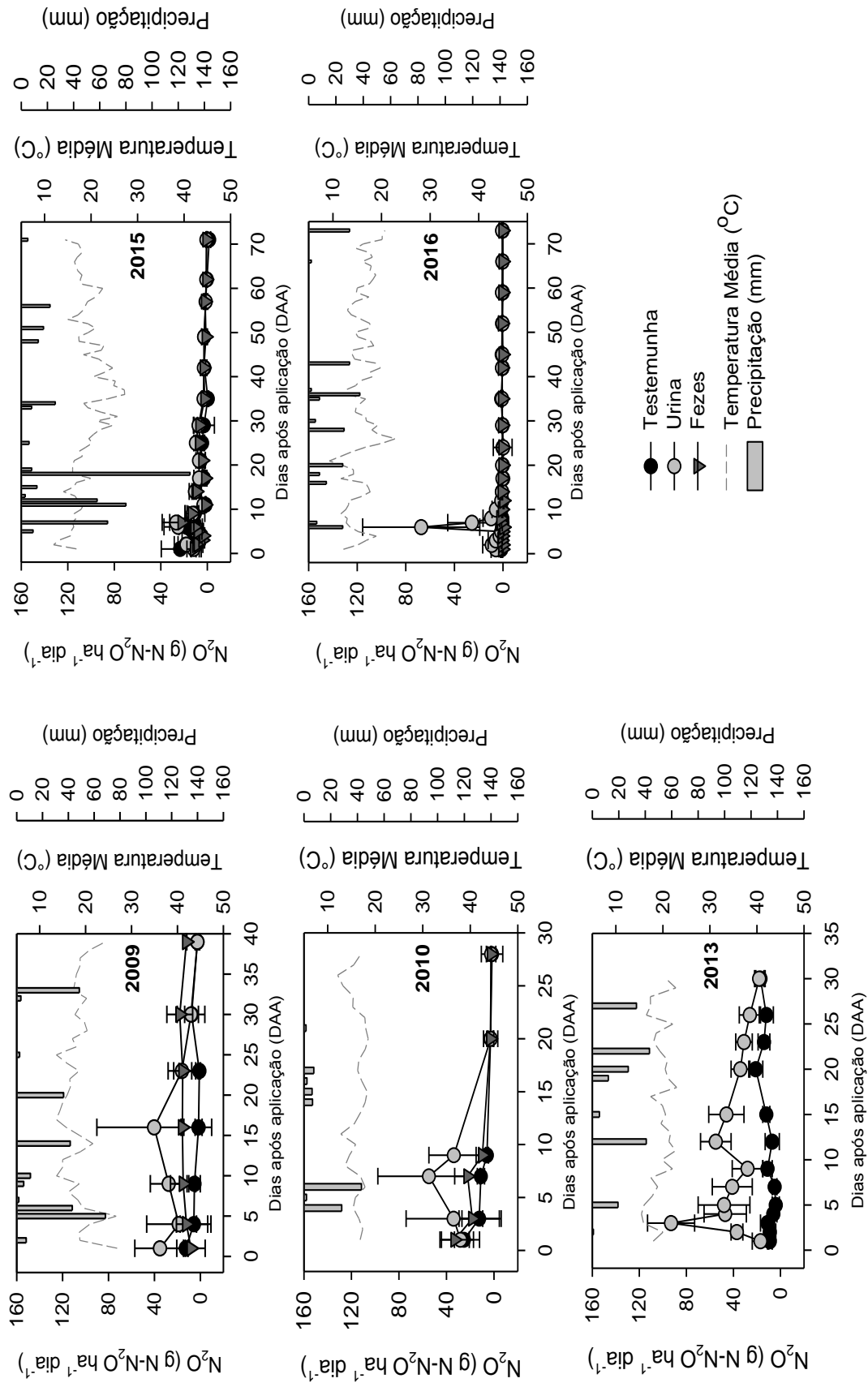


Figura 13. Temperatura média diária ($^{\circ}C$), precipitação (mm) e fluxos diários de $N-N_2O$ ($g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$) do solo, após aplicação dos tratamentos nos anos 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A menor temperatura média diária foi de 9,2 °C observada no ano de 2016 ao 21º dia após a aplicação (DAA) e a maior foi de 27,0 °C observada no ano de 2015 ao 36º DAA. O período amostral de 2015 também foi o que apresentou maior precipitação acumulada com 462 mm, sendo inclusive superior à média histórica de 140 mm para o mesmo período (Bergamaschi et al, 2013) (Figura 13). Os primeiros eventos de precipitação com volumes significativos, ocorreram em todos os anos até o 7º DAA. A frequência de chuvas foi maior nas primeiras semanas após aplicação dos tratamentos em todos os anos (Figura 13).

5.4.2. Porosidade preenchida por água e teores de amônio e nitrato no solo

A porosidade preenchida por água foi diferente entre os anos avaliados, porém não diferiu entre os tratamentos em nenhum dos anos de avaliação (Tabela 10). Em 2013, a PPA média do solo no período amostral foi de 76%, sendo a mais alta observada entre os anos avaliados. Por sua vez, o solo em 2016 apresentou uma PPA média de 52%, sendo a mais baixa de todos os anos avaliados (Figura 14). Uma possível explicação para a maior PPA média no ano de 2013, apesar de não ter apresentado a maior precipitação acumulada, pode estar associada à eventos significativos de chuva (> 20 mm) de forma mais frequente que, aliado à baixa temperatura média do ar, pode ter preservado elevada umidade do solo por mais tempo (Figura 13). Os valores de PPA variaram de 29-74% em 2009, 36-88% em 2010, 59–87% em 2013, 30–88% em 2015, e 29–85% em 2016 (Figura 14).

Tabela 10. Análise de variância para os fluxos de N₂O, emissão acumulada de N₂O, fator de emissão de N₂O e concentrações de PPA, NH₄⁺ e NO₃⁻, para os diferentes tratamentos aplicados nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.

Variáveis		df	F-value	p-value
Dependente	Independente			
Fluxos de N ₂ O	Ano (A)	4	27,15	<,0001
	Tratamento (T)	2	10,26	0,0266
	Dia (D)	36	5,15	<,0001
	T x A	7	4,94	<,0001
	T x D	70	1,82	0,0006
	T x A x D	44	1,43	0,0571
	Acumuladas de N ₂ O	Ano (A)	4	9,75
Tratamento (T)		2	28,20	0,0044
T x A		7	3,25	0,0159
PPA	Ano (A)	4	785,52	<,0001
	Tratamento (T)	2	0,09	0,9197
	Dia (D)	36	37,12	<,0001
	T x A	7	0,43	0,8797
	T x D	70	0,93	0,6383
	T x A x D	44	0,82	0,7697
	NH ₄ ⁺	Ano (A)	4	31,30
Tratamento (T)		2	25,88	0,0051
Dia (D)		33	5,21	<,0001
T x A		7	6,15	<,0001
T x D		63	2,23	<,0001
T x A x D		40	3,14	<,0001
NO ₃ ⁻		Ano (A)	4	93,42
	Tratamento (T)	2	6,18	0,0598
	Dia (D)	33	12,01	<,0001
	T x A	7	0,99	0,4379
	T x D	63	1,10	0,3158
	T x A x D	40	0,61	0,9671
	FE de N ₂ O	Ano (A)	4	2,34
Tratamento (T)		1	0,38	0,2688
T x A		3	0,60	0,6590

Os teores de NH₄⁺ do solo variaram no decorrer do período amostral e também entre os anos de avaliação (Tabela 10). O efeito dos tratamentos nos teores de NH₄⁺ do solo variou entre os anos de avaliação. Com exceção do ano de 2016, as aplicações de urina elevaram os teores de NH₄⁺ logo no 1° DAA em

todos os anos avaliados, diferenciando-se do tratamento controle sem aplicação de N. Em 2016 esse aumento dos teores de NH_4^+ somente foi observado ao 6° DAA (Figura 15). O NH_4^+ no solo variou de 33 a 91 $\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ nos diferentes anos, sendo que a deposição de urina foi a que resultou nos maiores teores em todos os anos (Figura 15). De acordo com Oenema et al. (1997), cerca de 70 % do nitrogênio presente na urina está na forma de ureia, que sofre rápida hidrólise no solo, o que explica o rápido aumento dos teores de NH_4^+ no solo em todos os anos quando da aplicação dessa excreta (Bolan et al., 2004).

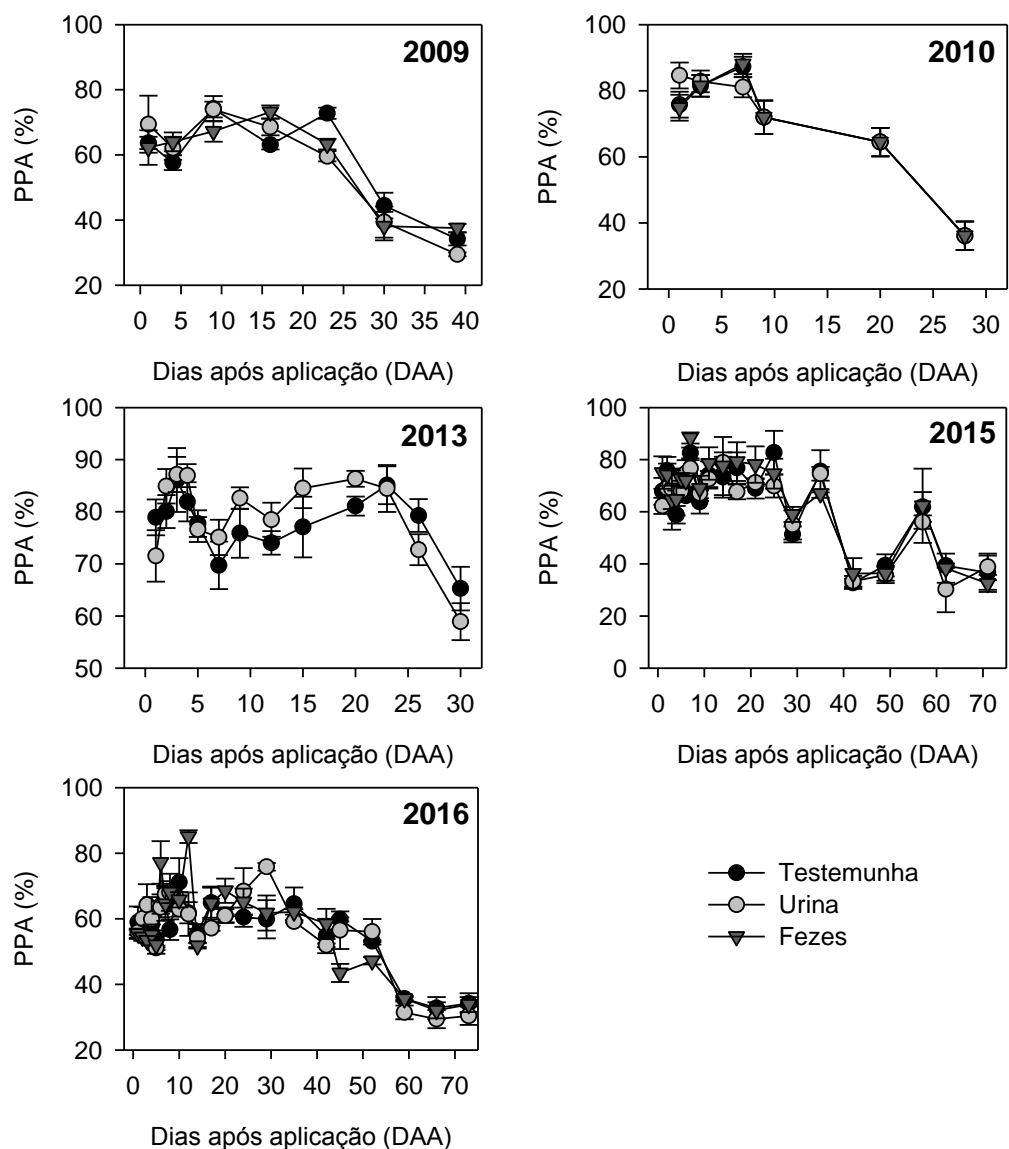


Figura 14. Porosidade preenchida por água (PPA) do solo após aplicação dos tratamentos nos anos 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016. As barras verticais representam o erro padrão da média.

De forma contrária ao observado com os teores de NH_4^+ no solo, os teores de NO_3^- não foram influenciados pela deposição das excretas mas diferiram entre os anos avaliados (Tabela 10). Os maiores teores de NO_3^- no solo foram observados nos anos de 2009 (10,41 mg N- NO_3^- kg⁻¹ solo) e 2013 (12,06 mg N- NO_3^- kg⁻¹ solo) (Figura 15). Em geral, logo após a deposição das excretas, os teores de NO_3^- permaneceram baixos, elevando-se gradativamente a partir do 7º DAA (Figura 15). Os baixos teores de NO_3^- em comparação aos mais elevados teores de NH_4^+ do solo podem estar associadas aos diversos eventos de precipitação que ocorreram e que podem ter provocado perdas de NO_3^- por lixiviação no solo (Sordi et al., 2014). Pode-se ainda associar os menores teores de NO_3^- no solo à nitrificação gradual do NH_4^+ e absorção preferencial do NO_3^- formado pela planta.

Nos anos de 2009, 2010 e 2015 os picos de NO_3^- no solo foram observados aos 23º, 28º e 62º DAA, respectivamente, e ocorreram quando da deposição de urina (Figura 15). Outros estudos também observaram aumento nos teores de NO_3^- no solo apenas a partir de 20 DAA (van der Weerden et al., 2011). Oenema et al. (1997) justificam que o processo de nitrificação do N da urina pode ocorrer de forma lenta em solo sob pastagens, devido a necessidade de estabelecimento da população de bactérias nitrificantes que é lento. Entretanto, nos anos de 2013 e 2016, os maiores teores de NO_3^- no solo já foram observados na primeira semana após a deposição das excretas chegando a 32,6 e 6,4 mg kg⁻¹ ao 4º e 10º DAA, respectivamente (Figura 15-f).

A deposição de fezes não influenciou os teores de NH_4^+ e NO_3^- do solo, não se diferenciando do tratamento controle, sem aplicação de excreta em nenhum dos anos (Figura 15). Esse resultado pode estar associado à menor quantidade de N aplicado via fezes (13,0 a 75,8 kg N ha⁻¹) comparada às quantidades de N aplicadas via urina (72,2 a 238,7 kg N ha⁻¹). Além disso, deve-se levar em conta que o N presente nas fezes se encontra principalmente na forma orgânica e apenas 7% está presente na forma amoniacal (van der Weerden et al., 2011), dessa forma, sua mineralização ocorre de forma lenta e gradual e pode levar semanas a meses para que isso ocorra (Wachendorf et al., 2005).

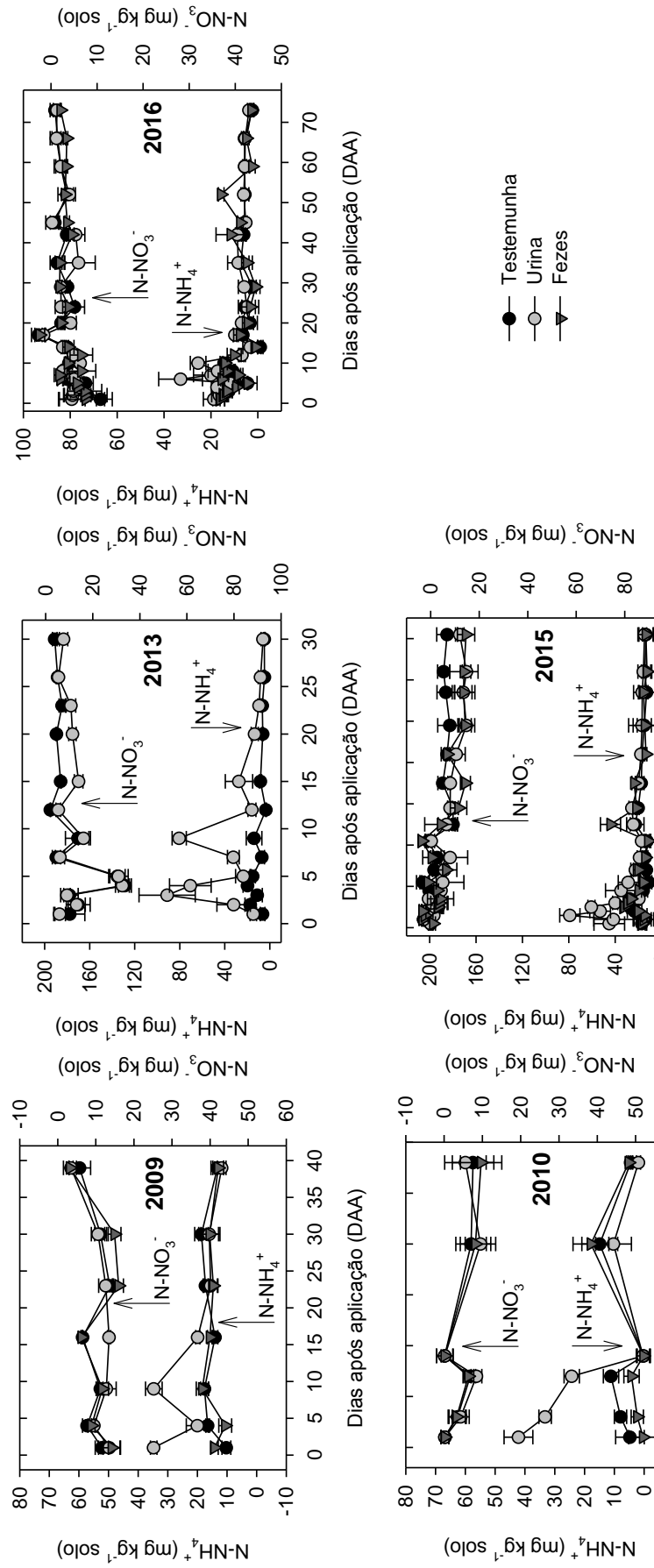


Figura 15. Teores de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ no solo para os períodos de avaliação dos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A intensidade de NH_4^+ e NO_3^- do solo, que corresponde aos teores médios ponderados desses elementos no período amostral, variou em função da deposição das excretas e entre os anos avaliados ($p < 0,05$). As maiores intensidades de NH_4^+ e NO_3^- foram observados, em 2013, no tratamento com urina ($40,13 \text{ kg N-NH}_4^+ \text{ dia ha}^{-1}$ e $17,48 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ dia ha}^{-1}$, respectivamente). As intensidades de NH_4^+ e NO_3^- quando da deposição de fezes foram semelhantes às do tratamento controle sem deposição de excretas ($p > 0,05$).

5.4.3. Fluxos de N_2O do solo e variáveis controladoras

Os fluxos de N_2O do solo foram influenciados pelo tipo de excreta aplicada, pelos anos de avaliação e pela interação entre ambos (Tabela 10). O efeito da aplicação da urina foi facilmente observado pelo sensível incremento nos fluxos de N_2O do solo, principalmente quando comparados com o tratamento controle. Por sua vez, a deposição de fezes não determinou aumento nos fluxos de N_2O do solo, não se diferenciando do tratamento controle (Tabela 10). Em todos os anos avaliados os maiores picos foram observados para o tratamento com urina de ovinos (Figura 13).

Com exceção do ano de 2009, nos demais anos observou-se aumento nos fluxos de N_2O do solo logo na primeira semana (~7 DAA) após a deposição da urina (Figura 13). O rápido incremento nos fluxos de N_2O do solo após a deposição da urina ao solo foram observados em outros estudos (Hyde et al., 2005; Rochette et al., 2008). Nesse sentido, De Klein et al., (2003) sugerem avaliações de N_2O após deposição de excretas animais por um período mínimo de 120 DAA ou até que as emissões retornem a níveis basais, devido a lenta transformação do N adicionado do solo, muito variáveis em relação às condições de clima e solo (Clough et al., 1998; Selbie et al., 2014). No presente estudo, entretanto, as maiores emissões estiveram restritas à primeira semana após aplicação dos tratamentos na maioria dos anos avaliados, de forma que as avaliações foram encerradas antes dos 120 DAA, similar aos estudos conduzidos por van Groenigen et al. (2005) na Holanda e Lessa et al. (2014) no Brasil, cujas emissões significativas de N_2O ficaram restritas a um período máximo de 30 dias após a deposição das excretas.

Os fluxos de N_2O do solo quando da deposição da urina variaram de 2,63 a 40,17 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} no ano de 2009, de 2,49 a 54,77 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} em 2010, de 17 a 93 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} em 2013, de 0,72 a 26,73 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} em de 2015 e de -0,03 a 67,35 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} no ano de 2016 (Figura 13). O período em que esses fluxos foram observados (~7 DAA), onde os picos de emissão também foram atingidos, corresponderam também ao dos mais intensos eventos de precipitação observados em cada ano, que elevaram a PPA do solo a valores superiores a 70 % (Figuras 13 e 14).

A relação (N_2O_xPPA) foi observada nos diferentes anos, com exceção de 2016 (Tabela 11). Na análise de regressão linear simples verificou-se que o aumento de 1% na PPA do solo promoveu aumentos nos fluxos de $N-N_2O$ de 0,67 em 2009, de 0,82 em 2010, de 0,24 em 2013 e 0,17 g $N-N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} em 2015 (Figura 16). Os maiores fluxos de $N-N_2O$ do solo no presente estudo ocorreram com valores de PPA superiores a 70% (Figuras 13 e 14). Esse comportamento é amplamente reportado na literatura onde, com o aumento da PPA, sítios de anaerobiose se formam no solo e o processo de desnitrificação do N é favorecido (Wrage et al., 2005; Saggar et al., 2004), sendo esse considerado o processo de maior relevância na produção de N_2O do solo (Pimentel et al., 2015).

A literatura reporta uma relação exponencial entre a PPA do solo e as emissões de N_2O , onde, observa-se aumento das emissões de N_2O até uma PPA ~60%, decrescendo em PPA's superiores à ~70% (Dalal et al., 2003; Saggar et al., 2004; Luo et al., 2008). Entretanto, no presente estudo, essa relação não foi significativa, sendo observado um comportamento linear entre as emissões de $N-N_2O$ e PPA do solo na maioria dos anos avaliados (Figura 16). Outros estudos também apontam para a relação linear entre as emissões de N_2O e umidade do solo (Baggs et al., 2000; Giacomini et al., 2006).

O incremento nos fluxos de N_2O após a deposição da urina está em consonância com outros estudos e é atribuído ao aumento da disponibilidade de N no solo sob condições favoráveis de elevada PPA aos processos microbianos envolvidos nas transformações desse elemento no solo (Williams et al., 1998; Smith et al., 2003; Luo et al., 2008). Nesse sentido, importante ressaltar ainda, que tanto o processo de desnitrificação quanto o de nitrificação podem ocorrer de forma simultânea, e que a predominância de um ou outro depende não só

das condições de PPA como também dos teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo (Bateman & Baggs, 2005; De Klein et al., 2001).

Entretanto, no presente estudo, não é possível afirmar qual o processo de produção de N_2O no solo predomina no período após a deposição das excretas nos diferentes anos. Nos anos de 2009, 2013 e 2016 as condições de PPA e dos teores de NH_4^+ no solo sugerem o processo de nitrificação como predominante. A produção de N_2O via nitrificação pode ocorrer mesmo sob condições de restrição de oxigênio (PPA > 70%), desde que existam concentrações significativas de NH_4^+ no solo (Luo et al., 2008). Nessas condições, o processo denominado nitrificação desnitrificante pode estar sendo favorecido no solo, quando bactérias autotróficas oxidam a amônia (NH_3^+) a nitrito (NO_2^-) e este posteriormente é reduzido a óxido nitroso (Wrage et al., 2005; Koll et al., 2011). Em contrapartida, nos anos de 2010 e 2015 não é possível apontar o processo mais relevante pois não foram observadas relações entre os teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo e os fluxos de N_2O (Tabela 11).

Tabela 11. Relação entre os fluxos diários de N_2O e as variáveis correlacionadas do solo e clima (NH_4^+ , NO_3^- , PPA e T ar) nos cinco anos de avaliação.

N_2O /Variável	PPA	NH_4^+	NO_3^-	Temp. Ar
2009	0,31*	0,57*	0,39*	0,06ns
2010	0,58*	-0,08ns	-0,29ns	0,03ns
2013	0,22*	0,54*	0,08ns	-0,10ns
2015	0,26*	0,14ns	-0,28ns	-0,25ns
2016	0,12ns	0,47*	0,06ns	-0,10ns

*Coeficiente de correlação (r) com $p < 0,05$. NS Não significativo.

As relações entre os fluxos de N- N_2O com as condições da PPA, bem como a presença ou não de N-mineral (NH_4^+ e/ou NO_3^-) no solo evidenciam a importância desses dois fatores na produção e emissão de N_2O do solo e ressaltam, no presente estudo, como essas condições são variáveis e determinam os padrões de emissões diferenciadas ao longo dos anos.

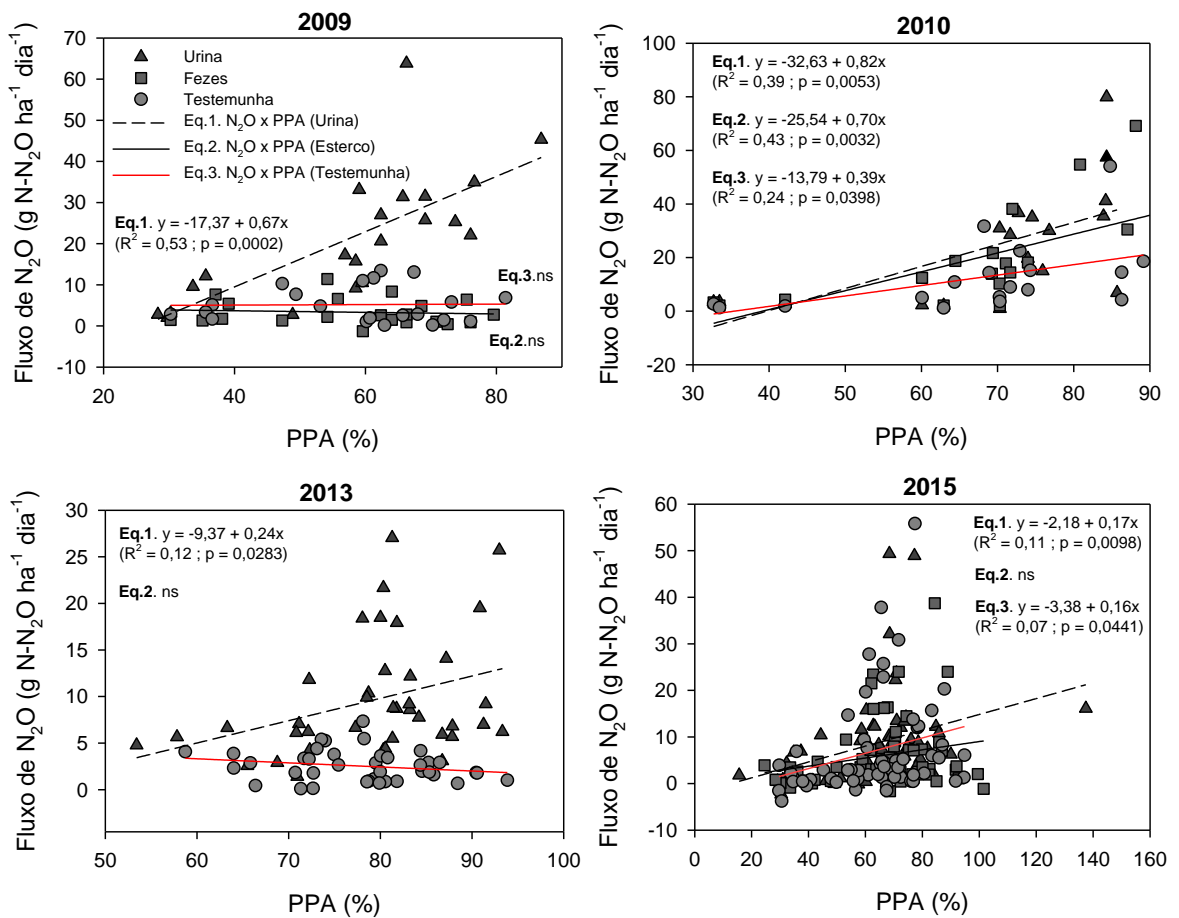


Figura 16. Relação entre os fluxos de óxido nitroso (N_2O) e a porosidade preenchida por água (PPA) nos anos de 2009, 2010, 2013 e 2015.

Numa análise conjunta das variáveis de solo e meteorológicas quanto ao seu papel no controle dos fluxos de N_2O através de regressões múltiplas pode se observar que o teor de NH_4^+ no solo foi fundamental na produção de N_2O do solo, a qual foi dependente também da PPA do solo nos anos estudados (Tabela 12). Como discutido anteriormente, isso pode ser um indicador de que o N_2O emitido nesta pastagem invernal seja oriundo dos processos de nitrificação e nitrificação-desnitrificante no solo.

Num comportamento contrário ao observado com a aplicação de urina, as aplicações de fezes não resultaram em maiores fluxos de $N-N_2O$ do solo nos diferentes anos (Figura 13). Os fluxos de N_2O para as fezes variaram de 8,2 a 18,0 $g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ em 2009, de 2,4 a 33,1 $g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ em 2010, de 0,51 a 21,9 $g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ em 2015 e de -0,51 a 1,9 $g\ N-N_2O\ ha^{-1}$

dia⁻¹ em 2016. Os baixos fluxos de N₂O do solo observados a partir da deposição de fezes de ovinos estão possivelmente associados à baixa disponibilidade do N presente nas fezes, de forma que a sua mineralização acaba por fornecer N (e outros nutrientes) a taxas mais baixas (Haynes e Williams, 1993). Isso pode ser constatado ao se observar a pequena variação nos teores de N-mineral no solo com aplicação de fezes nos diferentes anos, cujos valores ficaram muito próximos aos encontrados no tratamento controle. A disponibilidade de N no solo é fundamental para a ocorrência de fluxos de N₂O (Luo et al., 2008). Entretanto, esses fluxos podem variar de acordo com a forma predominante de N no solo, sobretudo em relação aos teores de NH₄⁺ e NO₃⁻, como discutido anteriormente.

Tabela 12. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente N₂O em função das variáveis edafoclimáticas (PPA, NH₄⁺, NO₃⁻ e T. ar) nos anos de 2009, 2010, 2013, 2015 e 2016.

Ano	Regressões Múltiplas	R ²
2009	$N-N_2O = -10,98 + 0,85 N-NH_4^+ + 0,62 N-NO_3^-$	0,36
2010	$N-N_2O = -25,62 + 0,68 PPA - 0,20 N-NH_4^+$	0,37
2013	$N-N_2O = 3,51 + 0,12 N-NH_4^+$	0,29
2015	$N-N_2O = 8,07 + 0,12 PPA - 0,50 T. ar$	0,12
2016	$N-N_2O = -5,91 + 0,85 N-NH_4^+$	0,22

5.4.4. Emissões acumuladas de N₂O do solo

As emissões acumuladas de N-N₂O do solo foram diferentes entre os anos avaliados e foram influenciadas pela aplicação das diferentes excretas (Tabela 10). Em geral, a deposição de urina resultou em maiores emissões acumuladas de N-N₂O do solo, mas apenas no 2009 diferiram significativamente dos demais tratamentos (Tabela 13). Nesse ano, foram observadas as maiores intensidades de NH₄⁺ (30,37 kg N-NH₄⁺ dia ha⁻¹) e de NO₃⁻ (16,50 kg N-NO₃⁻ dia ha⁻¹) quando da deposição de urina, o qual se trata de um índice que representa os teores médios ponderados desses elementos no período amostral após a deposição das excretas. Isso, aliado à uma PPA média de ~60% e T. ar média de 19° C apresentou um cenário favorável à produção de N₂O do solo. Além disso, em 2009 a urina apresentou um maior teor de N, o que possivelmente

contribuiu para as maiores emissões de N devido a maior dose equivalente de N aplicada (238,7 kg N ha⁻¹) em relação aos demais anos (Tabela 9).

Em geral as emissões acumuladas de N₂O a partir da aplicação das fezes foram baixas, não diferindo do tratamento controle em nenhum dos anos avaliados (p>0,05) (Tabela 13). No presente estudo, as emissões acumuladas de N₂O do solo quando da deposição das fezes de ovinos variaram de 0,03 a 0,37 kg N-N₂O ha⁻¹ entre as diferentes os anos avaliados (Tabela 13). Como discutido anteriormente, isso decorre da lenta mineralização do N-orgânico presente nas fezes, que pode levar semanas a meses, resultando em uma liberação gradual do NH₄⁺ e NO₃⁻ que são absorvidos pela pastagem em maior proporção do que o N da urina (Hoekstra et al., 2011). Esse comportamento é reforçado quando analisados as emissões acumuladas de N-N₂O na média dos 5 anos avaliados, onde a aplicação de urina resultou em emissões significativamente superiores às oriundas da deposição de fezes de ovinos (Tabela 13).

Tabela 13. Emissão acumulada de óxido nitroso (N₂O) do solo e fator de emissão de N₂O da urina e fezes ovinas em diferentes anos (2009, 2010, 2013, 2015 e 2016). Letras minúsculas comparam os tipos de excreta na linha, e letras maiúsculas comparam os anos dentro de cada tipo de excreta na coluna, segundo o teste de Tukey (p < 0,05)

Ano	Testemunha	Urina	Fezes
Emissão acumulada de N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
2009	0,16 Ab	0,70 Aa	0,16 ABb
2010	0,18 Aa	0,48 ABa	0,37 Aa
2013	0,08 Aa	0,27 B. .	nd.
2015	0,10 Aa	0,36 Ba	0,24 ABa
2016	0,05 Aa	0,18 Ba	0,03 Ba
Média	0,11 b	0,40 a	0,19 b
Fator de emissão (% do N aplicado)			
2009	-	0,23 a	0,02 a
2010	-	0,27 a	0,28 a
2013	-	0,10 ..	.nd
2015	-	0,32 a	0,28 a
2016	-	0,18 a	0,04 a
Média	-	0,22 a	0,15 a

nd – não determinado

5.4.5. Fatores de emissão para excretas de ovinos

Os FE N-N₂O não foram influenciados pelo tipo de excreta aplicados bem como não diferiram entre os anos de avaliação (Tabelas 10 e 13). Na média dos 5 anos, o FE N-N₂O foi de 0,22% para a urina e de 0,15% para as fezes de ovinos. Portanto, a maior emissão de N₂O quando da deposição de urina se deve à maior dose de N aplicado do que pelas fezes. Quando calculado o FE N-N₂O, o qual representa a emissão de N-N₂O em relação ao N aplicado (% N aplicado) os valores de FE N-N₂O para as diferentes excretas não foram significativamente diferentes (Tabela 13).

Esse resultado vai contra ao que tem sido observado em estudos similares no Brasil, segundo os quais o FE N-N₂O da urina é maior do que o das fezes. Schirmann (2016) e Sordi et al. (2014) em estudos com aplicação de excretas bovinas em pastagens do Sul do Brasil, os quais determinaram valores de 0,74% para urina e 0,08% para fezes (Schirmann 2016) e de 0,26% para urina e 0,15% para fezes (Sordi et al. (2014). As diferenças entre os FE de urina e fezes vem sendo atribuídas por diversos autores, às características do material adicionado (urina e fezes), como resultado da dieta alimentar fornecida aos animais (Luo et al., 2009; van Groenigen et al., 2005).

Apesar da ausência de diferença estatística, nota-se a tendência de valores maiores para o FE N-N₂O da urina do que das fezes em todos os anos em que ambas excretas foram avaliadas. Os fatores de emissão encontrados para a urina variaram de 0,10 a 0,32% entre os anos contra uma variação de 0,02 a 0,28% para as fezes (Tabela 13). Os nossos resultados indicam que o FE N-N₂O de 1% preconizado pelo IPCC em seu “Tier 1” para excretas de ovinos é aproximadamente 5 vezes maior do que os FE N-N₂O da urina e de fezes de ovinos determinados no subtropical brasileiro. Isso evidencia a importância de se expandir os estudos dessa natureza, levando-se em consideração condições edafoclimáticas distintas com repetitividade ao longo do tempo, para que se tenha informação suficiente para determinar um valor padrão que represente a realidade encontrada em cada região.

5.5. Conclusões

Os maiores fluxos de N-N₂O do solo ocorreram quando da deposição de urina em relação às fezes de ovinos sendo relacionadas às maiores doses equivalentes de N aplicadas. As condições da porosidade preenchida por água no solo foram determinantes para as maiores emissões de N₂O observadas nos diferentes anos, bem como o teor de amônio no solo. Os FE N-N₂O da urina (0,22% do N aplicado) e das fezes (0,15% do N aplicado) foram similares quanto a sua magnitude, mas aproximadamente 5 vezes inferiores ao valor de 1% preconizado pelo IPCC em seu “Tier 1”.

6. CAPÍTULO VI – META-ANÁLISE DOS FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DE EXCRETAS ANIMAIS EM SISTEMAS PASTORIS NO MUNDO

6.1. Resumo

As emissões de N_2O a partir da deposição de excretas animais em pastagens tem sido apontada com um dos principais problemas ambientais associadas à produção pecuária no mundo. O “Tier 1” do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) sugere que 2% e 1% do nitrogênio adicionado via excretas de bovinos e ovinos, respectivamente, são emitidos na forma de N_2O para a atmosfera. Esses valores, entretanto, carregam grande incerteza envolvendo particularidades edafoclimáticas dos mais diversos ambientes pastoris no mundo. Para entender o real cenário dos valores dos FE $N-N_2O$ determinados em diferentes regiões brasileiras em relação às demais regiões do mundo, bem como a representatividade dos valores preconizados pelo IPCC em seu “Tier 1”, foi realizada uma meta-análise, na qual foram compilados 447 valores de FE $N-N_2O$ de excretas bovinas e ovinas depositadas a campo, reportados em 73 publicações científicas em nível mundial. A análise levou em consideração apenas os valores de FE’s de estudos realizados a campo. Na média global de todas as observações, independente da categoria animal, o valor de FE $N-N_2O$ da urina foi significativamente superior ao de fezes (0,78% vs. 0,19%). Dentre as categorias animais analisadas as médias dos FE $N-N_2O$ decresceram na seguinte ordem: urina de bovinos (0,84%) > urina de ovinos (0,49%) > fezes de bovinos (0,22%) > fezes de ovinos (0,08%). Maiores valores de FE $N-N_2O$ das excretas ocorreram em solos mal drenados e em locais com precipitação média anual elevada, indicando que a condição de umidade do solo é um fator que influencia sensivelmente os FE $N-N_2O$ das excretas. O efeito sazonal sobre as médias dos FE $N-N_2O$ também foi observado, sugerindo as condições climáticas como determinante para as emissões de N_2O do solo.

Nossos resultados mostram que, dentre as excretas animais, a urina é a principal fonte emissora de N_2O em ambientes pastoris. Além disso, a média global de FE N- N_2O aponta a necessidade de revisão dos valores de FE preconizados pelo IPCC, bem como a desagregação do FE de urina e fezes na realização de inventários nacionais baseados no “Tier 1” do IPCC.

6.2. Introdução

Ambientes com pastagens ocupam cerca de 70% da superfície terrestre do mundo (Holechek et al., 2004) e 25% da área total do Brasil. Nesses ambientes, a emissão de óxido nitroso (N_2O) das excretas animais tem sido apontado como um dos principais problemas ambientais associados ao sistema de produção pecuária (Kool et al., 2006). Esse gás apresenta grande relevância no cenário das emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) por apresentar potencial de aquecimento 298 vezes superior ao CO_2 (Wrage et al., 2001) além de aproximadamente 59% da emissão total ser originada de atividades antropogênicas (Alexander et al., 2013).

Em ambientes pastoris as emissões de N_2O decorrem principalmente da deposição de urina e fezes sobre o solo. Devido à baixa eficiência na utilização do nitrogênio ingerido através da biomassa da pastagem pelos ruminantes, cerca de 70 a 95% do N ingerido retorna ao solo via excreções, sobretudo via urina (Oenema et al., 2005). Segundo Selbie et al. (2015), significativas perdas de N_2O são observadas após a deposição de excretas em pastagens e estão associadas aos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação do nitrogênio.

Em revisão realizada por Selbie et al. (2015), o fator de emissão de N_2O (FE N- N_2O), que representa a fração do N aplicado via excretas que é emitido na forma N_2O , é da ordem de 1,7%. Esse valor é muito próximo ao proposto pelo IPCC (2006) de 2% do N depositado por excretas bovinas, para a utilização em inventários segundo a abordagem “Tier 1” do IPCC. Entretanto esse valor tem sido questionado devido à tamanha variação (0,3-13,3%) nos valores de FE N- N_2O observados em diversos estudos (van der Weerden et al., 2011; Kool et al., 2006). Em estudos desenvolvidos no Brasil, os valores de FE N- N_2O determinados para excretas de bovinos são muito inferiores ao valor

sugerido pelo IPCC, variando de 0,2 a 1,2% (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Por se tratar de um processo biológico, a produção de N_2O no solo pode ser fortemente influenciada pelo tipo de solo (Clough et al., 1998) e condições climáticas (Krol et al., 2016), sendo pouco provável a adequação de um FE N- N_2O único para os sistemas pastoris existentes em diferentes regiões do mundo, sendo recomendada a determinação de FE N- N_2O em nível regional visando garantir a representatividade das condições edafoclimáticas e características específicas do sistema de produção.

Visando avaliar a faixa que se encontra os FE N- N_2O de excretas bovinas e ovinas em nível mundial, se os valores determinados nas diferentes regiões brasileiras são compatíveis com essas faixas obtidas em nível mundial, e se estas dão suporte aos valores de FE N- N_2O de 2% e 1% para excretas de bovinos e de ovinos, respectivamente, preconizados pelo IPCC (Tier 1), realizou-se uma meta-análise dos FE N- N_2O em 73 publicações científicas em nível mundial. A nossa hipótese inicial é que os valores médios de FE N- N_2O de urina e fezes bovinas e ovinas obtidos em estudos no Brasil são compatíveis com os valores determinados em nível mundial, os quais, por sua vez, são sensivelmente inferiores aos valores preconizados pelo IPCC em seu "Tier 1". Adicionalmente, os maiores valores de FE N- N_2O da urina do que para as fezes, decorrente da predominância de fontes minerais e orgânicas de N, respectivamente, determina a necessidade de desagregação do FE N- N_2O das distintas excretas quando da utilização para inventários nacionais das emissões.

6.3. Material e Métodos

6.3.1. Coleta de dados

A compilação da base de dados teve como foco fatores de emissão de N_2O a partir da deposição de excretas (urina e/ou fezes) de bovinos e de ovinos em sistemas pastoris, ou seja, a proporção de N depositado que é emitido na forma de N- N_2O (em % do N aplicado). Os dados foram obtidos de 73 artigos científicos acessando as seguintes bases de dados: Google Scholar, Web of Science, Wiley, Science Direct, Scopus e SpringerLink. A busca das publicações foi realizada utilizando as seguintes palavras-chave em inglês: Urine, Dung,

Nitrous Oxide, N₂O, Emission Factor, EF₃, abrangendo os artigos publicados até 30 de Setembro de 2017. Os critérios de exclusão de publicações utilizados foram (i) estudos conduzidos em laboratório (incubações) ou em casa de vegetação, (ii) estudos em que dejetos animais são aplicados como fertilizante, e (iii) revisões de literatura.

A informação chave extraída das publicações foi o valor de fator de emissão de N₂O (FE N-N₂O, % N aplicado) para urina e/ou fezes de bovinos e ovinos. Quando o estudo não apresentava o FE N-N₂O calculado, mas os dados disponíveis permitiam, este foi calculado utilizando a equação proposta por De Klein et al. (2003) (Eq. 7):

$$FE\ N-N_2O = \frac{(N_2O_{(urina\ ou\ fezes)}) - (N_2O_{(testemunha)})}{N\ aplicado\ (urina\ ou\ fezes)} \times 100 \quad (Eq. 7)$$

onde, FE N-N₂O é o fator de emissão, expresso em % do N aplicado pela urina ou fezes emitido como N₂O), N₂O_{urina ou fezes} é emissão acumulada de N₂O (kg N ha⁻¹) do solo após aplicação da urina ou fezes, N₂O_{testemunha} é a emissão acumulada de N₂O do tratamento testemunha (kg N ha⁻¹) sem aplicação de excreta, e N_{aplicado} é a quantidade de N aplicado (kg N ha⁻¹) ao solo via urina ou fezes. O período de avaliação das emissões de N₂O (duração dos experimentos) após a aplicação das excretas variou de 14 a 708 dias.

Visando relacionar os FE N-N₂O com variáveis de solo, clima e características específicas dos experimentos conduzidos, extraiu-se sempre que disponíveis nas publicações as seguintes informações: textura e drenagem do solo, precipitação e temperatura média anual, quantidade de N aplicado via excreta (kg N ha⁻¹), época de aplicação das excretas, e duração dos experimentos.

6.3.2. Análise dos dados

Os valores de FE foram obtidos de experimentos realizados em diversos ambientes pastoris no mundo e com isso foram obtidos através de uma variedade de metodologias e condições edafoclimáticas específicas de cada região. Essa variabilidade reflete em delineamentos e números de repetições diferentes entre os estudos. De toda forma, para as análises realizadas no

presente estudo, foram utilizados os valores médios de FE de N₂O de cada estudo que, quando não estavam presentes, foram calculados (média do tratamento com excreta – média do tratamento testemunha / N aplicado).

Os dados obtidos foram agrupados nas seguintes categorias para análise: (i) tipo de excreta (urina de bovinos, fezes de bovinos, urina de ovinos, fezes de ovinos e urina sintética), (ii) N aplicado via excreta (doses de N equivalentes a <400, 400-1000 e >1000 kg ha⁻¹) (iii) época de aplicação (primavera, verão, outono e inverno), (iv) textura do solo (argilosa e arenosa), (v) drenagem do solo (bem e mal drenado), (vi) duração do monitoramento de N₂O após a aplicação das excretas (<30, 30-90, 90-180 e >180 dias), (vii) precipitação média anual (<600, 600-1200 e >1200 mm), e (viii) temperatura média anual (<10, 10-15, 15-20 e >20°C). A partir do agrupamento dos dados foram calculados a média e desvio padrão dos valores de FE N-N₂O. A comparação das médias de FE N-N₂O de dois níveis ou categorias no âmbito dos diferentes fatores de influência foi realizada através do teste T para amostras independentes (“independent-samples *t*-test”) com os seus respectivos tamanhos amostrais e considerando o nível de significância de 0.05 (P < 0,05). As comparações de médias para 3 ou mais níveis ou categorias dos fatores de influência foram realizadas através de análise de variância de um fator (“One-way ANOVA”) seguido do teste (“Post Hoc”) de comparação múltipla Hochberg’s GT2 devido às diferenças dos tamanhos das amostras. Todas as análises foram realizadas com o pacote estatístico SPSS versão 16 (SPSS, Inc.).

6.4. Resultados e Discussão

6.4.1. Cenário das publicações sobre FE N-N₂O

Informações das publicações sobre os FE N-N₂O a partir de excretas animais em sistemas pastoris compilados no presente estudo estão apresentados na tabela 14 e figura 17. Ao total, foram compilados resultados de 73 publicações científicas sobre FE N-N₂O de excretas animais em estudos realizados à campo. Cerca de 70% das publicações foram publicadas entre 2012 e 2017 (Tabela 14), sendo esse aumento do número de publicações nos últimos anos decorrente da necessidade de melhor compreender e determinar os FE N-

N₂O nas diferentes regiões pastoris ocorrentes no mundo, visando utilizar valores de FE N-N₂O representativos das condições edafoclimáticas locais na elaboração de inventários regionais ou nacionais da emissão de N₂O.

Tabela 14. Resumo das publicações utilizados na meta-análise dos fatores de emissão (FE) de N₂O de excretas animais em sistemas pastoris do mundo.

Referência	Ano de publicação	Localização	Hemisfério
Marsden et al.	2017	País de Gales	Norte
Cardenas et al.	2016	Inglaterra	Norte
Krol et al.	2016	Irlanda	Norte
Hoogendoorn et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Nichols et al.	2016	Estados Unidos	Norte
Krol et al.	2015	Irlanda	Norte
Bell et al.	2015	Escócia	Norte
Barneze et al.	2015	Inglaterra	Norte
Cai et al.	2014	China	Norte
Sordi et al.	2014	Brasil	Sul
Lessa et al.	2014	Brasil	Sul
Luo et al.	2013	Nova Zelândia	Sul
Zaman et al.	2013	Nova Zelândia	Sul
Tremorin et al.	2012	Canadá	Norte
Hoefl et al.	2012	Alemanha	Norte
van der Weerden et al.	2011	Nova Zelândia	Sul
Virkajarvi et al.	2010	Finlândia	Norte
Zaman et al.	2010	Nova Zelândia	Sul
Galbally et al.	2010	Austrália	Sul
Lin et al.	2009	China	Norte
Saggar et al.	2007	Nova Zelândia	Sul
Treweek et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Mori e Hojito	2015	Japão	Norte
Ball et al.	2012	Nova Zelândia	Sul
Wachendorf et al.	2008	Alemanha	Norte
Bol et al.	2004	Dinamarca	Norte
Snell et al.	2014	Estados Unidos	Norte
Qiu et al.	2010	Nova Zelândia	Sul
Li et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Tomazi et al.	2015	Brasil	Sul
Luo et al.	2015	Nova Zelândia	Sul
de Klein et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Rochette et al.	2014	Canadá	Norte
Hyde et al.	2016	Irlanda	Norte
Ma et al.	2010	China	Norte

(Continuação...)

Zaman et al.	2009	Nova Zelândia	Sul
Selbie et al.	2014	Irlanda	Norte
Cameron et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Ledgard et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Baral et al.	2014	Dinamarca	Norte
Luo et al.	2015	Nova Zelândia	Sul
Thomas et al.	2008	Nova Zelândia	Sul
Li et al.	2005	Nova Zelândia	Sul
Mazzeto et al.	2014	Brasil	Sul
Barneze et al.	2014	Brasil	Sul
Pelster et al.	2016	Quênia	Sul
van der Weerden et al.	2012	Nova Zelândia	Sul
Cardoso et al.	2016	Brasil	Sul
Ward et al.	2016	Austrália	Sul
Di et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Kim et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Buckthought et al.	2015	Nova Zelândia	Sul
Treweek et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Luo et al.	2013	Nova Zelândia	Sul
Byrnes et al.	2017	Colômbia	Norte
Marsden et al.	2016	País de Gales	Norte
Tully et al.	2017	Quênia	Norte
Luo et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
Carlson et al.	2016	Nova Zelândia	Sul
van der Weerden et al.	2017	Nova Zelândia	Sul
Hoogendoorn et al.	2017	Nova Zelândia	Sul
Khan et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Yamulki et al.	1998	Inglaterra	Norte
Flessa et al.	1996	Alemanha	Norte
Clought et al.	1996	Nova Zelândia	Sul
Clought et al.	1998	Nova Zelândia	Sul
Allen et al.	1996	Inglaterra	Norte
Williamson e Jarvis	1997	Inglaterra	Norte
Koops et al.	1997	Holanda	Norte
de Klein et al.	2003	Nova Zelândia	Sul
de Klein et al.	2014	Nova Zelândia	Sul
Hoogendoorn et al.	2008	Nova Zelândia	Sul
Thomas et al.	2017	Canadá	Norte

A partir da publicação de Mosier et al. (1998), o IPCC (2006) propõe a abordagem “Tier 1” sugerindo um FE N-N₂O *default* de 2% para o N depositado por excretas animais (ou N de resíduos de plantas), visando a utilização desse

FE N-N₂O para a elaboração de inventários de emissões em países que não possuam um FE N-N₂O determinado localmente. Esse valor, foi gerado a partir de estudos ($n = 15$) realizados entre 1983 e 1996, em países localizados predominantemente (87%) no hemisfério norte. Esse valor, quando aplicado em regiões com condições diferentes das ocorrentes nas regiões em que foram realizados os estudos abrangidos na síntese referida (Mosier et al., 1998), carrega grande grau de incerteza quanto a sua adequação na estimativa das emissões de N₂O em regiões distintas quanto as suas condições edafoclimáticas.

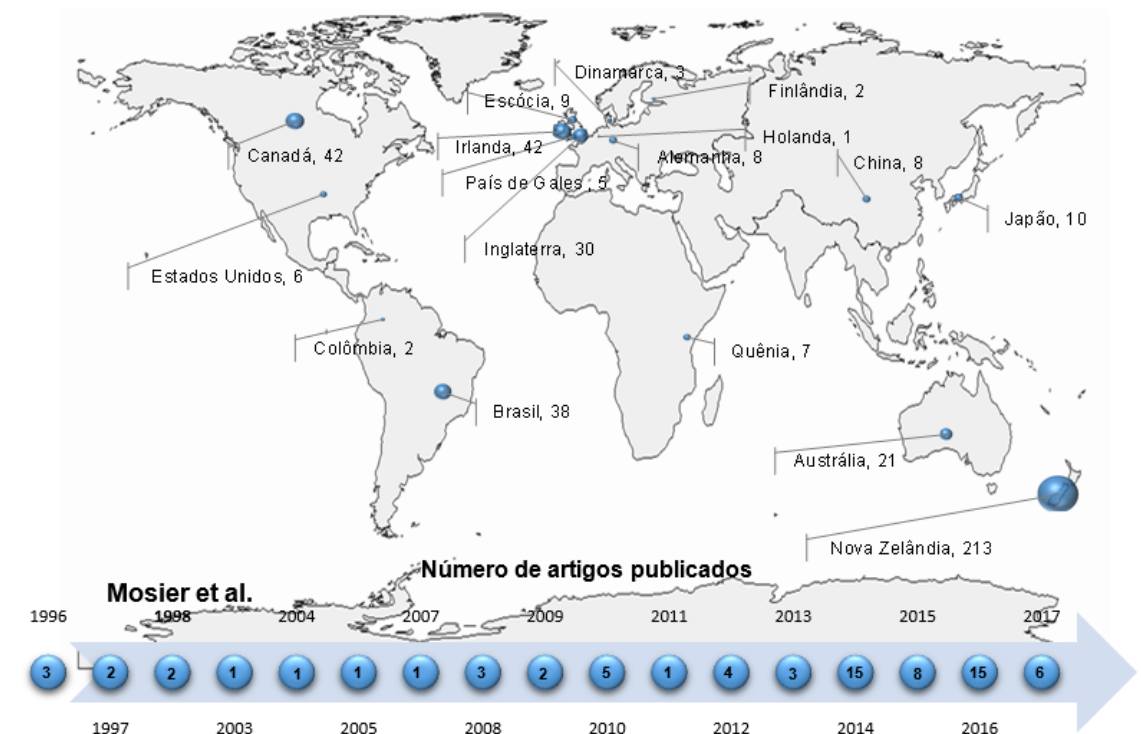


Figura 17. Distribuição geográfica dos estudos compilados com o número de dados de fator de emissão (FE) de N₂O de excretas animais em sistemas pastoris.

Após o levantamento de Mosier et al. (1998), intensificou-se a pesquisa para determinação do FE N-N₂O de excretas animais em diferentes regiões pastoris do mundo (Figura 17). Atualmente (2017), os resultados de FE N-N₂O reportados em publicações científicas apresentam uma melhor distribuição em relação aos hemisférios Norte e Sul, nos quais concentram-se 41 e 59% das publicações, respectivamente (Tabela 14). Na análise dos FE N-

N₂O não verifica-se uma clara diferença entre os FE N-N₂O determinados nos hemisférios Sul (0,65%) e Norte (0,55%) (Figura 18).

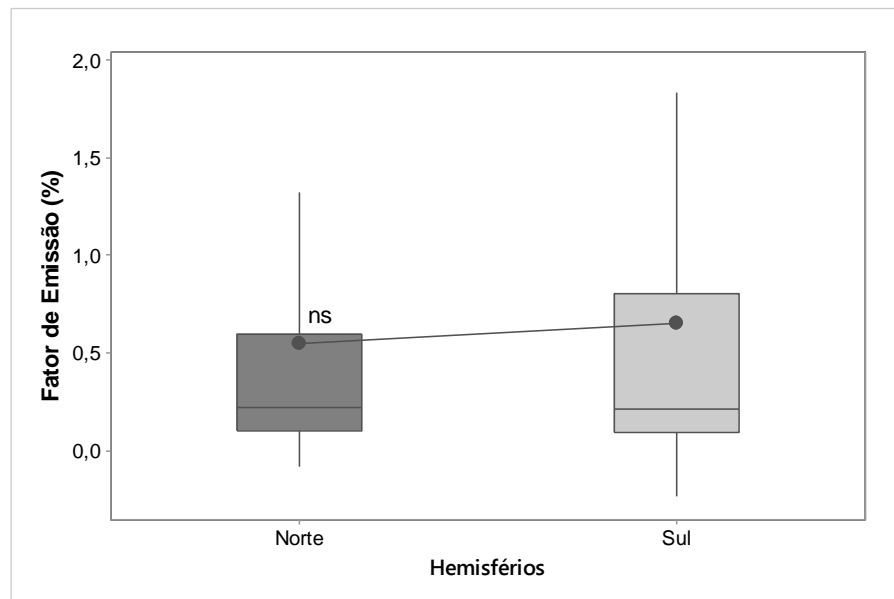


Figura 18. Fator de emissão (FE) médio de N-N₂O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris dos diferentes hemisférios (Norte e Sul) ($n=447$). Ns= diferença não significativa ($P > 0,05$).

A Nova Zelândia destaca-se com 47% ($n = 34$) das publicações e com aproximadamente 50% ($n = 213$) dos FE N-N₂O determinados em nível mundial até 2017 (Figura 17). Devido à grande representatividade dos estudos conduzidos na Nova Zelândia, compilados na presente meta-análise, foram analisados as médias de FE N-N₂O obtidas nesses estudos afim de compará-los com as médias dos demais estudos desenvolvidos em outros países do mundo. Observou-se que a média de FE N-N₂O (0,73%, $n= 203$) obtida para a Nova Zelândia não diferem da média de FE (0,51, $n=234$) para o resto do mundo (Figura 19). Dada a importância da pecuária, que é base da economia desse país, foram realizados massivos estudos sobre essa temática, abordando diversos fatores locais que influenciam as emissões de N₂O a partir da deposição de excretas de animais em pastejo. Com isso, a Nova Zelândia obteve um valor de FE N-N₂O específico do país de 1% do N aplicado (de Klein et al., 2003) pelas excretas de bovinos em pastejo, inferior ao preconizado pelo IPCC, o qual pode ser utilizado na elaboração dos seus inventários no âmbito do Tier 2

recomendado para países que dispõem de FE N-N₂O determinados regionalmente.

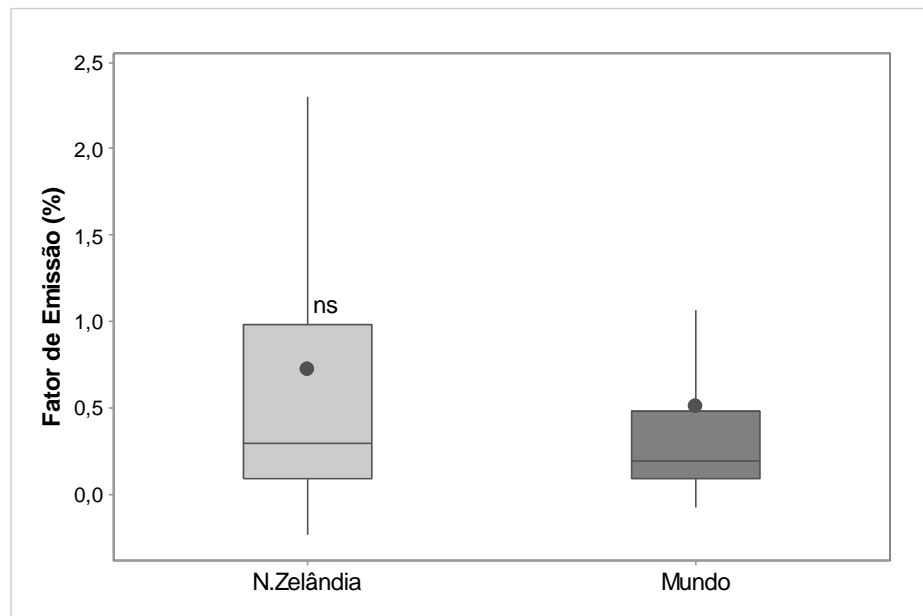


Figura 19. Fator de emissão (FE) médio de N-N₂O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris da Nova Zelândia (n=203) e resto do Mundo (n=234). Ns= diferença não significativa (P > 0,05).

A maioria dos dados de FE N-N₂O foram determinados em estudos conduzidos em solos com textura arenosa (arenosa n = 294 vs. Argilosa, n = 146) e com boa drenagem (bem drenado n = 292 vs. Mal drenado, n = 151). Os solos avaliados apresentaram teores de C orgânico e N total que variaram de 0,15 a 45% e de 0,01 a 2,1%, respectivamente. Os estudos obtidos nessa análise abrangeram diversas zonas climáticas (Am, Aw, BSk, Cfa, Cfb, Dfa, Dfb, Dfc, Dwc e ET, segundo classificação de Koeppen), mas em sua grande maioria foram conduzidos em regiões com clima tipo Cfb (n = 354), com temperatura e precipitação médias anuais variando de 7,5-19,6 °C e 604-2000 mm, respectivamente. O período de monitoramento das emissões de N-N₂O após a aplicação das excretas variou de 14 a 708 dias, com uma duração média de 170 dias.

6.4.2. Fatores de emissão de N-N₂O de excretas animais

Os valores de FE diferiram significativamente entre os tipos de excreta, urina e fezes, na média global dos dados ($P < 0,05$). O fator de emissão na média de todos os dados compilados para a urina, independente da categoria animal, foi de 0,78% ($n = 317$) (Figura 20^a). Esse valor foi aproximadamente 310% superior ao FE para fezes animal (0,19%, $n = 130$). Esse resultado reforça o que vem sendo apontado em diversos estudos, onde a urina é considerada a principal fonte de perda de N_2O para a atmosfera em ambientes pastoris, o que indica o uso distinto de valor de FE para cada tipo de excreta (van der Weerden et al., 2011; Dijkstra et al., 2013; Hoefft et al., 2012; Krol et al., 2016).

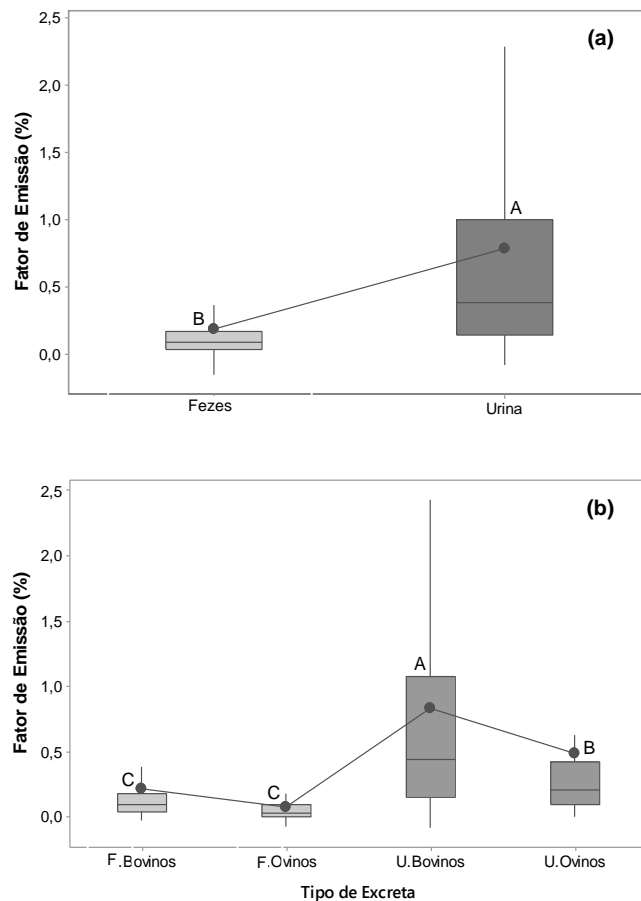


Figura 20. Fator de emissão (FE) médio de N-N₂O para urina e fezes depositadas em sistemas pastoris no mundo ($n=447$) (a) e FE N-N₂O para urina e fezes de bovinos e ovinos separadamente (b). Letras maiúsculas representam diferenças significativas nas médias de FE N-N₂O para as diferentes excretas a $P < 0,05$.

Ao avaliar os dados categorizados pelos tipos de excretas das diferentes categorias animal, observa-se que tanto para as excretas de ovinos como de bovinos, as médias de FE N-N₂O da urina e de fezes diferiram entre si, sendo que a deposição de urina resultou em maior FE N-N₂O (Figura 20b).

Não foi observado efeito de diferentes doses equivalentes de N aplicado nos valores das médias de FE N-N₂O das excretas animais (Tabela 15). À uma mesma dose equivalente de N aplicado (700 kg N há⁻¹), observa-se que, independente da categoria animal, a maioria dos dados de FE N-N₂O da urina, foram superiores a 1%, enquanto os FE N-N₂O das fezes estiveram bem abaixo desse valor (Figura 21).

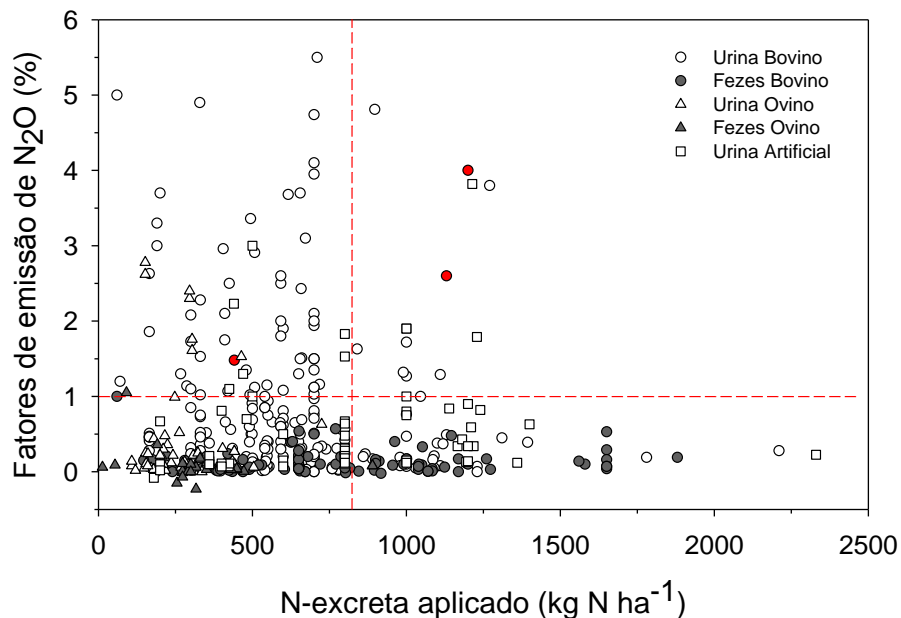


Figura 21. Relação entre a taxa de N aplicado via excretas animais e seus respectivos fatores de emissão (FE) de N₂O (%). As linhas tracejadas representam o valor de FE de 1% obtidos à taxa de N aplicada de 700 kg N há⁻¹. Os símbolos vermelhos representam FE > 1% a partir da aplicação de fezes.

O maior FE N-N₂O para a urina do que para as fezes possivelmente esteja relacionado com a forma do N presente nessas excretas. O N presente nas fezes se apresenta na forma orgânica, e necessita ser mineralizado pela microbiota do solo, o que pode levar meses para ocorrer, resultando em menor disponibilidade de NH₄⁺ e NO₃⁻ como substrato para os processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Por sua vez, na urina o N encontra-se

principalmente na forma de ureia, que se torna prontamente disponível aos microrganismos logo após sua deposição no solo (van der Weerden et al., 2011; Hoekstra et al., 2011), resultando na produção de N₂O mais elevada do que observado para as fezes.

Nossos resultados dão um indicativo do tempo necessário para se observar expressivo incremento nas emissões de N₂O provenientes das fezes. Ao analisar o efeito do período de monitoramento das emissões de N₂O, observou-se que nos estudos com menos de 30 dias de duração, não existiram diferença nos FE's da excretas e foram observadas apenas em estudos com mais de 30 dias de duração (Tabela 15). O IPCC não determina o período experimental para esse tipo de estudo, porém de Klein et al. (2003) sugerem avaliações de GEE pós aplicação de excretas animais por um período mínimo de 120 DAA ou até que as emissões retornem a níveis basais, devido a lenta transformação do N adicionado do solo, sobretudo após deposição de fezes, que po dem ser lentos e muito variáveis.

Entre as categorias animal (bovinos x ovinos) os maiores FE N-N₂O foram observados para as excretas de bovinos (Figura 20b): Urina de bovinos (0,84%, n = 269) > Urina de ovinos (0,49%, n = 48) > Fezes de bovinos (0,22%, n = 104) = Fezes de Ovinos (0,08%, n = 26). Para urina de bovinos o FE N-N₂O médio obtido foi aproximadamente 70% superior ao FE N-N₂O para urina de ovinos (Figura 20b). Apesar da dose equivalente média de N aplicado via urina de bovinos ser aproximadamente 130% superior à da urina de ovinos (657 vs. 284 kg N há⁻¹), quando analisado proporcionalmente aos FE N-N₂O obtidos para cada fonte, não parece ser a taxa de N aplicado a razão dos valores superiores para a excreta bovina. Uma possível explicação pode ter haver com a dinâmica de infiltração do N-urina no solo onde, a qual pode promover interação com a microbiota, resultando em maiores emissões de N₂O.

Nesse contexto, o IPCC já considera essa diferença entre as categorias animais, estabelecendo como valor default 2% para excretas de grandes ruminantes (ex. Bovinos) e de 1% para excretas de pequenos ruminantes (ex. Ovinos). Entretanto, os resultados obtidos nessa meta-análise apontam uma superestimação desses valores, na ordem de 138% para urina de bovinos e de 104% para urina de ovinos. Além disso, como discutido acima, os índices propostos pelo IPCC não distinguem os tipos de excretas e com isso,

Além do tipo de excreta e categoria animal, avaliou-se o possível impacto da drenagem e textura do solo sobre os FE N-N₂O (Tabela 15). Dentre as classes de drenagem do solo (mal drenado x bem drenado), os maiores valores de FE N-N₂O da urina foram obtidos para os solos mal drenados (1,14% vs. 0,60%) (Tabela 15). Em solos imperfeitamente drenados, a ocorrência com períodos de excesso hídrico em períodos de intensa precipitação é mais provável do que em solos bem drenados, o que determina maior produção de N₂O pela predominância do processo de desnitrificação o qual é mais eficiente na produção de N₂O do que a nitrificação (De Klein et al., 2001; Wrage et al., 2005). Entretanto, o efeito da drenagem do solo na emissão de N₂O é controverso, havendo estudos onde os maiores FE N-N₂O ocorrem em solos mal drenados (Krol et al., 2016) e ou em solos bem drenados (Klein et al., 2003). Na presente meta-análise, não foi observado o efeito da drenagem do solo no FE N-N₂O quando da deposição de fezes ao solo (Tabela 15). Em relação a textura do solo, não verificou-se diferença nos FE N-N₂O para urina e fezes (Tabela 15).

As condições climáticas também podem afetar o FE N-N₂O em sistemas agropastoris em diferentes regiões do mundo, com destaque para a temperatura e precipitação (Krol et al., 2016). Essas, são informações essenciais para o estudo da dinâmica do N adicionado via excretas por serem fatores que influenciam diretamente a atividade microbiana responsáveis pela produção de N₂O do solo. Entretanto, dados de temperatura do ar e precipitação no decorrer do período de monitoramento das emissões de N₂O do solo são informados em menos da metade das publicações acessadas (Tabela 15).

Em contrapartida, informações sobre a época de aplicação dos tratamentos (estações do ano) estiveram presente na grande maioria dos estudos. Nesse sentido, a sazonalidade das emissões de N₂O e, conseqüentemente, a sua influência nos FE N-N₂O, servem como um indicativo da atuação conjunta das condições climáticas sobre as emissões de N₂O do solo (Tabela 16). Esse efeito sazonal, da época de deposição das excretas, já foi observado em estudos desenvolvidos sob diversas zonas climáticas do mundo (Rochette et al., 2014 – Canadá; Sordi et al., 2014 – Brasil; Krol et al., 2016 – Irlanda).

Tabela 16. Variação sazonal nos fatores de emissão de N₂O (FE N-N₂O) das diferentes excretas animais. Letras maiúsculas diferentes em cada linha representam diferenças significativas nas médias de FE N-N₂O para as diferentes excretas a P < 0,05. Letras minúsculas diferentes em cada coluna representam diferenças significativas nas médias de FE N-N₂O entre as estações (Primavera, Verão, Outono e Inverno) a P < 0,05.

Estações	Urina			Fezes		
	n	Média	desv. p.	n	Média	desv. p.
Primavera	75	0,54 A b	0,70	38	0,14 B	0,08
Verão	52	0,62 Aab	0,76	29	0,19 B	0,27
Outono	125	1,01 Aa	1,24	51	0,25 B	0,25
Inverno	61	0,72 Aab	0,91	12	0,06 B	0,07
Média	313	0,78 A	1,01	130	0,19 B	0,46

Em cada estação do ano foram observadas diferenças entre as médias de FE N-N₂O para urina e fezes (P<0,05), sendo os maiores valores observados após deposição de urina em todas estações (P<0,05) (Tabela 16). O mesmo foi observado quando considerou-se a média de todas as estações (0,78%-urina vs. 0,19%-fezes) (Tabela 15). Como discutido anteriormente, isso se deve à diferença na forma que o N é adicionado na urina e nas fezes.

As médias de FE N-N₂O para urina foram mais elevadas no Outono (1,01% do N aplicado), intermediárias no Inverno (0,72 % N aplicado) e Verão (0,62% N aplicado), e inferior na Primavera (0,54 % N aplicado) (Tabela 16). As maiores médias de FE N-N₂O para a urina depositada nas estações Outono e Inverno possivelmente podem estar associadas às temperaturas mais amenas, que são características destas estações. Em baixas temperaturas, a umidade do solo é preservada devido à menores taxas de evaporação, que, em condições ótimas (ex. porosidade preenchida por água > 60%), podem favorecer os processos de produção de N₂O. Sob elevada PPA, sítios de anaerobiose se formam no solo pela restrição do oxigênio, e o processo de desnitrificação do N é estimulado (de Klein et al., 2003; Sagggar et al., 2004; Wrage et al., 2005). Entretanto ao se avaliar apenas o efeito da temperatura média anual nas médias de FE's das excretas, observou-se que os maiores valores de FE para a urina, por exemplo, foram observados em estudos desenvolvidos em locais com temperatura média anual superior a 20°C (Tabela 15). De forma contrária à deposição de urina, não foi observado efeito das estações nas médias de FE N-

N₂O a partir da deposição de fezes (Tabela 16). Vale ressaltar cuidado com a interpretação a partir de inferências pela variação sazonal, visto que a dinâmica de emissão acontece de forma imediata após aplicação do N-excreta, e as condições de temperatura e umidade do solo, antes e após aplicação, explicariam melhor as emissões.

A abordagem das variáveis de solo que controlam as emissões de N₂O e a sua relação com os FE N-N₂O em sistemas agropastoris em diferentes regiões do mundo não é possível devido ao fato de que uma baixíssima proporção das publicações acessadas tem uma descrição do comportamento das variáveis de solo no período de monitoramento das emissões de N₂O do solo.

Entretanto, apresenta-se aqui um resumo dos valores de FE's observados ao redor do mundo em estudos com aplicação de excretas em pastagens. Além disso pretende-se subsidiar os estudos desenvolvidos no Brasil, em relação a outros países. Os valores de FE's obtidos no Brasil têm sido questionados quando levados à eventos científicos internacionais por apresentarem valores muito inferiores aos preconizados pelo IPCC como também de outros países, razão que motivou a presente pesquisa. Entretanto, os resultados obtidos na presente pesquisa mostram que os valores de FE's obtidos em ambientes pastoris do Brasil estão em consonância os valores obtidos em outros locais do mundo. A presente meta-análise apontou valores de FE N-N₂O para excretas de bovinos depositados em pastagens do Brasil na ordem 0,97 (n=18) e 0,15% (n=15) para urina e fezes respectivamente (Figura 22a). Esses valores foram muito próximos das médias de FE N-N₂O obtidas para os demais países no mundo de 0,89 (n=191) e 0,23% (n=89) para urina e fezes de bovinos (Figura 22a). Tanto os valores obtidos para o Brasil quanto para o resto do mundo foram inferiores aos preconizados pelo IPCC (2%) para excretas bovinas. No mesmo sentido, às médias de FE N-N₂O para excretas de ovinos obtidas dos estudos desenvolvidos no Brasil (0,26%-urina e 0,06%-fezes) foram semelhantes às médias obtidas para os demais países do mundo (0,51%-urina e 0,08%-fezes), e em ambos os cenários, foram inferiores ao 1% preconizado pelo IPCC para excretas de ovinos (Figura 22b).

Nossos resultados apontam, portanto, que a adoção dos valores de FE's sugeridos no "Tier 1" do IPCC para excretas animais superestimam as

emissões de N_2O do setor agropecuário. Entretanto, diante das limitações apresentadas nessa meta-análise, se faz necessário mais estudos que contemplem informações sobre os mais diversos fatores que influenciam as emissões de N_2O para que se confirmem os valores obtidos.

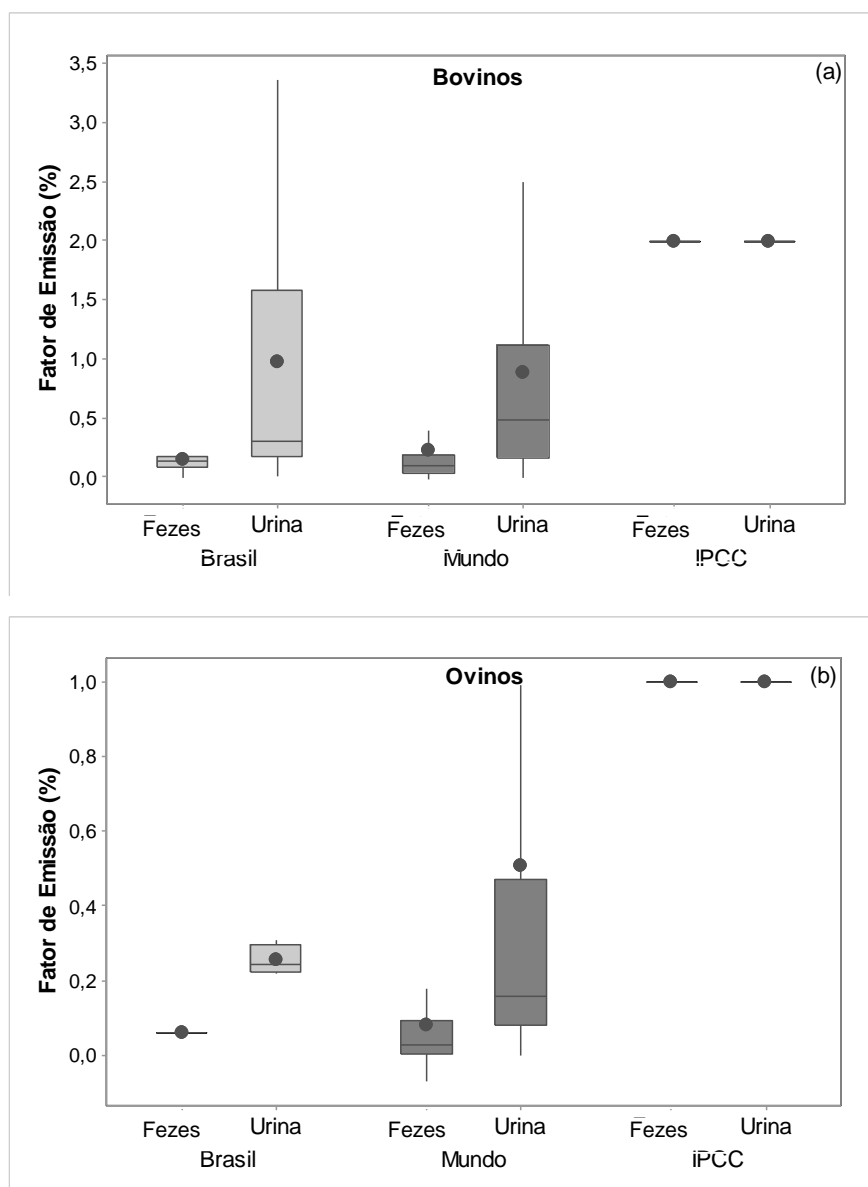


Figura 22. Fatores de emissão (FE) de N_2O para as diferentes excretas animais no Brasil e no Mundo, (a) FE N- N_2O para excretas bovinas e (b) FE N- N_2O para excretas ovinas.

6.5. Conclusões

O FE N-N₂O é maior para a urina do que para as fezes de bovinos e ovinos. Em nível global, essa meta-análise indica valores de FE N-N₂O de 0,84% e 0,22% para urina e fezes de bovinos, e de 0,49% e 0,08% para urina e fezes de ovinos. Não foram observadas diferenças nos FE N-N₂O obtidos nos diferentes hemisférios do planeta. As comparações entre os FE N-N₂O gerados no Brasil são similares aos valores determinados no restante do mundo. Os fatores de emissão de N₂O de excretas animais são dependentes dos fatores climáticos e são afetados pela sazonalidade dos mesmos. Os maiores FE N-N₂O ocorrem em regiões com precipitação média anual entre 600 e 1200 mm ano⁻¹ e com temperaturas superiores a 20°C para a deposição da urina, mas não influenciam os FE N-N₂O das fezes. Os maiores FE N-N₂O são observados quando as excretas são depositadas no Outono e em solos mal drenados. A deposição de urina é a principal fonte de emissão de N₂O em ambientes pastoris no mundo tanto para bovinos como para ovinos. A presente meta-análise da literatura mundial aponta fortemente para a necessidade da revisão dos valores de FE N-N₂O preconizados pelo IPCC, bem como a desagregação dos FE N-N₂O da urina e das fezes para sua aplicação em inventários nacionais baseados no “Tier 1” do IPCC.

7. CAPÍTULO VII – CONCLUSÕES GERAIS

De acordo com os resultados obtidos nos estudos 1 e 2 da presente tese, a adoção de FE de N₂O de 2%-bovinos e 1%-ovinos, preconizados pelo IPCC se mostraram inadequados à realidade encontrada no Bioma Pampa do Sul do Brasil por superestimar as emissões em até 12,5 e 6,7x para excretas bovinas e ovinas respectivamente. Os resultados desses dois estudos sugerem ainda a desagregação dos valores de FE de N₂O das excretas (urina e fezes) visando seu uso em inventários nacionais de emissão, visto que em ambos sistemas pecuários avaliados, a urina apresentou maior potencial de perdas na forma de N₂O comparada às fezes. Os estudos 1 e 2 apontaram as condições de PPA e N-mineral no solo como determinantes para as maiores emissões de N₂O a partir da deposição de excretas animais. A meta-análise conduzida no estudo 3 contribuiu para situar os valores de FE de N₂O para excretas animais obtidos em estudos no Brasil em relação ao resto do mundo. Nesse estudo, os resultados mostraram que os FE de N₂O obtidos no Brasil são similares ao resto do mundo, seja para excretas bovinas ou ovinas, reforçando a necessidade de revisão dos valores preconizados pelo IPCC para uso de forma regionalizada. A meta-análise confirmou ainda que os fatores de emissão de N₂O para excretas animais são dependentes dos fatores climáticos e afetados pela sazonalidade dos mesmos. O efeito da sazonalidade sobre os FE de N₂O foi observado no estudo 1 da presente tese, onde a urina bovina depositada nas estações Verão e Primavera apresentaram maiores valores de FE. Os resultados obtidos nos diferentes estudos do presente projeto de pesquisa confirmam a necessidade de revisão dos valores de FE de N₂O para excretas animais a serem utilizados na elaboração de inventários de emissão do Brasil. A adequação e geração de valores de FE que correspondam à realidade local é de extrema relevância, sobretudo em locais onde essa fonte emissora é significativa.

8. CAPÍTULO VIII – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores de fatores de emissão de N₂O para excretas animais depositados em sistemas pastoris são bastante variáveis na literatura e são atribuídos às diferentes condições edafoclimáticas existentes no mundo ou ainda aos diferentes protocolos experimentais utilizados. Entretanto, em países onde a produção pecuária é largamente explorada, as emissões de gases de efeito estufa oriundas dessa fonte, pode ser extremamente relevante na composição de um inventário nacional de emissão. Para isso, o uso de um valor de FE condizente com as condições locais se faz importante para representar a realidade das emissões dentro de um sistema produtivo.

Na presente pesquisa, tentou-se contemplar a sazonalidade climática e seus efeitos sobre os valores de FE's (Estudo 1) além da variabilidade temporal (Estudo 2) na obtenção de valores de FE's que representassem as condições encontradas no Bioma Pampa do Sul do Brasil. Os resultados obtidos apontaram inadequação, em escala regional, dos valores atualmente aplicados (2 e 1%, IPCC) para elaboração de inventários, onde refletem em superestimativas das emissões oriundas da deposição de excretas animais em pastagens do Sul do Brasil. Entretanto, o Brasil possui dimensões continentais, com diversidade de solos e climas nas suas diferentes regiões. Nesse sentido, uma abordagem de "Tier 3" com a utilização de modelagem pode ser adotada a fim de contemplar essa variabilidade em regiões onde não será possível a realização desse tipo de estudo. De toda forma, mais pesquisas com essa ênfase se fazem necessárias para se obter um valor de FE de N₂O para uso em escala nacional na elaboração de inventários de GEE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, M.K.; ADAMS, W.A. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.32, n.8-9, p.1251-1259, 2000.

ALEXANDER, L. V. et al. Summary for policymakers. In: STOCKER, T.F. et al. (Eds.). **Climate change 2013: the physical science basis**. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. Disponível em: < http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_SPM_FINAL.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2016.

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 Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.28, p.597–607, 1996.

ANÁLISE da evolução das emissões de GEE no Brasil (1990-2012): setor agropecuário. São Paulo: Observatório do Clima, 2014. 32 p.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Effect of chemical fertilizer form on N₂O, NO and NO₂ fluxes from Andisol field. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.63, p.219-230, 2002.

AKIYAMA, H. et al. N₂O and NO emissions from soils after the application of diferente chemical fertilizers. **Chemosphere-Global change Science**, Oxford, v.2, p.313-320, 2000.

BAGGS, E.M. et al. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, Oxford, v.16, n.2, p.82-87, 2000.

BARNEZE, A.S. **N₂O emission from soil due to urine deposition by grazing cattle and potential mitigation**. 2013. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências, Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

BARNEZE, A.S. et al. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v.92, p.394-397, 2014.

BARTH NETO, A. et al. Italian ryegrass establishment by self-seeding in integrated crop-livestock systems: Effects of grazing management and crop rotation strategies. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.57, p. 77-83, 2014.

BASTOS, D.B. **Emissão de gases de efeito estufa em solo sob integração lavoura-pecuária com ovinos no sul do Brasil**. 2014. 59 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

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**, Berlin, v.41, p.379-388, 2005.

BOLETIM AGROMETEOROLÓGICO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL AGRONÔMICA DA UFRGS - Série histórica 1970 - 2012. Porto Alegre: UFRGS. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da Faculdade de Agronomia, 2013.

BELL, M.J. et al. Nitrous oxide emissions from cattle excreta applied to a Scottish grassland: Effects of soil and climatic conditions and nitrification inhibitor. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.508, p.343-353, 2015.

BRENTROP, F. et al. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v.5, n.6, p.349-357, 2000.

BOLDRINI, I.I. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências**, Porto Alegre, n.56, p.1-39, 1997.

BOLAN, N.S. et al. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.84, p.37- 120, 2004.

BOUWMAN, A.F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: BOUWMAN, A.F. (Ed.). **Soils and the greenhouse effect**. New York: John Wiley, 1990. p. 61-127.

BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.49, p.7-16, 1997.

BREMNER, J.M.; BLACKMER, A.M. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. In: DELWICHE, C.C. (Ed.). **Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide**. New York: Chichester, 1981. p.76-84.

CARDENAS, L.M. et al. Effect of the application of cattle urine with or without the nitrification inhibitor DCD, and dung on greenhouse gas emissions from a UK grassland soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.35, p.229–241, 2016.

CHENG, W. et al. N₂O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release urea fertilizers. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.63, p.231-238, 2002.

CIAMPITTI, I.A.; CIARLO, E.A.; CONTI, M.E. Nitrous oxide emissions from soil during soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) crop phenological stages and stubbles decomposition period. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.44, n.4, p.581-588, 2008.

COTTLE, D.J.; NOLAN, J.V.; WIEDEMANN, S.G. Ruminante enteric methane mitigation: a review. **Animal Production Science**, Collingwood, v.51, n.6, p.491-514, 2011.

CLOUGH, T.J. et al. Fate of ¹⁵N labelled urine on four soil types. **Plant and Soil**, The Hague, v.199, n. 2, p.195–203, 1998.

CLOUGH, T.J. et al. Emission of nitrogen oxides and ammonia from varying rates of applied synthetic urine and correlations with soil chemistry. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.41, p.421-438, 2003.

DE KLEIN, C.A.M. et al. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand: a review of current knowledge and directions for future research. **Journal of the Royal Society of New Zealand**, Wellington, v.31, p.543-574, 2001.

DE KLEIN, C.A.M. et al. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soil. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.41, p.381-399, 2003.

DE KLEIN, C. et al. N₂O Emissions from managed soil, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Geneva: IPCC, 2006. v.4, cap. 11. Capítulo revisado em 2014. Disponível em: < https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf >. Acesso em: 14 ago. 2016.

DE KLEIN, C.A.M. et al. The effect of nitrogen concentration in synthetic cattle urine on nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.188, p.85-92, 2014.

DI, H.J. et al. Effect of soil moisture and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.73, p.59–68, 2014.

DIJKSTRA, J. et al. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. **Animal**, Cambridge, v.7, 292–302, 2013.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Chichester: Wiley-Interscience, 1989. p.7-21.

FLECHARD, C.R. et al. Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, p.2114–2127, 2005.

FRANZLUEBBERS, A.J. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p. 120-147, 2005.

GERBER, P.J. et al. **Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013.

GOMES, J. **Emissão de gases de efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 155 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p.36-44, 2009.

GRANLI, T.; BOCKMAN, O.C. Nitrous oxide from agriculture. **Norwegian Journal of Agricultural Sciences**, Ås (Norway), v.12, p.7-128, 1994.

GRANT, B. et al. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. **Climate Change**, Hoboken, v.65, p.315-332, 2004.

GROENIGEN, V.J.W. et al. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.37, p.463-473, 2005.

GROENIGEN, V.J.W. et al. Mitigating N₂O emissions from urine patches in pastures. **International Congress Series**, Amsterdam, v.1293, p.347-350, 2006.

- HAMBRIDGE, J. **QuikChem method 12-107-04-1-J**: determination of nitrate in 2M KCl soil extracts by flow injection analysis. Loveland: Lachat Instruments, 2007a.
- HAMBRIDGE, J. **QuikChem method 12-107-06-2-F**: determination of ammonia (salicylate) in 2 M KCl soil extracts by flow injection analysis (high throughput). Loveland: Lachat Instruments, 2007b.
- HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.49, p.119-199, 1993.
- HOEFT, I. et al. Response of nitrogen oxide emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.151, p.34-43, 2012.
- HOEKSTRA, N.J. et al. The fate of slurry N fractions in herbage and soil during two growing seasons following application. **Plant and Soil**, The Hague, v.342, p.83-96, 2011.
- HOLECHEK, J.L.; PIPER, R.D.; HERBEL, C.H. **Range management: principles and practices**. 5th ed. Upper Saddle River: Pearson Education, 2004.
- HYDE, B. et al. Nitrous oxide emissions. In: **End of project report RMIS 4974**. Wexford: Johnstown Castle Research Centre, 2005. p.0-26.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuário. Rio de Janeiro, 2016.
- JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.82, p.161-173, 2008.
- JONES, S.K. et al. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.121, n.1-2, p.74-83, 2007.
- KELLY, K.B.; PHILLIPS, F.A.; BAIGENT, R. Impact of dicyandiamide application on nitrous oxide emissions from urine patches in Northern Victoria, Australia. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, East Melbourne, v.48, p.56–159, 2008.
- KELLIHER, F.M.; CLOUGH, T.J.; CLARK, H. **Developing revised emission factors for nitrous oxide emissions from agricultural pasture treated with Nitrification inhibitors**: final report. Wellington: Landcare Research New Zealand Limited, Ministry of Agriculture and Forestry, 2007. p.1-67.
- KELLIHER, F.M. et al. Statistical analysis of nitrous oxide emission factors from pastoral agriculture field trials conducted in New Zealand. **Environmental Pollution**, London, v.186, p.63–66, 2014.

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

KITZLER, B. et al. Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v.3, p.293-310, 2006.

KOOL, D.M. et al. What artificial urine composition is adequate for simulating soil N₂O fluxes and mineral N dynamics? **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.38, p.1757–1763, 2006.

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

KRAEMER, G. B. **Variabilidade espacial dos atributos do solo na delimitação das unidades de mapeamento**. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo – Pedologia e Manejo do Solo) - Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

KROL, D.J. et al. Improving and disaggregating N₂O emission factors for ruminant excreta on temperate pasture soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 568, p. 327-338, 2016.

LESSA, A.C.R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, Amsterdam, v.190, p.104–11, 2014.

LEMAIRE, G.; BENOIT, M.; VERTE'S, F. Rechercher de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. **Fourrages**, Versailles, v.175, p.303-318, 2003.

LETICA, S.A. et al. Short-term measurement of N₂O emissions from sheep-grazed pasture receiving increasing rates of fertilizer nitrogen in Otago. **Animal Production Science**, Collingwood, v.50, p.17-24, 2010.

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**, Berlin, v.44, p.463-470, 2008.

LUO, J. et al. **Determination of the N₂O emission factor for animal dung applied in spring in three regions of New Zealand**. Wellington: Ministry of Agriculture and Forestry, 2009.

LUSTOSA, S.B.C. **Efeito do pastejo nas propriedades químicas do solo e no rendimento de soja e milho em rotação com pastagem consorciada de inverno no sistema plantio direto**. 1998. 84 f. Dissertação (Mestrado em

Agronomia – Ciência do Solo) – Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

MAGIERO, E.C. **Emissão e balanço de gases de efeito estufa em Argissolo subtropical sob integração lavoura-pecuária com ovinos**. 2013. 120 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

MELLO, O. et al. Levantamento em série dos solos do centro agrônômico. **Revista da Faculdade de Agronomia e Veterinária da Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 8, 1966.

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

MOSIER, A.R. et al. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.52, p.225-248, 1998.

MU, Z. et al. Nitrous oxide fluxes from upland soils in central Hokkaido. **The Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v.20, p.1312-1322, 2008.

NABINGER, C.; CARVALHO, P.C.F.; DALLÁGNOL, M. Pastagens no ecossistema de clima subtropical. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 42., 2005, Goiânia. **Anais ...** Goiânia: SBZ, 2005. v.1, p.1-20.

NICHOLS, K.L. et al. Nitrous oxide and methane fluxes from cattle excrement on C3 pasture and C4-dominated shortgrass steppe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.225, p.104–115, 2016.

OENEMA, O. et al. Nitrous Oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, Oxford, v.13, p.288-295, 1997.

OENEMA, O. et al. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.72, p.51–65, 2005.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. London: Academic, 1996.

PIMENTEL, L.G. et al. Soil N₂O emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v.178, n.4, p.631-640, 2015.

PIVA, J.T. **Fluxo de gases de efeito estufa e estoque de carbono do solo em sistemas integrados de produção no sub trópico brasileiro**. 2012. 96 f.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

PERGUER, M. **Emissão de óxido nitroso e metano do solo e de dejetos bovinos em sistemas integrados de produção com ILP e ILPF**. 2014. 57 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

RAFIQUE, R.; HENNESSY, D.; KIELY, G. Nitrous oxide emission from grazed grassland under different management systems. **Ecosystems**, New York, v.14, n.4, p.563–582, 2011.

ROCHETTE, P. et al. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.88, p.175-187, 2008.

ROCHETTE, P. et al. Soil nitrous oxide emissions after deposition of dairy cow excreta in eastern Canada. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.43, p.829–841, 2014.

SAGGAR, S. et al. Review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agriculture Research**, Wellington, v.47, p.513–544, 2004.

SAGGAR, S. et al. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.465, p.173–195, 2013.

SELBIE, D.R. et al. The effect of urinary nitrogen loading rate and a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from a temperate grassland soil. **Journal of Agricultural Science**, London, v.152, p.S159-S171, 2014.

SELBIE, D.R.; BUCKTHOUGHTX, L.E.; SHEPHERD, M.A. The challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.129, 2015.

SHERLOCK, R.R.; GOH, K.M. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. Field experiments. **Fertilizer Research**, The Hague, v.5, n.2, p.181-195, 1984.

SCHIRMANN, J. **Balanço de carbono e emissão de gases de efeito estufa em campo nativo do bioma Pampa**. 2016. 87 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

SIMON, P.L. **Emissões diretas de óxido nitroso de dejetos bovinos em pastagem e mitigação por dicianodiamida (DCD)**. 2015. 59 f. Dissertação

(Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SMITH, K.A. et al. Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.52, n.2-3, p.123-130, 1998.

SMITH, K.A. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.54, p. 779-791, 2003.

SONG, C.; ZHANG, J. Effects of soil moisture, temperature, and nitrogen fertilization on soil respiration and nitrous oxide emissions during maize growth period in northeast China. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science**, Copenhagen, v.59, p.97-106, 2009.

SORDI, A. **Emissão de óxido nitroso a partir de urina e esterco de bovinos a pasto**. 2012. 53 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SORDI, A. et al. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p.94-103, 2014.

STEINFELD, H. et al. **Livestock's long shadow**: environmental issues and options. Rome: FAO, 2006.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ Departamento de Solo, 1995. 174 p.

TOMAZI, M. et al. Sheep excreta as source of nitrous oxide in ryegrass pasture in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.39, n.5, p.1498-1506, 2015.

USDA. Brazil. Livestock and products annual. Annual Livestock 2014. **GAIN Report**, BR 0943, 2014. Disponível em: <http://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Livestock%20and%20Products%20Annual_Brasilia_Brazil_9-4-2014.pdf>. Acesso em: 21 maio 2015.

WACHENDORF, C.; TAUBE, F.; WACHENDORF, M. Nitrogen leaching from N-15 labelled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.73, p.89–100, 2005.

WHITEHEAD, D.C. **The role of nitrogen in grassland productivity**: a review of information from temperate regions. Farnham Royal: Commonwealth Agricultural Bureaux, 1970.

WHITEHEAD, D.C.; BRISTOW, A.W. Transformations of nitrogen following the application of ¹⁵N labelled cattle urine to an established grass sward. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.27, p.667-678, 1990.

WILLIAMS, E.J.; JARVIS, S.C.; DIXON, E. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.30, p.1885-1893, 1998.

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

WRAGE, N. et al. A novel dua-isotope labelling method for distinguishing between soil sources of N₂O. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, London, v.19, p.3298-3306, 2005.

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

VAN DER WEERDEN, T.J. et al. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.141, p.426-436, 2011.

VAN GROENIGEN, J. W. et al. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: effects of urine concentration, soil compaction and dung. **Plant and Soil**, The Hague, v.273, p.15–27, 2005.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 79 f. 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. et al. Nitrous oxide and methane fluxes in southern brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

ZEBARTH, B.J. et al. Controlled release fertilizer product effects on potato crop response and nitrous oxide emissions under rain-fed production on a medium texture soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 92, p. 759-769, 2012.